

Urve Sinijärv

Kunst ja loodus pargis

Kujunduslike ja
liigikaitseliste
eesmärkide
ühendamine parkide
restaureerimisel
ja hooldamisel
Saare maakonna
looduskaitsealuste
parkide näitel

Doktoritöö



EESTI
KUNSTIAKADEEMIA
Kunstikultuuri teaduskond
Muinsuskaitse ja restaureerimise osakond
2012

Urve Sinijärv

Kunst ja loodus pargis. Kujunduslike ja liigikaitseliste eesmärkide ühendamine parkide restaureerimisel ja hooldamisel Saare maakonna looduskaitsealuste parkide näitel

Art and nature in parks. Combining design objectives and biodiversity conservation objectives in park restoration and maintenance on the basis of case studies of protected parks in Saare County

Doktoritöö / Doctoral thesis

Juhendaja / Supervisor

prof **Juhan Maiste**

Konsultandid / Consultants

Jaan Liira, PhD

Merit Otsus, PhD

Elustikurühmade eksperdid / Experts of biotic groups

Puittaimed / Woody plants: **Olev Abner**

Rohttaimed / Herbaceous plants: **Ülle Reier**

Samblad / Bryophytes: **Nele Ingerpuu**

Samblikud / Lichens: **Inga Jüriado**

Seened / Fungi: **Sulev Järve**

Selgrootud / Invertebrates: **Hanno Zingel**

Kahepaiksed ja roomajad / Amphibians and reptiles: **Riinu Rannap**

Linnud / Birds: **Meelis Uustal, Peep Veedla, Hanno Zingel, Vello Keppart**

Nahkhiired / Bats: **Rauno Kalda**

Fotomontaažid / Image editing

Mart Kivisild

Eelretsensendid / External reviewers

Kristiina Hellström, PhD

prof **Kalev Sepp**

Oponent / Opponent

prof **Kalev Sepp**

Avalik kaitsmine / Public defence

13.12.2012

Keeletoimetaja / Copy editor

Maris Jõks

Tõlge inglise keelde / Translated by

Marina Maran

Kujundus / Design by

Andres Tali

Tänuavaldused / Acknowledgements: Anneli Randla, Tõnu Talvi, Vello Keppart, Andres Vaasa, Sulev Nurme, Piret Palm, Rein Nellis, Kersti Lootus, Nele Nutt, Silja Konsa, Riina Pau, Ede Leppik, Elle Roosaluuste, Ülle Grišakov, Herdis Fridolin, Merike Linnamägi, Kristiina Hellström, Tiina Tammets, Mart Kalm

Teose avaldamist on toetanud Eesti Kultuurkapital



© Urve Sinijärv, 2012

ISBN 978-9949-467-33-4

ISSN 1736-2261

Trükikoda / Printed by

Alfapress OÜ

Sisukord

1. Sissejuhatus	9
2. Restaureerimisülesanne, materjal ja meetodika	15
2.1. Restaureerimisülesande eesmärgid	15
2.2. Uurimisobjekti valik ja lähteandmed	15
2.3. Töö ülesehitus ja meetodika	17
3. Teoreetiline osa	20
3.1. Kultuurimälestiste nüüdisaegsete restaureerimisprintsiipide rakendamine parkides	20
3.1.1. Restaureerimisteooriad	20
3.1.2. Rahvusvahelised raamkokkulepped ja terminoloogia	22
3.1.3. Konserveerimine	23
3.1.4. Restaureerimine	24
3.1.5. Rekonstrueerimine	25
3.1.6. Lähenemiste paljusus	27
3.2. Eesti ajaloolised pargid	29
3.2.1. Kujundusvõtted Eesti parkides	29
3.2.2. Eesti parkide areng	36
3.2.3. Parkide uuritus ja historiograafia	37
3.2.4. Parkide riiklik kaitse	40
3.2.5. Parkide restaureerimise senine praktika	41
3.2.6. Ökosüsteemne lähenemine parkide taastamisel	45
3.2.7. Parkide loodusväärtused	46
3.3. Elustikurühmad parkides	53
3.3.1. Puittaimed	53
3.3.2. Rohhtaimed	62
3.3.3. Samblad	68
3.3.4. Samblikud	70
3.3.5. Seened	73
3.3.6. Selgrootud	77
3.3.7. Kahepaiksed ja roomajad	82

3.3.8. Linnud	84
3.3.9. Imetajad	90
3.3.10. Kokkuvõte	94
4. Restaureerimisülesanne	95
4.1. Audla mõisa park	95
4.1.1. Mõisa ajalugu. Pargi kujundus ja hetkeolukord	95
4.1.2. Liigiandmed	98
4.1.3. Restaureerimislahendus	100
4.2. Koikla mõisa park	104
4.2.1. Mõisa ajalugu. Pargi kujundus ja hetkeolukord	104
4.2.2. Liigiandmed	105
4.2.3. Restaureerimislahendus	108
4.3. Kuressaare lossipark	110
4.3.1. Pargi ajalugu, kujundus ja hetkeolukord	110
4.3.2. Liigiandmed	113
4.3.3. Restaureerimislahendus	117
4.4. Kärla kirikupark	122
4.4.1. Ajalugu. Pargi kujundus ja hetkeolukord	122
4.4.2. Liigiandmed	124
4.4.3. Restaureerimislahendus	127
4.5. Lööne mõisa park	131
4.5.1. Mõisa ajalugu. Pargi kujundus ja hetkeolukord	131
4.5.2. Liigiandmed	132
4.5.3. Restaureerimislahendus	136
4.6. Muhu pastoraadi park (Liiva park)	139
4.6.1. Pastoraadi ajalugu. Pargi kujundus ja hetkeolukord	139
4.6.2. Liigiandmed	141
4.6.3. Restaureerimislahendus	142
4.7. Mõntu mõisa park	144
4.7.1. Mõisa ajalugu. Pargi kujundus ja hetkeolukord	144
4.7.2. Liigiandmed	146
4.7.3. Restaureerimislahendus	149
4.8. Oti mõisa park	153
4.8.1. Mõisa ajalugu. Pargi kujundus ja hetkeolukord	153
4.8.2. Liigiandmed	155
4.8.3. Restaureerimislahendus	157
4.9. Pidula mõisa park	161
4.9.1. Mõisa ajalugu. Pargi kujundus ja hetkeolukord	161
4.9.1. Liigiandmed	164
4.9.10. Restaureerimislahendus	167
4.10. Pädaste mõisa park	170
4.10.1. Mõisa ajalugu. Pargi kujundus ja hetkeolukord	170
4.10.2. Liigiandmed	175
4.10.3. Restaureerimislahendus	177
4.11. Tumala mõisa park	180
4.11.1. Mõisa ajalugu. Pargi kujundus ja hetkeolukord	180
4.11.2. Liigiandmed	183
4.11.3. Restaureerimislahendus	185

5. Järeldused	190
5.1. Uuritud parkide kujunduslik ja looduslik iseloom	190
5.2. Restaureerimislahenduste tulemused.	192
5.2.1. Parkide peamised väärtused	193
5.2.2. Parkide ilmet ja struktuuri rikkuvad ning parkides puuduvad elemendid	193
5.2.3. Soovitused elustiku kaitseks ja nendega arvestamise võimalikkus	194
5.3. Üldised järeldused	197
5.4. Kujunduslikke ja liigikaitselisi eesmärke ühendavad tegevused.	198
 6. Kokkuvõte.	 203
 <i>Summary. Art and nature in parks. Combining design objectives and biodiversity conservation objectives in park restoration and maintenance on the basis of case studies of protected parks in Saare County.</i>	 206
 Kasutatud allikad	 217
Lisad.	236

I. Sissejuhatus

Üks Eesti maastiku iseloomulikke omadusi on ajalooliste parkide suur hulk ja tihedus. See on seotud peamiselt vanade mõisasüdamete, kuid ka linnade ja asulate, kirikute ja kalmistute ning mõningal määral ka talude arenguga. Kõige rohkem ongi meil vanu mõisaparke, mille koguarvu on võimalik siduda kunagiste mõisate hulgaga. Mõisaid on Eestisse rajatud juba alates 13. sajandist, kuid varaseimad neist olid linnusliku iseloomuga ning aedu ja parke nende juurde üldiselt ei kuulunud. Pööre toimus 17. sajandil, mil mõisaansambel hakkas kujunema üheks kesksmaks arhitektuurižanriks ning koos sellega ka aiad nende integreeritud osaks (Hein 2007, 27). 18. sajandi algul puhkenud Põhjasõjas enamik Rootsi-aegsetest mõisahoonetest purustati, kuid pärast seda algas mõisate ja koos sellega ka pargikultuuri järkjärguline õitseng ning pargiarhitektuurst sai omaette arvestatav kunstiharu (Arman 1965, 242). 20. sajandi algul loendati Eestis ligi 1100 rüütli-, kiriku-, kroonu- ja linnamõisa (Rosenberg 1994, 27) ning nende puhul võib üsna kindlalt väita, et enamiku juurde kuulus suurem või väiksem kujundatud välisruum aia või pargi näol. Koos abimõisatega on meil mõisaid olnud kokku aga üle 2100 (samas) ja seega ka parkide arv oluliselt suuremgi. Paljud mõisasüdamed on aga nüüdseks hääbunud ja samuti pole nende juurde kuulunud pargid enam oma algses funktsioonis kasutatavad ega tuvastatavad, vaid saanud osaks loodusest. Selliste mõisate arvuks, kus praegugi peahoone püsti on, pakub Ants Hein 550 ning säilinud mõisaparkide arvuks isegi 900 (Hein 1998, 272), kuid see arv on hinnanguline, sest piiri, kust maalt park lakkab eksisteerimast, on raske, kui mitte võimatu tõmmata. Mõisaparkidele lisanduvad linnapargid, mille kohta on varaseimad teated juba 14. sajandist (Viirok 1929, 242; Kenkmaa ja Vilbaste 1965, 81; Laas 1998, 36; Hein 2007, 23), enamik neist pärineb aga 19. ja 20. sajandist ning samal perioodil on rajatud ka paljud meie kiriku- ja pastoraadi-, dendro- jt parkidest (Abner jt 2007, 2012).

Kuivõrd pargid on inimese loodud, on nad esmajärjekorras kultuuripärand, mille säilitamise kohustus tuleneb nii rahvusvahelistest kokkulepetest kui ka riigisisestest õigusaktidest – Euroopa riikides valdavalt 19. sajandil jõustunud muinsuskaitseadustest, aga ka rahvusvahelistest konventsioonidest ja raamkokkulepetest, nagu näiteks 1985. aastal Granadas vastu võetud Euroopa

arhitektuuripärandi kaitse konventsioonist (RT II 1996, 36, 133) või 1964. aastal vastu võetud Veneetsia hartast (The Venice Charter), mis on rahvusvaheline mälestiste ja ajalooliste paikade konserveerimise ja restaureerimise harta. Samal ajal on parkide kui kultuuripärandi eripäraks see, et tegemist on loodust ja kultuuri ühendavate mälestistega ehk kahe väärtusvaldkonna kokkupuutekohaga ja nende põimumise ilminguga. Võrreldes näiteks hoonete või kujutava kunsti teostega pole parkide puhul tegemist mitte staatiliste, oma loomishetke esindavate rajatistega, vaid ajas muutuvate ehk elavate, kasvavate ja arenevate kunstiteostega, mistõttu vajavad nad nii konserveerimisel kui restaureerimisel mõnevõrra teistsugust lähenemisviisi kui näiteks ehitus- või kunstipärand. Restaureerimisel on taastatav vaid parkide stiililine ilme ja arhitektuurne kompositsioon – taimne materjal on elus ning selle ilme sellest tulenevalt pidevas arengus ja muutumises. Seda eripära arvestades ongi 1981. aastal Veneetsia harta lisana registreeritud Firenze harta (The Florence Charter), mis käsitleb nimelt ajaloolisi aedu ja parke.

Siinse doktoritöö teema on Eesti pargipärandi restaureerimine. Uurimus on välja kasvanud autori igapäevatööst pärandikaitse valdkonnas; tegeledes Keskkonnaministeeriumi looduskaitse osakonnas ühe töövaldkonnana looduskaitsealuste parkide kaitse korraldamisega ning tehes koostööd Muinsuskaitseametiga mitmesugustes kultuuri- ja looduspärandit ühendavates valdkondades, sh muinsuskaitsealuste parkidega, tekkis see teema puhtpraktiliselt tasandilt – kuidas ühendada selle kaht väärtusvaldkonda siduva pärandi kaitse küsimusi. Loodusteaduslik käsitlusviis läheneb pargile kui looduskomponentide kogumile, mille moodustavad reljeef, mullastik, taimestik, loomastik, veekogud jne. Kunstiteaduslik lähenemine käsitleb parki kui arhitektuurset kompositsiooni, mille eripära on see, et selle peamised kujunduslikud elemendid on taimsed, st elavad. Kaht poolust ühendavaks lüliks on esteetika, mis avaldub pargi kujunduses. Ilma loodusliku komponendita oleks tegemist pelgalt arhitektuuri ja disainiga, ilma kunstiga aga üksnes metsiku loodusega (Jong 2007, 39). See on sümbiootiline kooslus, kus üheta pole teist – loodus ei ole siin loodus iseeneses ja kunst samuti mitte, vaid tegemist on nende kahe omavahelises vastasmõjus ja pidevas arengus oleva tervikuga, kus määrav roll on nii inimese tehtavatel valikutel kui ka looduslikel protsessidel.

Parkide loomine on kogu oma ajaloo vältel olnud samal ajal ka inimese ja looduse suhete ajalugu. Kultuurisemiootik Claude Lévi-Strauss (1996) on leidnud kõikides kultuurides ühe universaalse vastanduse-opositsiooni: loodus – kultuur, kuivõrd mõnedes kultuurides on inimene pidanud end üheks kõige elava osaks, teistes end sellele vastandanud. Looduse ja kultuuri vahekord on üks vanimaid filosoofilisi probleeme, neid on omavahel küll võrreldud, samastatud kui täielikult vastandatud. Tänapäeva lääne tsivilisatsioon on kujunenud kahe vastandliku ideoloogia – judaistliku ja hellenliku pärandi koosmõjus, mille omavahelised pingestatud suhted mõjutavad selle kujunemist jätkuvalt (Wright 1996, 52). Kui judaismist võrsunud kristlusele ja islamile on absoluutseks autoriteediks pühakirja Sõna ehk väline autoriteet, siis hellenlik hoiak julgustab uurimist ja tahet otsida iseennast. Kreeklased uskusid looduses valitsevasse korrapärasse ning sõna *natura* tähendas neile nii loodust kui selles sisalduvat korda, mida võiks nimetada ka sõnumiks või tähenduseks, mille peab avastama uuriv vaim. Midagi sarnast leiab näiteks ka hiina kultuurist, kus samuti leitakse, et loodusnähtusi valitsevad seadused on aluseks ka inimelu arukale korraldamisele ühiskonnas.

Müüt inimesest kui korra ja ilu loojast looduses saab omakorda alguse renessansiajastul, muutub Lääne kultuuri alusmüüdiks valgustusajastul, saavutab oma kulminatsiooni modernismis ja leiab kriitika postmodernismis (Lehari 2001, 71). Pargid ja aiad maastikuarhitektuuri teostena, mille juured on kunstis, kajastavad neid muutusi oma kujunduses.

Stephanie Ross näeb hoolimata eri ajastute ja stiiliperioodide parkide esteetikas väljenduvast erinevusest inimese ja looduse vahelistes suhetes siiski kõikide aegade aegade vahel ka teatavaid ühendavaid omadusi: kuigi prantsuse aiad on sirgjoonelised ja arhitektuurised nagu islami aiad, laiuvad nad maastikus nagu inglise maastikupargid, mis omakorda rõhutavad looduslikkust nagu hiina pargid ja on lilledeta nagu egiptuse aiad (Ross 1995, 160). Kõikidel aedadel ja parkidel on läbi aegade olnud üks ühine omadus – luua esteetiliselt elamust pakkuv väliskeskkond, mida ühe laialt levinud versioonina tõlgendatakse nostalgilise püüdlusena taastada kaotatud Eedeni aeda või taasluua paradiisi (Milton 1667, siin viidatud 1751. aasta väljaandele). Firenze harta artikli 5 kohaselt on ajalooline park kultuuri ja looduse vaheliste sidemete väljendajana ning sobiva paigana puhkamiseks ja mediteerimiseks tähtis kui maailma ideaalpilt, “paradiis” selle sõna iidse tähenduses, olles samal ajal kindla kultuuri, stiili, ajastu ning tihti ka loova kunstniku originaalsuse tunnistaja. Park on alati looming, kus osalevad nii selle looja kui sellest osasaaja. Nagu ütleb Martin Heidegger: “Elamus ei ole mõõduandev allikas mitte ainult kunsti nautimiseks, vaid niisamuti kunsti loomiseks. Kõik on elamus.” (Heidegger 2002, 80). Ilu hindamisel valitseb aga äärmine subjektivism ja relativism ning lisaks isiklikele maitse-eelistustele sõltub hea maitse standard ka valitsevatest poliitilistest jõududest ja sotsiaalsetest mõjudest (Diffey 1995).

Arnold Berleantil (1991) on käsitlus kõikidest kunstidest osasaamise viisist kui “esteetilisest hõivatuses”, mille puhul kunsti tajumine on otseselt seotud selles “osalemisega”, kuivõrd inimene ei saa olla üksnes vaatleval positsioonil, vaid võtab pakutavat sõnumit vastu, kuuludes ise keskkonda. See vastandub traditsioonilisele lähenemisviisile, mille kohaselt inimene on loodusest väljaspool seisev subjekt, kel on õigus seda allutada. Berleanti lähenemine on suunatud täieliku sulandumise ja ühtsuse poole püüdlusele, käsitledes inimest osana keskkonnast, mitte sellest eraldiseisvana. Järkjärguline loobumine kultuuri ja looduse vastandamisest algas umbes 1960. aastatel, seni oli mitme sajandi jooksul valdav usk teaduslik-tehnilisse progressi, looduse ümberkujundamise õigustatusesse ning selle usu rakendamine praktikas (Kull 2009, 342). Pargid on ühed kõige mitmemõõtmelisemalt tunnetatavad kunstiteosed üldse – olles kujundatud samadest materjalidest, millest tegelik keskkondki, on neis lisaks värvidele, vormidele, helidele ja lõhnadele võimalik tunnetada ka aja kulgu päevade, aastaaegade, sajandite kaupa (Sinijärv 2008, 174). Ühed pargi peamised elemendid – taimed – kasvavad, arenevad ja surevad ning on pidevas arengus. Inimene osaleb pargis viibides ja kunstist osa saades vahetult ise selles kõiges.

Praegusel postmodernistlikul ajastul puudub üks ja ainukehtiv ideoloogia ning esteetiliselt reeglid, on nende paljusus ja mitmekesisus ning see väljendub ka väga erinevates suhtumistes parkidesse ja loodusesse (Kaplinski 2001, 3). Erinevad lähenemisviisid parkide ja aegade restaureerimisele tänapäeval kajastuvad ka näidetes, mida on käsitletud lähemalt peatükis 3.1. Uusajajärgse arusaama kohaselt ei ole kultuur mitte loodusest eraldi, vaid osa ökosüsteemist, kusjuures seda mitte ainult ainelises (aineringetes osalemise), vaid ka kommunikatiivses,

organismidevahelise suhtlemise mõttes (Kull 2009, 342). Siinne doktoritöö seabki eesmärgiks pakkuda välja lähenemisviisi ja koos sellega soovitatavate tegevuste kompleks Eesti parkide restaureerimisel, mis on suunatud üheaegselt nii parkide esteetiliste kui ka loodusväärtuste suurendamisele, nii et need vastastikku teineteist toetaksid ja võimendaksid. Praeguste ideoloogiate varieeruvuse valguses on sinne lähenemine samuti vaid üks võimalik viis paljudest ja ei pretendeeri ainuõigsusele ega -võimalikkusele, kuid pakub välja viisi läheneda ajaloolisele pargile kui kaht poolust – kultuuri- ja loodusväärtust – siduval kunstiteosele terviklikult ning käsitleda nende säilitamist ja restaureerimist vastastikku soodustavas koostoimes.

Henri Lefebvre'i (1996) järgi on avalikul pargil kolm tunnusjoont: park kui igapäevane sotsiaalne taust, park kui kontrollitud mõjujõuga maastik ja park kui vaimne kuvand. Need jooned põimuvad omavahel ning nende koostoime määrabki konkreetse pargi olemuse. Doktoritöö tegeleb nende Eesti ajalooliste parkidega, mille jälgi maastikus praegugi realselt näha võib ning mis on jätkuvalt kasutusel või millel on veel seda kasutuspotentsiaali, kuna need seovad mainitud kolm tunnusjoont. Nagu mainitud, on suur hulk meie vanu parke koos mõisasüdamete hääbumisega kadunud, kuigi nii mõnelgi juhul on kadunud eeskätt mõisate hooned ja rajatised, nende juurde kuulunud park ja koos sellega ka huvi selle restaureerimise vastu aga veel säilinud.

Teema veelgi täpsema määratlemise eesmärgil tegeleb sinne doktoritöö meie riikliku kaitse all olevate parkidega, kuna esiteks on need üldistatuna meie pargipärandi paremik ning teiseks on just nende puhul kõige olulisem tagada nende säilimine ja seisundi parandamine. Samas ei ole kaitsestaatuse puudumine alati tingimata märk väärtuste puudumisest. Otsus kaitse alla võtta ja ka kaitse alt maha arvata on alati mingil määral subjektiivne, sõltudes ühiskonna üldisest meelsusest ja väärtushinnangutest sel hetkel, aga ka otsusetegijate isiklikest teadmistest ja eelistustest. Seetõttu võib kohata parke, mis pole kaitse all, kuid kannavad samu väärtusi kui kaitsealused, ning vastupidi, kaitsealuste seas võib olla väga erineva väärtusega parke. Töös pakutavad praktilised suunised on aga universaalsed ja kohaldatavad kõikidele Eesti parkidele, olenemata kaitsestaatusest.

Siinkohal on põhjust esile tõsta asjaolu, et laiemas plaanis on alles viimase poolsajandi jooksul kultuurimälestiste kaitse fookuseerunud ajaloolistelt struktuuridelt ka ajaloolistele aladele ja arhitektuursele elukeskkonnale laiemale, võttes kasutusele termini “kultuurimaastik”. Näiteks ülemaailmsesse kultuuri- ja looduspärandi kaitse konventsiooni lisati see mõiste alles 1990. aastatel, mil konventsiooni rakendusjuhistes defineeriti eri tüüpi kultuurimaastikud, nende hulgas ka pargid kui inimese poolt tahtlikult kujundatud ja selgelt piiritletud maastikud, mis on loodud esteetilistel kaalutlustel (WHC OG Annex 3, par 10). Eesti ühiskonnas tervikuna on maastikuarhitektuur ja selle ühe osana pargid olnud üldiselt alaväärtustatud (Kalm 2007, 120) ja ka nii muinsus- kui looduskaitstes on pargid olnud võrreldes ülejäänud kaitstavate objektidega seni pigem tagaplaanil ning alahinnatud. Muinsuskaitstes on alati olnud esiplaanil eelkõige arheoloogia ja ehituspärand ning looduskaitstes põhitähelepanu meie omamaise looduse kaitsele. See on aga muutumas, kuna nii nagu igal pool mujal arenevad ja avarduvad ka pärandikaitse valdkonna paradigmat ning süveneb keskkonda kui tervikut, sh maastikke ning nende ühe osana parke väärtustav lähenemine.

Vanad pargid on sümbioos ajaloost, kunstist ja loodusest. Nende loomise esmane eesmärk on olnud luua kunstiväärtus, ajalooline ja loodusväärtus on

lisandunud aja jooksul. Kõigi nende väärtustega arvestamine on kompromisülesanne, mille lahendamiseks sinne doktoritöö tegelebki. Parkide kui kunstiteoste juures on peale inimese kaasautoriks ka loodus, mis vormib seda aja jooksul nii koostöös inimesega kui temast sõltumatult. Tulemus ja pargi seisund sõltub paljuski inimtegevuse intensiivsusest, kuid ka looduslikest protsessidest. Parkide restaureerimise peamine eesmärk peaks olema parandada nende esteetilist väärtust ja seisundit ning säilitada eri ajastutele omane kujundus ja ajalooline vaim, pidades sealjuures silmas ka aja jooksul lisandunud uusi võimalikke väärtusi, nagu näiteks haruldased taime- ja loomaliigid või liigirikas tervikkoosulus. Eesti ajalooliste parkide arhitektuurset väärtust ning eri ajastutele omaseid stiilivõtteid võib seostada baroki-, klassitsismi- ja historitsismiperioodiga arhitektuuris (vt lähemalt ptk 3.2.1), kuid peale selle võib parkidel olla ka muid kultuuriajaloolisi väärtusi, nagu seotus oluliste isikute või sündmustega või nende kasutus teatud perioodil, nagu näiteks Peeter Esimesega seotud Kadrioru lossil või Oru pargil, mis oli Eesti Vabariigi presidendi suveresidents. Parkide loodusväärtus on seotud kahe peamise asjaoluga: esiteks on nende näol tegemist vanade laialehiste puistutega, mida meil on metsadena looduslikult väga vähe säilinud ja mis pakuvad elupaika paljudele just nendele kooslustele omaste sambla-, sambliku, putuka- ja taimeliikidele; teiseks on park enamasti maastikuliselt mitmekesine, tänu millele leiavad seal elupaiga rohkemad liigid (vt lähemalt ptk 3.2.7).

Töö **uurimisküsimus** ongi, kas ja mil määral on võimalik ühildada kujunduslikke ja liigikaitselisi eesmärke parkide restaureerimisel, ning peamine põhjus sellise küsimuse püstitamiseks on asjaolu, et üldiselt ei ole parkide restaureerimisel loodusväärtustega arvestamist omaette eesmärgiks seatud. Põhitähelepanu on enamasti pargi kujundusel, kusjuures viimastest aastatest võib tuua ka näited, kus pargi korrastusega on oldud liigagi agarad, mille tagajärjena on kokkuvõttes nii kannatanud pargi kujunduslik väärtus kui ka rikutud aastakümneteks selle ökoloogiline tasakaal. Parkide korrastamiseks ja taastamiseks on koostatud küll mitmesuguseid juhendeid (nt Brafmann 1965, Aben 1970, Sinijärv jt 2001, Nurme ja Paju 2009, Nutt 2011a), kuid üheski neis ei läheneta pargile kui terviklikule ökosüsteemile. Elustiku seisukohast olulisi soovitusi küll antakse, kuid seda tehakse pigem üksikute soovitude kaupa, seostamata neid omavahel.

Siinse töö **eesmärk** on kahe väärtusvaldkonna ühendamine vastastikku kasulikul viisil: näidata, et ökoloogia võib olla pargi kujunduse teenistuses, ja vastupidi – kujundusega seotud otsused võivad soodustada elurikkust. Selles seisneb ka töö innovatiivsus. Pargi väärtus kujuneb kahest komponendist – kujunduslikust ideest ja looduslikust materjalist – ning enamasti käsitletakse neid eraldi. Siinse töö fookus on suunatud aga ennekõike nende kahe erineva pooluse koostmõjule, kuna üheta pole teist ja just nende koostoimes seisnebki pargi kui kunstiteose olemus. Peamine eesmärk on leida Eesti pargikunsti ajalugu ja looduslike tingimusi arvestav terviklik lähenemine, mis lähtuks meie parkide eripärast ja mida saaks seega rakendada just neis. Kuigi töö kogu empiirilise materjali moodustavad teatmeteoste “Eesti pargid” (Abner jt 2007, 2012) koostamisel koondatud allikad ja teadmised, st kaitsealused pargid üle Eesti, tegeletakse tõstatatud küsimusega detailsemalt üheteistkümmne Saaremaa looduskaitsealuse pargi näitel, analüüsides nende ajalugu, arengut ja hetkeolukorda ning pakkudes teoreetilistele teadmistele tuginedes välja igale pargile praktikas rakendatava restaureerimislahenduse. Kuna pargikunsti juures on aeg ja loodus selle kaasautoriteks, siis

nii nende loomisel kui restaureerimisel tuleb arvestada asjaoluga, et soovitud tulemuse saavutamine võib võtta aastaid ja isegi aastakümneid. Ka käesoleva töö spetsiifilisest lähenemisnurgast tulenevalt on juba teoreetilisel tasandil eelduseks pikaajaline tegevus ning pakutud lahenduste tulemusi võib nende elluviimisel oodata usutavasti alles mitme aasta pärast.

Ökoloogiline taastamine tegeleb looduslikkuse taastamisega mitmesugustes ökosüsteemides, näiteks veekogudes, soodes, metsades, rohumaadel või maastikukompleksides. See võib olla keskendunud konkreetsetele elustikurühmadele, nt taimedele või liblikatele, aga ka üksnes ühele liigile (Sammul ja Lõhmus 2005). Siinset lähenemisviisi võiks selles valguses nimetada **parkide ökoloogiliseks restaureerimiseks**. Kaks peamist erinevust võrreldes looduslike kooslustega on esiteks see, et eesmärk ei ole taastada looduslikkust, vaid säilitada ja suurendada elurikkust, ning teiseks see, et samal ajal lahendatakse ka pargi kujunduslikke küsimusi.

2. Restaureerimis- ülesanne, materjal ja meetoodika

2.1. Restaureerimis- ülesande ees- märgid

Töö põhisisuks on restaureerimisülesande lahendamine üheteistkümnes Saare maakonna looduskaitsealuses pargis (ptk 4), mida koos valikute põhjendustega kirjeldatakse sõnaliselt ning illustreeritakse fotomontaažide abil (14 näidet). Eesmärk on pakkuda välja igale pargile sõltuvalt tema seisundist ja probleemidest individuaalne lahendus, mis vastaks töö peamisele eesmärgile – samal ajal ajaloolise ruumistruktuuri ja kujundusliku idee taastamisega soodustada elurikkuse säilimist ja kasvu pargis.

Üks peamisi eeldusi restaureerimisülesande lahendamisel on parkides esinevate elustikurühmade vajaduste väljaselgitamine, kuna just nendele tuginedes on võimalik anda suunised tegevuste ühildamiseks kujunduslike eesmärkidega. Seega on üks töö eesmärke ka pargis esinevate elustikurühmade vajaduste väljaselgitamine, millega tegeletakse peatükis 3.3.

Töö lõppeesmärk on pakkuda nii selle teoreetilise osa kui ka restaureerimislahenduste põhjal välja soovitatavate praktiliste tegevuste kompleks parkide restaureerimisel ja hooldamisel, mis vastaks nii kujunduslikele kui ka liigikaitsele eesmärkidele.

2.2. Uurimisobjekti valik ja lähte- andmed

Uurimisobjektiks on valitud Saaremaa looduskaitsealused pargid (ill. 1). Nendeks on:

1. Audla mõisa park
2. Koikla mõisa park
3. Kuressaare lossipark
4. Kärla kirikupark
5. Lööne mõisa park
6. Muhu pastoraadi park
7. Mõntu mõisa park
8. Oti mõisa park
9. Pidula mõisa park
10. Pädaste mõisa park
11. Tumala mõisa park



1. Saare maakonna looduskaitsealused pargid.

Valiku aluseks on järgmised põhjused. Esiteks korraldati Saare maakonnas tollase Riikliku Looduskaitsekeskuse tellimisel 2007. ja osaliselt 2008. aastal parkide inventeerimine pargi elustiku seisukohast olulisemate rühmade kaupa, milleks olid puittaimestik, rohttaimestik, linnustik, samblad, samblikud, mar-dikalised ja nahkhiired. Inventuurid telliti kas üksikutelt erialaspetsialistidelt või vastava valdkonnaga tegelevatelt teadusasutustelt (Tartu Ülikool, Tallinna Botaanikaead) ja ühingutelt (Eesti Ornitoloogiaühing). Sealjuures on oluline, et koos vastavate rühmade inventeerimisega anti ka soovitusel, kuidas nendes parkides edaspidi konkreetsete liikide vajadusega arvestada.

Üheski teises maakonnas sellist süsteemset parkidele keskenduvat liigiinventuuri tehtud ei ole ning üldistatult võib öelda, et parkides esinevate liikide kohta andmed valdavalt kas puuduvad või on juhuslikku laadi. Seetõttu on Saaremaa andmed tänuväärased ning nende alusel on võimalik teha teatavaid üldistusi ka kogu Eestit silmas pidades, seda enam et võrreldes Mandri-Eesti parkidega on Saaremaa pargid keskmiselt väiksemad, liigivaesemad ja ka kujunduslikult tagasihoidlikumad, mis tähendab, et kui ülesandepüstitus on võimalik saavutada nendes parkides, on see saavutatav ka teistes Eesti parkides.

Inventeeritavate liigirühmade valikul lähtuti sellest, et tegemist oleks sobilike indikaatorliikidega, mille kohta on teadupärast olemas võrdlusandmestik mujal Eestis; teadmisesest, et tegemist on looduskaitse seisukohast olulisemate liigirühmadega; eeldusest, et nendele liigirühmadele võiksid pargid elupaikadena olulised olla, ning ka vastavate ekspertide olemasolust, kuna on liigirühmi, mille puhul vastavad eksperdid Eestis puuduvad (nt ämblike puhul) (Talvi, suul.). Nii ei inventeeritud näiteks teisi imetajaid peale nahkhiirte; seeni; suuremaid selgrootuid, nagu ämblikke, liblikaid, maismaatigusid, kiile; vee-elustikku; kahepaikseid ja roomajaid.

Teiseks on peale kõnealuse inventuuri olemas andmed Saare maakonna parkide puittaimestiku kohta ajavahemikust 1952–96, mis on kokku võetud trükises “Saaremaa looduskaitsealuste arboreetumite ja parkide dendrofloora (1952–1996)”

(Sander 1997), ning mõningad hilisemad inventuurid (Abner 2010, Paju jt 2011, Nurme 2011). Nende andmete põhjal on võimalik teha ülevaade muutustest Saare maakonna parkide puittaimestiku liigilises koosseisus viimase poole sajandi jooksul. Ülevaade inventuuriandmetest on töö lisas 3.

Kolmandaks valiku põhjuseks oli parkide seisund. Kõik vaatlusalused pargid vajavad rohkemal või vähemal määral restaureerimist. Parkide praegune seisund on küll erinev, kuid sellegipoolest on neil hulk ühiseid probleeme, mis tulenevad eelkõige ebajärjepidevast hooldusest ning on tüüpilised paljudele Eesti parkidele. Selliste probleemidena võib esile tõsta näiteks pargi kujundusliku struktuuri ähmastumise; pargipuistute valgustingimuste vähenemise, mille tagajärjel on vaesunud nii põõsa- kui rohurinne; puittaimestiku ohtra isetekkelise järelkasvu; lagedate alade kinnikasvamise; põõsarinde kiratsemise või sootuks puudumise jpt. Kõiki probleeme on käsitletud iga pargi puhul eraldi nende lähteandmete juures ning võrreldud omavahel 5. peatükis.

2.3. Töö ülesehitus ja meetodika

Töö koosneb kahest osast: teoreetilisest osast ja restaureerimisülesandest.

Teoreetilisest osast käsitletakse arhitektuurimälestiste nüüdisaegsete restaureerimisprintsipiide rakendamist parkides ning tuuakse näiteid, antakse ülevaade Eesti parkide kujunemisest ja hetkeseisust, kirjeldatakse neis kasutatud stiiliperioodide kujundusvõtteid, praegust seisundit ning senist lähenemist parkide restaureerimisele Eestis. Seejärel näidatakse, mis põhjusel on pargid tänapäevases Eesti maastikus omandanud lisaks arhitektuuri- ja kunstiväärtusele ka märkimisväärse loodusväärtuse. Kuna töö spetsiifiline lähenemisnurk ongi loodusväärtustega arvestamine parkide restaureerimisel, mida üldjuhul omaette eesmärgiks seatud ei ole, siis on töö teoreetilisest osast suurem rõhk pargis esinevate elustikurühmade vajaduste väljaselgitamisel.

Elustikurühmade vajaduste osast tuginetakse nii Eestis kui mujal maailmas tehtud uuringute tulemustele ning vastavate ekspertide kogemusele. Kõigi käsitletud elustikurühmade asjus on konsulteeritud Eestis tegutsevate spetsialistidega, kes on nimeliselt loetletud tiitellehe pöördel. Elustikurühmade käsitlemisel antakse ülevaade nende uurituse kohta nii parkides kui looduslikes koolustes ning keskendutakse iga rühma spetsiifilistele vajadustele, millele restaureerimislahenduses tähelepanu pöörata, ning ühtlasi seostatakse need teiste elustikurühmade vajadustega. Tulemuseks on ülevaade parki iseloomustavate omaduste ja elementide mõjust elustikurühmadele (tabel 1, lk 94), mis on üks restaureerimisülesande lahendamise metodoloogilisi aluseid. Töös ei käsitleta kogu liikide süstemaatikat, vaid üksnes neid liike ja seoseid, mis on olulised seoses parkides kavandatavate tegevustega.

Restaureerimisülesandes pakutakse välja lahendused üheteistkümne Saare maakonna looduskaitsealuse pargi restaureerimiseks, arvestades nende ajaloolist arengut ja kujundust ning ühildades need töö teoreetilisest osast välja selgitatud elustikurühmade vajadustega ja parkide liigiinventuuride käigus antud soovitustega. Sealjuures ei ole pakutava lahenduse juures eesmärk mitte ainult senise liigirikkuse säilitamine, vaid ka selle suurendamine, luues elustikurühmade jaoks soodsad tingimused, millega samal ajal suurendatakse ka pargi kujunduslikku väärtust. Kuna doktoritöö uurimisobjektiks on eeskätt parkide elusosa restaureerimine, siis on ka restaureerimislahendustes põhitähelepanu pargi elusosal. Ettepanekud eluta osade kohta (teedevõrk, väikevormid, hooned ja rajatised) on esitatud teises järjekorras.

Pargi ajaloo ja kujunduse ülevaates tuginetakse varem avaldatud kirjaliikele andmetele, arhiiviallikatele ning välitöödel tehtud tähelepanekutele. Käsitletakse pargi seisukohast olulisemaid koha ja hoonestuse kujunemisetappe, antakse hinnang pargi praegusele seisundile ja kujundusele ning vajadusel tzoneeritakse park eri iseloomuga osadeks, millele restaureerimislahenduses vastavalt eraldi tähelepanu pööratakse. Lähteandmetena on kasutatud teatmeteose “Eesti pargid” koostamise käigus koondatud materjale, käsitledes neid restaureerimislahendustes põhjalikumalt kui raamatus esitatuna.

Pargi kui terviku struktuuri ja eri iseloomuga osade analüüsis kasutatakse lähteandmetena ajaloolist plaanimaterjali, mida kõrvutatakse tänapäevaste kaartidega, selgitades välja pargiosade struktuuride järjepidevuse ning nende taastamise võimalikkuse ja otstarbekuse praegu, samuti erineva kasutus- ja hooldusintensiivsusega alad.

Liigiandmeid esitades tuginetakse peamiselt 2007. ja 2008. aastal Saaremaal tehtud inventuuride tulemustele ja osaliselt ka varem teada olevatele andmetele, esitatakse need iga pargi puhul liigirühmade kaupa eraldi ning antakse ülevaade inventuuri käigus antud soovitustest vastava pargi kohta.

Restaureerimislahenduses määratletakse lähteandmetele tuginedes iga pargi peamised väärtused, nii kujunduslikud kui looduslikud; aja jooksul lisandunud väärtusetud ja pargi ilmet rikkuvad kihistused; pargi kujunduse juurde kuulunud, kuid nüüdseks puuduvad elemendid ning praegune üldine seisund ja hooldatuse tase. Seejärel määratletakse restaureerimise kõige olulisemad eesmärgid, sh pargi väärtuste säilimiseks vajalikud tegevused ning otsused nii pargi ilmet rikkuvate kihistuste likvideerimise kui puuduvate elementide taastamise kohta. Lahendustes kasutatakse võtteid, mis vastavad eelnevalt välja selgitatud elustikurühmade vajadustele (ptk 3.3). Lisaks käsitletakse pargi hooldamise küsimusi, kuna see on nii kujunduslikult pargi ilmet olulisel määral mõjutav tegevus kui nii mõnegi elustikurühma jaoks määrava tähtsusega elu- ja kasvutingimuste säilitamisel ja parandamisel.

Iga pargi jaoks pakutakse välja soovitatavaid puittaimede liike, mida restaureerimisel eelistada. Esmajärjekorras eelistatakse selles pargis ajalooliselt kasutatud liike. Valiku aluseks on alates 1952. aastast Saare maakonnas korraldatud parkide puittaimestiku inventuuride tulemused (Sander 1997; TBA 2007, Abner 2010, Paju jt 2011, Nurme 2011). Samuti eelistatakse üldiselt Eesti ajaloolistele parkidele iseloomulikke liike. Aluseks on andmed alates 19. sajandist teadaolevatest kirjaliikest allikatest kuni 20. sajandi jooksul tehtud inventeerimiseni, mille põhjal on välja selgitatud Eesti parkides enam levinud puittaimed, mille nimekiri on esitatud lisa 2 (Palm 2011, 66; 2012, 96). Lisaks eelistatakse Saaremaa loodusele omaseid liike, nagu näiteks pooppuud (*Sorbus intermedia*), viirpuid (*Crataegus* spp.), harilikku jugapuud (*Taxus baccata*), luuderohu (*Hedera helix*) jt. Tänu Saaremaa pehmemale, merelisele kliimale on võrreldes mandriga siin võimalik kasutada nii pärismaiste kui võõrliikide seas külmaõrnemaid liike. Eelistatakse ka mitmesuguste elustikurühmade seisukohast soovitatavaid liike – pargi puittaimestiku liigilisel koosseisul on suur mõju teistele elustikurühmadele, kuna sellest sõltuvad otseselt nende elu- ja toitumistingimused (lähemalt käsitatud iga rühma puhul eraldi peatükis 3.3). Samuti arvestatakse puittaimede haiguskindlusega. Paljude liikide puhul on haljastamisel ilmnenud nende vastuvõtlikkus haigustele, mistõttu ei ole neid soovitatav kasutada ning seega pole neid lahendustes ka pakutud.

Tulenevalt siinse töö üldeesmärgist, milleks on kujunduslike ja liigikaitsete eesmärkide ühendamine, on ka restaureerimislahendustes peamine eesmärk leida kompromiss kujunduslike taotluste, liigiinventuurides antud soovitude ning töö teoreetilises osas välja selgitatud elustikurühmade vajaduste vahel. Juhul kui seda mingil põhjusel ei õnnestu saavutada, põhjendatakse valikut ühe või teise pooluse kasuks. Teoreetilise osa ja restaureerimislahenduste põhjal pakutakse välja soovitatavate praktiliste tegevuste kompleks parkide restaureerimisel ja hooldamisel, mille rakendamine vastaks nii kujunduslikele kui ka liigikaitsete eesmärkidele.

3. Teoreetiline osa

3.1. Kultuuri- mälestiste nüüdisaegsete restaureerimis- printsipiide rakendamine parkides

3.1.1. Restaureerimis- teooriad

Üks nüüdisaegse restaureerimisteooria rahvusvaheliselt tunnustatud paradigmasid on itaalia restaureerimisteoreetiku Cesare Brandi (1906–88) kontseptsioon kunstiteoste restaureerimisest. Oma peateost “Teoria del restauro” (I–III 1963, siin viidatud 2005. aasta ingliskeelsele väljaandele) alustab ta restaureerimise üldise määratlusega, mille kohaselt mõistetakse restaureerimist kui igat liiki sekkumist, mis võimaldab inimtegevuse tulemusel sündinud objektidel saada tagasi oma algset funktsiooni (Brandi 2005, 47). Brandi seisukoha järgi peab restaureerimise eesmärk olema otseselt seotud restaureeritava eseme prioriteetse eemärgiga, milleks kunsti puhul on olla kunst. Arhitektuur, hoolimata oma funktsionaalsetest eesmärkidest, on tema nägemuses pigem kunstiteos kui lihtsalt füüsilis-materiaalne objekt (samas). Pargid maastikuarhitektuuri teostena on vähemalt samavõrd tugeva ja või isegi tugevama kunstilise suunitlusega kui arhitektuur, sest kui arhitektuuri puhul on väga oluliseks eesmärgiks lisaks ka funktsionaalsus, siis parkide loomise peamine eesmärk on läbi aegade olnud luua eeskätt esteetiliselt elamust pakkuv välisruum, mis annaks võimaluse puhata ja eemalduda igapäevasest keskkonnast, st olla kunstiline keskkond selle kõige otsesemas mõttes.

Kultuurimälestiste restaureerimise praegused põhiprintsiibid on kujunenud kahe põhimõtteliselt erineva ja vastandliku lähenemisviisi põhjal. Esimest neist nimetatakse stiililiseks restaureerimiseks (Jokilehto 2010, 177), mida hakati praktiseerima 19. sajandil ennekõike prantsuse arhitekti ja restauraatori Eugène Emmanuel Viollet-le-Duci eeskujul. Selle lähenemise puhul oli eesmärgiks restaureerida arhitektuuripärandit konkreetsest stiilist lähtudes ja taastada kunstiteose oletatav originaalne kehand ajastuomaselt ja stiililiselt võimalikult täpselt. Tulemuseks oli aga pigem uus objekt või koopia koos mõne vastavale stiilile viitava originaaldetailiga algsest objektist, mistõttu võib stiililist restaureerimist pidada sisulises mõttes isegi rekonstrueerimiseks ehk uuesti üles ehitamiseks, kuna selle käigus langetatakse otsus kunstiteose ühe kindla arenguetaapi, enamasti algse kasuks. Seesugust lähenemist kritiseerisid aga juba siis sellised autorid nagu inglased John Ruskin ja William Morris, itaallane Camillo Boito ja üks Viini kunstiajaloo koolkonna rajajaid Alois Riegel (Philippot 1996a, 217).

Täiesti vastupidise, konserveeriva lähenemise esindaja oli John Ruskin (1819–1900), 19. sajandi tuntumaid arhitektuuriteoreetikuid. Oma teoses “Seven Lamps of Architecture” (1849, siin tsiteeritud 1988. aasta väljaannet), milles ta metafoorset võrdlust kasutades kirjeldab arhitektuuri läbi tõe, jõu, ilu, elu, mälu ja kuulekuse lampide, kirjutab ta: “Mineviku ehitisi pole õigust puutuda, sest need ei kuulu meile. Need kuuluvad osalt neile, kes neid ehitasid, ning osalt kõigile pärast meid tulevatele sugupõlvetele” (Ruskin 1988, 197). See teos on jätkuvalt ka üks nüüdisaegse konserveerimiseetika alustalasid ning väljendab eeskätt seisukohta, et asjad ei ole mitte ainult vormid, vaid ennekõike ideede ja vaimu ajaloo kandjad ning meie peamine ülesanne on säilitada kultuuripärandit autentse ja elavana, hoidudes kõikide vahenditega seda kahjustamast.

Ruskini lähenemine on pigem mitte restaureerida, vaid hoida ja hoolitseda ning paljuski tema sõnavõtude tulemusena omandas ka sõna “restaureerimine” inglise keeles negatiivse varjundi ja asendati aja jooksul sõnaga “konserveerimine” (Jokilehto 2010, 222). Ruskin seisis ajaloolise materjali autentsuse eest ning pidas hoone või kunstiteose restaureerimisel vanade vormide reprodutseerimist uute materjaliga autentse töö hävitamiseks. Ruskini kaasaegne William Morris läks selle hinnanguga veelgi kaugemale, võrdsustades seesuguse restaureerimise lausa kuritööga, ning just tema initsiatiivil moodustati Inglismaal 1877. aastal Ajalooliste Hoonete Kaitse Ühing – The Society for the Protection of Ancient Buildings (Jokilehto 2010, 235). Sellist täiesti vastupidist lähenemist tolleaegses kontekstis nimetati ka antirestaureerimiseks.

Cesare Brandi kontseptsioon on omamoodi kompromiss nende kahe põhimõtteliselt vastandliku lähenemise vahel. Brandi teooria kohaselt peab restaureerimine lähtuma eesmärgist, et kunstiteose füüsiline vorm kehtaks nii kaua kui võimalik, kuna just füüsilise vormi kaudu visualiseeritakse kunstiline kujund ning kindlustatakse selle edasiandmine tulevikku. Nendest tõdemustest lähtuvad Brandi I ja II restaureerimisprintsiipt:

- ainult kunstiteose materiaalne vorm on restaureeritav;
- restaureerimise eesmärgiks peaks olema kunstiteose potentsiaalse taastatavuse taastamine, niipalju kui see on võimalik ilma kunstilises või ajaloolises mõttes võltsimata ja ilma kaotamata ühtki kunstiteosele aja kulgemisest jätud jälge (Brandi 2005, 48–59).

Brandi defineerib restaureerimise: “Restaureerimine koosneb kunstiteose teadvustamisest metodoloogilises mõttes, teose füüsilisest olemusest ning esteetilisest ja ajaloolisest topelpolaarsusest eesmärgiga kanda see edasi tulevikku” (Brandi 2005, 48). Kunstiteose esteetilise ja ajaloolise väärtuse ning nende polaarsuse üle arutleb ta põhjalikult ning oma teooriate keskse ideena rõhutab kunstiteose esteetilise polaarsuse ülekaalu ajaloolise jt väärtuste ees, kuna peab seda kunsti esmaseks olemuseks, millest tulenevalt peaks ka parkide restaureerimisel valikuid tehes olema üldiselt esmaseks kriteeriumiks esteetika. Tema seisukoha järgi on restaureerimise ülesandeks identifitseerida mälestise algallikas, selle väärtused ja hooldusviis. Parkide puhul tähendab algallikate identifitseerimine ennekõike pargi ajaloo, stiiliperioodide ning originaalallikatele tuginevate planeeringute tuvastamist (Sinijärv 2009b, 282). Nõue, et igasuguse ajaloolise objekti restaureerimise lähtepunktiks peab olema objekti põhjalik tundmaõppimine, on üks olulisemaid restaureerimise põhimõtteid üldse ning selle nõude sõnastamise teene kuulub juba Viollet-le-Ducile, kes on üks teadusliku restaureerimise alusepanijaid ja kelle teoreetilist pärandit peetaksegi tänapäeval

hinnalisemaks tema praktilistest restaureerimistööst. Oma kümneköitelise teose “Prantsuse arhitektuuri sõnastik XI-XVI sajandil” (1875–82) sellekohases peatükis “Restaureerimine” (VIII: 14–33) annab ta esimest korda restaureerimise meetodiliste printsiipide teoreetilise üldistuse, küll stiililise restaureerimise võtmes, kuid samal ajal rõhutab ta just siin vajadust õppida enne restaureerimise hakkamist tundma ajaloolise objekti stiiliperioode. Paratamatult kannavad kõik ajaloolised objektid jälgi ajaperioodidest, mis on nende praeguse, meieni jõudnud ilme lõppkokkuvõttes kujundanud, ning nagu ehituspärandi puhul on ka parkidele iseloomulikud eri ajastutest pärit kihistused.

Kui rääkida väärtustest, siis peale esteetilise väärtuse võib parkidel olla veel kultuuriajalooline, dendroloogiline, looduslik, ökoloogiline, maastikuline, puhke-, või muu väärtus (Sinijärv 2009b,c), kuid kuna väärtused on kultuuriliste ja kasvatuslike protsesside subjektid, siis võivad need aja jooksul muutuda ning nende puhul ei ole võimalik kehtestada mingit üldkehtivat pingerida. Lähedes pargi iseärasustest, on restaureerimise asudes oluline määrata selle praegune domineeriv väärtus ning selle alusel võtta seisukoht edasiseks tegevuseks. Tegemist on niisiis väärtusotsuse langetamisega, mis on tähtis nii restaureeritava objekti seisukorra kui selle hoolduse määramisel.

3.1.2. Rahvusvahelised raamkokkulepped ja terminoloogia

Brandi teooriale tuginevad mitmed tänapäeva restaureerimisalased seisukohavõtud ja konserveerimise juhtnöörid, nende seas ka restaureerimise rahvusvahelisi põhiprintsiipe määratleva Veneetsia harta – ülemaailmse kultuuripärandi kaitse harta – põhitõed (Jokilehto 2010, 301). Harta kohaselt on kultuurimälestiste konserveerimise ja restaureerimise eesmärgiks säilitada neid nii kunsti- kui ajaloomälestistena, kusjuures konserveerimise peamiseks ülesandeks on säilitada nende praegune seisund, restaureerimisel lisaks sellele tõsta esile nende kunstilist ja ajaloolist väärtust. Kõik tegevused peavad põhinema uuringutel ning tõepärasusel ning lõppema seal, kus algab hüpotees. Peale selle on üks olulisi printsiipe see, et eri ajastute kihistusi tuleb säilitada, kuna stiiliühtsus ei ole restaureerimise lõppülesandeks. Rekonstrueerimist kui tegevust välistatakse põhimõtteliselt ning seda peetakse põhjendatuks üksnes üksikute hävinud elementide markeerimisel mälestise säilimise huvides.

Arvestades parkide eripära võrreldes muu kultuuripärandiga, on Veneetsia harta lisana registreeritud Firenze harta, mille võttis ajalooliste aegade ja parkide kaitseks vastu 21. mail 1981. aastal kogunenud ICOMOS-IFLA (International Council on Monuments and Sites – International Federation of Landscape Architects) Ajalooliste Parkide Rahvusvaheline Komitee. Selles tunnustatakse nende tähtsaimat osa – taimi, hooldamise esmatähtsust ning teaduslikke uuringuid enne igasuguseid restaureerimis- ja rekonstrueerimistöid. Ka Firenze harta kohaselt ei tohi ajaloolistes parkides teha mingeid restaureerimis- ega eelkõige rekonstrueerimistöid ilma eelnevate põhjalike uuringuteta, millega tuleb tagada, et töid tehakse teaduslikel põhimõtetel.

Parkide ja maastike kontekstis on veel samalaadses, veidi vähem tuntud Burra hartas (The Burra Charter) defineeritud ajaloolistes paikades tehtavad tegevused alates hooldamisest kuni rekonstrueerimiseni ning üks selle olulisi põhimõtteid on tegutsemine pikaajalise konserveerimisplaani alusel. Nn konserveerimiskava või kaitsekorralduskava (*conservation plan*) peetaksegi tänapäeval ajaloolisele keskkonnale lähenemisel väga tähtsaks (Watkins ja Wright 2008, 25). Nende

koostamiseks on välja töötatud mitmesuguseid juhendeid, Inglismaal on mitu sellist välja andnud English Heritage – Suurbritannia riiklike mälestiste eest seisev riiklik muinsuskaitseorganisatsioon, mis tegutseb koostöös eraalgatuslike struktuuride ja initsiatiividega (nt Clarke 1999, 2001), aga ka mitu teist organisatsiooni (nt ICOMOS-UK 1999).

Siinses doktoritöös kasutatavad terminid tuginevad Rahvusvahelise Muuseumide Organisatsiooni Konserveerimiskomitee (ICOM-CC – International Council of Museums, The Committee for Conservation) algatusel koostatud ja 2008. aastal vastu võetud definitsioonidele (Sibul 2010, 146). Vajadus ühtlustada ainelise kultuuripärandi konserveerimise terminoloogiat oli ühelt poolt põhjendatud avalikkuse huvi kasvuga kultuuripärandi hoidmise suhtes ja teiselt poolt konserveerimise kui valdkonna kasvuga. Vastav resolutsioon võeti vastu ICOM-CC peaassambleel, mis toimus New Delhis 2008. aasta septembris.

3.1.3. Konserveerimine

Kultuuripärandi säilitamise nüüdisaegseks põhimeetodiks on **konserveerimine** (*conservation*), mis sisaldab kõiki meetmeid ja tegevusi, mis on suunatud ainelise kultuuripärandi hoidmisele, kindlustamaks juurdepääsu nii praegustele kui ka tulevastele põlvkondadele. Kõik tegevused ja meetmed peavad austama pärandi objekti tähtsust ja materiaalseid omadusi. Lisaks eristatakse ennetavat konserveerimist (*preventive conservation*) ja korrektiivset konserveerimist (*remedial conservation*), millest esimene on suunatud lagunemise ärahoidmisele ja minimeerimisele tulevikus ning teine juba alanud lagunemisprotsessi peatamiseks või struktuuri tugevdamiseks (Sibul 2010, 147).

Konserveeriv lähenemine tähendab parkide puhul ennekõike nende hooldamist – regulaarset niitmist, puude ja põõsaste hooldust – ning seda tulebki pidada esmatähtsaks, sest see tagab peamise eesmärgi, milleks on ajaloolise objekti säilimine. Siinjuures tuleb esile tõsta, et hoolduse juures ilmnevad ka erinevused näiteks hoonete ja neid ümbritsevate parkide vahel. Järjepideva hoolduse korral on loomulik, et parkides nähakse nende ilme säilitamiseks ette nii jooksvat kui ka pikaajaliselt planeeritud taimede perioodilist uuendamist ja asendamist (Firenze harta artikkel 10), hoonete puhul sellist elementide ettekatsetud asendamist üldjuhul ette ei nähta, kuigi ega hoonetegi osad ole igavesed ja näiteks rookatusega hoone katusevahetus käib samamoodi hoone hooldustsükli juurde. Näiteid parkide hooldamise kohta pole põhjust tuua, kuna see on tegevus, millega rohkel või vähemal määral tegeletakse kõikides parkides, mida väärtustatakse ning säilitatakse.

Samas on põhjust märkida, et näiteks Rootsi muinsuskaitseamet käsitleb ka parkide ja aedade puhul konserveerimist ja hooldamist erinevate tegevustena (Bonnier ja Lundquist 1996, 20), määratledes konserveerimise kui tegevuse, mille puhul pargi hävimine peatatakse ja kujunenud olukord “külmutatakse”, pikemas perspektiivis aga tähendab see, et olukord siiski halveneb. Hooldamist käsitletakse aga kui pidevat protsessi, mis säilitab pargi iseloomu. Selle alla kuulub ka taimmaterjali osaline uuendamine ja varasema puuduliku hoolduse tõttu tekkinud probleemide lahendamine. Vahet konserveerimise ja hooldamise vahel parkides ja aedades ei saa siiski täpselt määratleda, kuna ka konserveerimisel on vältimatud mõningad tavapärased hooldusvõtted, nagu näiteks niitmine.

3.1.4. Restaureerimine

Konserveerimise kõrval on teine peamine meetod **restaureerimine** (*restoration*), mis sisaldab kõiki tegevusi, mis on otseselt suunatud üksikule ja stabiilsele objektile, ning mille eesmärk on lihtsustada objekti hindamist ja mõistmist. Midagi tehakse ainult siis, kui objekt on varasema lagunemise tõttu kaotanud osa oma tähtsusest või funktsioonist. Tegevused baseeruvad algse materjali austamisel ning nende tulemusel objekti ilme enamasti muutub. Näidetena teistest kultuuripärandi valdkondadest võib tuua maalide toonimise, katkise skulptuuri kokkupaneku, korvpunutise vormi taastamise, klaasnõu kadude täitmise (Sibul 2010, 147).

Parkide puhul on restaureerimine tööde kompleks, mis tagab pargi kui mälestise autentse seisundi fikseerimise väärtusetute ja ilmet rikkuvate lisandite (kihiliste) eemaldamisega ning puudevate osade taastamisega. Restaureerimine on tegevus, millega kaasneb pargi seisundi ja ilme muutmine ning mis on alati seotud väärtusotsuste langetamisega (Sinijärv 2009b, 287). Sealjuures tuleb eristada aja jooksul aset leidnud teadlikke ja juhuslikke muutusi – pargi algsele funktsioonile vastandlike tegevuste järgi ei saa pidada nende kujundusele vastavaks ning nende likvideerimine ei tohiks restaureerimisel takistuseks olla. Teadlikel ja ka loodusele omastel muutustel (nt puude vananemine ja liigirikkuse kasv) aga võib olla ajaloo protsessis oma kindel tähenduslik väärtus, mistõttu ei pruugi nendest loobumine olla alati põhjendatud. Peamine on, et restaureerimine ei kahjustaks vanu substantse ning tugineks kindlatele looduses või muul viisil tuvastatavatele allikatele. Kõik pargi originaalsed ajaloolised elemendid on väärtuslikud ning restaureerimine peaks olema suunatud ennekõike nende eluea pikendamisele.

Siinkohal tuleb rõhutada, et konserveerimis- ja restaureerimisvõtted võivad olla kasutusel omavahel kombineeritult ning mõningatel juhtudel võib konserveerimine olla samal ajal ka restaureerimine. Tuues taas kord näidetena teisi kultuuripärandi valdkondi, võib näiteks kunstiteoste puhul laki eemaldamine olla nii restaureerimine kui ka korrektiivne konserveerimine, kaitselaki kasutamine samal ajal nii restaureerimine kui ka ennetav konserveerimine, mosaiikide ümbermatmine ennetav või korrektiivne konserveerimine (Sibul 2010, 147). Sama kehtib parkide puhul: osa hooldustegevusi võib pikaajalises kasutamisel olla suunatud konkreetse restaureerimiseesmärgi saavutamisele, näitena võib siin tuua järjepideva ning kindlatel aegadel tehtava niitmise, mis ühtaegu tagab pargi struktuuri säilimise kui liigivaese rohttaimestiku kujundamise mitmekesisemaks. Samamoodi võib restaureerimine olla samal ajal hooldamine, siin võib näitena tuua pargi esindusosades vanadelt puudelt kuivanud okste kui pargi esteetiliselt ilmet rikkuvate elementide eemaldamise, mis on ühtlasi puude hooldus.

Hea näide järjepideva hoolduse ja restaureerimise kohta regulaarpargis on Schönbrunni park Viinis. Vanade boskettide read kannavad siin silmanähtavaid jälgi pidevast pügamisest ning hekiaukude sulgemisest uute puudega. Selline pidev tegevus väldib suurte tühikute teket, mille likvideerimiseks oleks muidu vaja märksa radikaalsemaid võtteid ehk hekkide kogu ulatuses väljavahetamist. Praegune lähenemine võimaldab aga samal ajal säilitada nii ajaloolist miljööd kui suurendada pargi ökoloogilist väärtust (Albers ja Maes 2002, 238). Samasuguse näite regulaarse pargi struktuuri järjepidevast restaureerimisest võib tuua naabrite rootslaste juurest Stockholmi lähedal asuvast Grönsöö pargist, kus on aastasadade jooksul hoitud algset kompositsiooni peaaegu puutumatusena, tehes kohandusi vaid seal, kus seda on nõudnud vältimatu areng (Nurme 2008, 232). Vanades alleedes on puud järjepidevalt vajaduse tekkides asendatud noortega

ning kuigi erivanuseline, ei mõju niimoodi hooldatud ja taastatud struktuur kujunduslikult ebaühtlasena, vaid loomulikuna ning võimaldab omal moel tunnetada ajaloolist protsessi.

Näide ajaloolise maastikupargi restaureerimisest on Woodchesteri park Inglismaal, mis asub Bristolist veidi põhja pool ning kuulub praegu heategevusorganisatsioonile National Trust (The National Trust). Park on kujundatud 18. ja 19. sajandil ulatusliku inglise stiilis maastikupargina. Selle keskmel on viis omavahel ühendatud kunstlikku järve ning neid ümbritsev metsaorg. Pargi lääneosas asub eraldiseisvana viktoriaanlik gooti stiilis mõisahooned, mille ehitus jäi 1870. aastatel lõpetamata, jättes väliselt mulje kui valmis hoonest, kuid olles tegelikult ilma igasuguse siseviimistluseta. Park on eriti tuntud ja hinnatud kaitsealuste nahkhiirte poolest, aga ka oma liigirikka taimestikuga metsade, niitude ja karjamaadega. See on park, kus restaureerimisel on suurem rõhk pargi loodusväärtustel – metsad ja järved ning nende kõrval putukarohked niidud ja karjamaad loovad nahkhiirtele ideaalsed elutingimused, vanad puud pakuvad lisaks elupaika rahnidele ja kakkudele. Pargi hooldamise ja taastamisega küll tegeletakse pidevalt, kuid peamine eesmärk on pakkuda looduselamust, mille jaoks on rajatud kolm eri pikkusega matkarada.

Paljudes ajaloolistes parkides nagu ka hoonete puhul on aja jooksul aset leidnud stiililised ümberkujundused või nende asendumine uutega ning paratamatult võib restaureerimise asudes kerkida küsimus, millist kihistust eelistada. Veneetsia harta sätestab üheselt, et eri ajastute kihistused tuleb restaureerimisel säilitada, kuna stiiliühatus ei ole restaureerimise lõppülesandeks. Selleks on hoopis ajaloolise objekti säilitamine võimalikult ehedal kujul ning eeskätt selle esteetilise ja ajaloolise väärtuse hoidmine ja parandamine. Ka üks Firenze harta põhimõtteid on, et restaureerimisel tuleb arvestada kõigi pargi arenguetappidega ja põhimõtteliselt ei tohiks ühtegi perioodi eelistada teisele. Vene akadeemik Dmitri Lihhatšov peab võimalikuks üksnes lähenemist, mille puhul restaureerimine tähendab pargi kui mälestise eluea pikendamist kultuurilises aspektis (Lihhatšov 1982, 2001). Restauraator ei vii restaureeritavat teost tagasi selle elu ühele hetkele, mis on võimatu, vaid püüab võimaluse korral säilitada seal leiduvad väärtused kõigist epohhidest.

3.1.5. Rekonstrueerimine

Kõige äärmuslikumaks võtteks on **rekonstrueerimine** (*reconstruction*), mida mälestiste puhul peetakse tänapäeval üldjuhul lubamatuks tegevuseks, kuna sellega mälestis sisuliselt hävitatakse. Rekonstrueerimisel taastatakse või ehitatakse objekt ümber mingile ajastule iseloomulikul kujul, langetades otsus mälestise konkreetse arengu- või kujundusetapi kasuks. Sisulises mõttes pole aga sel juhul enam tegemist ajaloolise objektiga, vaid selle koopiaga. Paul Philippot rõhutab, et iga kunstitöö, iga eksemplar kaunistusest ja iga ajalooline dokument on ainulaadne ning neid on võimatu korrata ilma võltsimiseta (Philippot 1996b).

Firenze harta kohaselt on parkide rekonstrueerimine (artikkel 16) lubatud üksnes erijuhtudel, mil pargi teatavad osad on kahjustatud või hävinud nii ulatuslikult, et park otsustatakse rekonstrueerida looduses säilinud jälgede või vaieldamatute dokumentaalsete tõendite alusel. Neid töid võib teha eelkõige nendes pargiosades, mis paiknevad selles asuvate ehitiste vahetus läheduses, et tuua esile nende kujunduse kokkukuuluvust. Parkides võib rekonstrueerimine kõne alla tulla eeskätt regulaarparkide ja alleede puhul, kus on kujunduslikel kaalutlustel

vajalik kasutada üheerialist ja -suurust taimmaterjali, vabakujunduslikes parkides on kogu ideoloogia märksa paindlikum, kuna vabakujunduslik park juba iseeneest eeldab erivanuselist ning mitmerindelise struktuuri.

Parkide rekonstrueerimise all peetaksegi üldjuhul silmas tegevust, mille puhul ajalooline olukord taastatakse täiesti uuel kujul, tehes valiku pargi mingi konkreetse arenguetapi kasuks. Näitena võib siinsamas tuua alleed: kui allee väljalangenud puud asendatakse ning koos sellega hooldatakse vanu puid, on tegu allee restaureerimisega. Kui aga säilinud allee fragmendid loetakse sedavõrd kahjustunuks ja oma esteetilise ilme kaotanuks, et allee otsustatakse kogu ulatuses asendada, on tegemist rekonstrueerimisega.

Puhtakujulise pargirekonstruktsiooni näite võib tuua naabrite lätlaste juurest barokse Rundäle lossiansambli näol. See on üks Läti väärtuslikumaid arhitektuurimälestisi, mille kavandas itaalia arhitekt Francesco Bartolomeo Rastrelli, selle ehitamist alustati 1736, tööd viidi lõpule 1860. aastatel (Lancmane 2009, 170). Kompleksi kuldaeg oli üürrike – 1812. aasta sõjas rüüstasid prantslased selle põhjalikult. Seejärel oli valdus kuni 1920. aastani küll aadliperekonna Šuvalovite käes, kuid selle algset hiilgust ei suudetud taastada. 20. sajandi jooksul kasutati lossi eri aegadel küll laatsareti, küll kooli, küll kolhoosi viljalaona, kuni 1972. aastal asutati sinna muuseum ning alustati kogu kompleksi põhjaliku restaureerimisega. Eesmärgiks seati ansambli 1767. aasta ilme taastamine, mis oli põhjendatud ühest küljest sellega, et mälestis oli suhteliselt hästi säilinud, ning teisest puudusid märkimisväärsed hilisemad ajaloolised kihistused, millega oleks pidanud restaureerimise käigus arvestama (Lanzmanis 1978, 39). Otsustati rajada 18. sajandit esindav muuseumipark, asendades kõik taimed uutega.

Lossikompleks kannab prantsuse barokiajastu mastaapsust. Lossi lõunaküljel asub 12 ha suurune kanalitega ümbritsetud prantsuse stiilis barokkaed, kust viivad viis radiaalalleed metsaparki, mille pindala tänapäeval on 32 ha, kuid algselt oli see suurem. Restaureerimise asudes tehti uuringud, mille tulemusena selgusid andmed näiteks 18. sajandil parki istutatud puude arvu ja liikide, kuid mitte näiteks viljapuuadeade, purskkaevude jpm elementide kohta (Lancmane 2009, 171). Kavatsuse elluviimiseks oli vaja langetada kogu algse barokkaia puud, mis tehti ära 1978. aastaks. 1980. aastate algusest on järjekindlalt tegeletud aia taastamisega, rajades uued teed, alleed, hekisüsteemid ja parterpeenrad; kogu pargi struktuur on praeguseks rajatud uuesti. Rundäle puhul on tegemist barokse pargi rekonstruktsiooniga, mille lahenduses on sealjuures tehtud mööndusi ka tänapäeva kasuks. On teadlikult kasutatud taimeliike, mida algses pargis kindlasti ei kasvanud, ning lahendust kombineeritud tänapäevaste aiakujundusvõtetega.

Näidetena tänapäeva pargirekonstruktsioonide kohta võib tuua veel barokse Het Loo Hollandis Apeldoornis, kus eesmärk on olnud taasrajada parki sellisena, nagu see 17. sajandil võis olla; Herrenhauseni Saksamaalt Hannoveris, mis on kuulus oma barokkstiilis aedade poolest, aga ka meie oma Kadrioru pargi Ülemise aia. Tänapäeval on kahtlemata üks põhjusi, miks selline otsus langetatakse, inimeste ootused ja vajadused nende parkide suhtes. Pargid on tänapäeval olulised turismiattraksioonid, olles sealjuures ka puhkekohad (nt Lootus 2012). Loire'i orus võib külastada ligi seitsetkümnet renessanss- ja barokkaeda, rääkimata Inglismaast, kus pargi- ja aiakunst on kultuuri lahutamatu osa ja kus ajalooliste parkide hooldamisele ja taastamisele pööratakse märkimisväärselt suurt tähelepanu (nt The National Trust 2001). Valdav lähenemine on igal pool küll ajaloolise väärtuse säilitamine, kuid samal ajal sobitatakse see pargi kasutuse ja

hooldusvõimalustega. Üksnes ajaloolise väärtuse säilitamisele ei ole parkide restaureerimine üldiselt suunatud kuskil. Oluline on pargi tähendus ja selle kasutus tänapäeval ning see määrab paljuski, millise meetodi kasuks otsustada.

Sellekohaseks näiteks on Helsingi Kaivopuisto, mille puhul just vajadused ja ootused pargi kasutuse suhtes määravad paljuski selle tuleviku. Soomes on ajaloolisi parke tunduvalt vähem kui Eestis ning seda enam on nad hinnatud. Kaivopuisto rajamisega tehti algust 1834. aastal väljaspool tollast linna täisehitatud ala ning selle sünn on ideoloogiliselt seotud Soome liitumisega Tsaari-Venemaaga ja Helsingi uue positsiooniga autonoomse suurhertsogkonna pealinnana (Häyrynen 2009, 246). Lagedale kaljusele maa-alale rajati suurte ümberkujunduste käigus looduslikku ilmet taotlev, kuid täiesti kunstlik pargimaastik, kuhu tollal oli pääs vaid privilegeeritudel. Pärast Krimmi sõda (1854–55) jäi park oma jõukatest külastajatest ilma ning sajandi lõpuks küll võsastus, kuid ei muutunud sealjuures siiski mahajäetuks. Muutus pargi olemus – sellest sai nüüd avalik park, millest õhkus nostalgiat ja mida asuti ümber kujundama. Suurem osa puistust säilitati ning uueks kujunduselemendiks kujunes hoolikalt kavandatud käänuliste teede võrgustik, mis viis ühe atraktsiooni juurest teiseni. Ümberkujundustööd jõudsid lõpule 20. sajandi alguses ning parki kasutati aktiivselt. II maailmasõja käigus sai park pommitamises kannatada ning pärast sõja asuti seda uuesti ümber kujundama. Alates 1970. aastatest on pargis hooldustööd järk-järgult vähenenud, kuid parki kasutatakse endiselt vabaõhukontsertide kohana. Pargi puistu on aga nüüdseks jõudnud oma elutsükli lõppjärku ning ees seisab uus ümberkujundus. Milline lähenemine – kas teemapark, looduskaitseala, vabaõhumuuseum vm variant – valida, veel lõplikult otsustatud ei ole, neist kõige tõenäolisemalt arendatakse sellest teemapark, milles ühtlasi nähakse ohtu pargi ajaloolise väärtuse säilimisele (Häyrynen 2009, 255). Kaivopuistost on kujunenud Helsingi jaoks kollektiivset mälu toetav, ajalooliste kihistustega oluline paik, mis kuulub kultuuriväärtusega miljööalana rahvuslikku huvifääri (Putkonen 1993, 9), mistõttu tuleb leida paindlik lahendus kõigile tänapäevastele pargile esitatavatele nõuetele vastamiseks.

Lisaks tuleb siinkohal märkida, et Eestis on Nõukogude ajast pärit tava kasutada pargi suuremahuliste korrastustööde ja vastavasisuliste projektide puhul terminit “rekonstrueerimine”, mis ulatub ka praegusesse aega, kuigi viimastel aastatel on selle kõrval hakatud üha rohkem rääkima ka parkide restaureerimisest (nt Nutt 2008, Nurme 2008, Sinijärv 2009b,c). Nii on enamik suuremaid pargiprojekte nimetatud meil tavapäraselt rekonstrueerimisprojektideks, kuigi nagu eespool öeldud, on rekonstrueerimine parkides üldjuhul erandlik tegevus ning parkide kui mälestiste säilitamise seisukohast ka ebasoovitav. Õigem oleks kasutada peamiselt terminit “restaureerimine” ning rekonstrueerimisest rääkida vaid tõepoolest üksnes sellesisuliste projektide puhul, st alleede või pargi kui terviku struktuuride ulatusliku asendamise või täiesti uuel kujul taastamise puhul.

3.1.6. Lähenemiste paljus

Teaduslikku kirjandust parkide restaureerimise kohta õieti pole, kuna peaaegu kõikjal lähenetakse teemale praktikapõhiselt ning lahenduste otsimisel on peamiseks lähtepunktiks pargi praegune kasutus. Nagu juba eespool öeldud, ongi inimeste vajadused ja kahtlemata ka rahalised võimalused peamised tegurid ühe või teise meetodi kasuks otsustamisel. Kui enamik ajaloolisi parke on

algselft rajatud, lähtudes ühe perekonna vajadustest ja võimalustest, siis praegu on nende seisund, funktsioon ja kasutatavus väga erinevad. On nii väga esinduslikke ja paljukülastatavaid kui ka täiesti mahajäetud ja hääbuvaaid parke ning nende kahe äärmuse vahele jäävaaid kõikvõimalikke variatsioonid. Seepärast ei ole võimalik pakkuda välja üht ja ainuvõimalikku lahendusviisi. Kuid jättes kõrvale äsjamainitud tegurid, on lisaks võimalik eristada ka põhimõttelisi erinevusi lähenemises parkide taastamisele. Kolm erinevat näidet selle kohta võib tuua ainuüksi Rootsi praktikast.

Rootsi maastikuarhitekt ja Kopenhaageni kunstiakadeemia professor Sven-Ingvar Andersson (1927–2007), kes on kujundanud palju parke ja avalikke väljakuid, leidis, et parkide restaureerimine on pigem kunstnikutöö. Tema arvamusel kohaselt ei tuleks parke restaureerida mitte selliseks, nagu nad kunagi välja nägid, vaid selliseks, et nad pakuksid inimestele rikkaid elamusi (Mossige-Norheim 1992, 18). Andersson kasutas eespool käsitletud termineid järgmiselt: rekonstrueerimine – pargi või aia taastamine algupäraste ajalooliste jooniste põhjal; restaureerimine – tegevus, mis aktsepteerib ajaloolise keskkonna muutlikkust ja eri aegade lisandusi; vaba uuendus – lahendus olukorras, kus puudub dokumentatsioon ja olukord aias või pargis on lootusetult halb. Ta leidis, et kõik loetletud meetodid võivad leida kasutust ühes ja samas pargis.

Hoopis konservatiivsema lähenemise esindaja on rootsi aiandusajaloolane ja kirjanik Klaus Stritzke, kes leiab, et ilma parke eelnevalt korralikult uurimata ei ole meil üldse õigust neid restaureerida, kuna see hävitab teabe, mis peitub sealsetes taimedes ja pinnases (Mossige-Norheim 1992, 24). Ka ei usalda ta jooniseid, kuna ei saa olla kindel, et park rajati täpselt nende järgi. Ta leiab, et pigem tuleks uurida säilinud märke pargis endas ning tegutseda nagu arheoloog. Stritzke arvates on meil õigus ajaloolisi parke ainult hooldada ja pidurdada nende allakäiku, mingeid muudatusi aga ilma eelnevate põhjalike uuringuteta teha ei või.

Üks tuntumaid rootsi aia- ja pargirestaureerijaid Walther Bauer (1912–94) oli seisukohal, et ajaloolises pargis tuleks restaureerida peamiselt vaid n-ö pargi kandev struktuur. Ülejäänud (detaile) võib püüda säilitada hooldusega, mis enamasti tähendab nende lihtsustamist, kuna tänapäeval puuduvad sageli vajalikud rajamis- ja hooldamisoskused (nt barokkaia broderiiparterite puhul) või ajalooline dokumentatsioon (Mossige-Norheim 1992, 29). Bauer leidis, et restaureerides võib lisada ka uusi detaile, mis põhinevad vastava ajastu või stiiliperioodi uuringutel, kuid see nõuab siis juba lisaks kunstniku kätt ja intuitsiooni.

Seega puudub üldkehtiv nüüdisaegne teaduslik lähenemisviis parkide restaureerimisele, on arvamuste ja meetodite paljusus. Kokkuvõtvalt saab öelda, et nüüdisaegne lähenemine parkidele on kombinatsioon konserveerimisest ehk hooldusest ja säilitamisest, mis on esmatähtis ja peamine meetod; restaureerimisest, mille käigus püütakse säilitada ajalooline park võimalikult autentsel kujul koos kõigi selle kihistuste ja stiililiste ümberkujunduste jälgedega, kuid tehes vajadusel ka pargi ilmet ja seisundit muutvaaid väärtuspõhiseid otsuseid; ning ka rekonstrueerimisest, mis on põhjendatud vaid erandjuhtudel, kui pargi mingid osad on pöördumatult kahjustunud, kuid neil on selline ajalooline, arhitektuurne, esteetiline vm väärtus, et otsustatakse taastada kogu ulatuses uuesti. Sealjuures on oluline, et otsuste langetamine kõigil tasanditel põhineks uuringutel ja teaduslikul analüüsil ning tegevusi kavandataks pikaajalise tegevuskava alusel.

3.2. Eesti ajaloolised pargid

3.2.1. Kujundusvõtted Eesti parkides

Kuna pargikunsti ajaloo kohta on olemas palju ülevaatlikke teoseid (nt Gothein 1914, Newton 1971, Cowell 1978, Jellicoe jt 1986, Hobhouse 2006), siis siinses töös käsitletakse stiiliperioode pargikunstis üksnes sedavõrd, kuivõrd need on olnud Eesti parkide otseseks eeskujuks ja algimpulsiks. Lähenemises keskendutakse eeskätt sellele, mil moel on neis kasutatud kujundusprintsüübid väljendunud Eesti parkides ning kuidas kohandatud kohalikele oludele ja kliimale, kuna just sellel on tähtsus parkide restaureerimise kontekstis. Kuna sinne töö keskendub üksnes ajalooliste parkide praegugi looduses säilinud jälgedele, mille suhtes tänapäeval on restaureerima asudes vaja võtta seisukoht, siis ei käsitleta siin meie varast aia- ja pargikunsti, vaid alustatakse arvatavalt vanimate looduses säilinud jälgedega, mis võivad üksikudel juhtudel pärineda isegi 17. sajandist, kuid teadaolevalt mitte varasemast. Näiteks peab Ants Hein võimalikuks, et ühtedeks vähesteks säilinud Põhjasõja-eelseteks pargikujunduselementideks võivad olla Kuremaa mõisa peahoone esised terrassid (Hein 2007, 28). Kirjalikke teateid varaste mõisaaedade kohta on küll nii Kolga, Viimsi, Hiiu-Suuremõisa ja Padise mõisatest ja ka Tallinna suvemõisatest, kus Prantsuse, Itaalia ja Hollandi mõjutusel rajati juba üsna esinduslikke aedu, kuid *in situ* jälgi neist siiski säilinud ei ole.

Euroopas oli üleminek itaalia renessanssaedadelt (alates 15. sajandist) prantsuse barokkaedadele (alates 16.–17. sajandist) võrdlemisi sujuv ning neis on kujunduslikult palju ühist (Hobhouse 2006, 199), kuid prantsuse pargikultuuris kõneleb ühtlasi ka Prantsuse absolutism – poliitiline võimudemonstratsioon, mis väljendus eelkõige parkide tohututes mastaapides ning samal ajal ka kujundusvõtetes, mis väljendasid inimese võimu maksmapanemist looduse üle. Tuntuim näide on Versailles, mis loodi Louis XIV hiilguse näitamiseks ning kus kasutati mastaapsuse võimendamiseks optilise illusiooni võtteid. Versailles oli park, mis pidevalt kontrollis vaataja tajukogemust ja manipuleeris sellega (Ross 2001, 33). Renessanss- ja barokkparki ühendavateks kujunduselementideks on teljeline ülesehitus; püगतavad puud ja põõsad, millest moodustati keerulisi hekisüsteeme ja -labürinte; madalad geomeetrilise mustri parterpeenrad, mida eraldasid üksteisest liiva ja kruusateed; pargiosade paiknemine eri tasapindadel ehk terrassilisus ning geomeetrilised teedevõrgud ja vetesüsteemid koos regulaarse üldplaneeringuga. Eestis jäljendati seda kõike, kuid tunduvalt väikemates mastaapides ja tagasihoidlikumal kujul.

Kui renessanssarhitektuuri kohtab Eestis väga vähe, siis **barokk** alates 17. sajandi keskpaigast kuni 18. sajandi IV veerandini (Arman 1965, 278) mõjutas meie arhitektuuri ja pargikunsti oluliselt. Just seoses selle stiiliga kujunes ka pargiarhitektuur 18. sajandil koos mõisate õitsenguga Eestis omaette arvestatavaks kunstiharuks (Kodres 2005, 242–244). Kõige suurejoonelisemaks pargikunstialaseks ettevõtmiseks Eestis on olnud Peeter I barokse lossi- ja pargiansambli rajamine Kadriorgu 18. sajandi algul, mis sai seejärel eeskujuks parkide rajamiseks üle Eesti. Peeter I, kes omandas Lasnamäe klindi jalamil rootsiaegsete suvemõisate alad, asus 1718. aastal rajama sinna esinduslikku lossikompleksi, palgates selleks itaalia arhitekti Niccolo Micchetti. Pargi kujunduses on lisaks prantsuse pargikunstile tuntavad hollandiliku kanalikultuse ja itaalialiku baroki mõjud, aga ka vene sugemed, mis väljendusid näiteks parterites tugevasti lõhnavate lillede kasutamises, ja isegi kohalikud mõjutused talupoeglikes piirdeaedades (Abner jt 2007, 119). Ning kui tavaliselt rõhutatakse Kadrioru puhul lossiümbruse regulaaraedu, siis tegelikult moodustas juba algselt pargi põhiosa põline tammesalu koos rändrahnudega, mida võib samuti käsitleda kohaliku mõjuna.



2. Tõenäoliselt juba barokiperioodist pärinev pimeaed Vääna mõisa pargis. Foto: Peeter Säre.

Eesti regulaarparkidel olid oma erijooned, mis olid tingitud peamiselt kliimatilistest tingimustest.

Kui Itaalias rajati boskette ja hekke näiteks pukspuudest ja küpressidest, Prantsusmaal pöökidest ja Saksamaal pärnadest, siis Eestis oli see võimalik üksnes pärnadest, kuuskedest, lääts- ja kukerpuudest (Hein 2007, 38). Kliima pani piirid ka topiaarkunstile ehk puude ja põõsaste pügamiskunstile, mis kuulus vaieldamatult Euroopa regulaarparkide juurde. Palmse terrassaias kasutati nii broderiipartereid, boskette kui rajati isegi pügatud hekkidest labürint, kuid nende kujundusvõtete kasutamise viis ja levik Eestis ei ole kaugeltki võrreldav selle perioodi Euroopa parkidega. Pügamiskunsti tüüpilisteks säilinud jälgedeks on algselt tagasi lõigatud või koolutatud alleede fragmendid, mida võib kohata paljudes Eesti parkides – harvadel juhtudel juba barokiperioodist (ill. 2), rohkem aga hilisemast historitsismiperioodist (ill. 3). Ka võõrpuuliike kasutati selle perioodi parkides ja aedades veel vähe, peamiseks kujundusmaterjaliks olid kodumaised liigid. Ilutaimede vähesust püüti kompenseerida, kasutades rohkem viljapuid ja -põõsaid, millest rajati ka alleesid ja hekke (Hein 2007, 39).

Puhtakujulisi barokkparke, mida ei ole hilisematel perioodidel muus stiilis ümber kujundatud või laiendatud, on Eestis vaid üksikuid. Sellistena võiks nimetada näiteks Loodi parki Viljandimaal seni säilinud pargiterrassidega, Saare parki Jõgevamaal oma tervikliku regulaarse struktuuri ja puude ridaistutustega,

samasugust Vasta parki Lääne-Virumaal ja Uue-Varblat Pärnumaal, viimast neist tegelikult juba varaklassitsismi ehk baroki ja klassitsismi vahelise üleminekupe-rioodi näitena.

Selliseid parke, kus on kindlaid andmeid varasema barokkparki või -aia ole-masolu kohta, on kaitsealuste parkide koguarvust aga vähemalt kolmandik (Abner jt 2007, 2012). Neist paljudes on säilinud varasemast perioodist ka üksikuid frag-mente korrapärase teedevõrgu või alleejuuete näol, kuid paljude kohta on see teadmine tuvastatav ainult ajalooliste plaanide või kirjalike andmete alusel. Pea-legi hõlmas enamik barokkaedu oma lilleparterite ja püगतud hekkidega härraste-maja ümber heal juhul siiski vaid mõni tuhat ruutmeetrit (Hein 1998, 271), seega on nende puhul põhjust rääkida pigem prantsuse stiilis aedadest kui parkidest.

18. sajandi esimesel kolmandikul tekkis Inglismaal kirjanduslikele ja filosoof-istele eeskujudele tuginedes uus pargiideaal, nn inglise stiil ja maastikupark (*landscape park*), mille iluetaaloniks sai nüüd puutumata, ehe loodus. Võrreldes varasema regulaarpargiga, mis eristas end ümbritsevast maastikust, muutusid üleminekud kujundatud pargi ja loodusmaastiku vahel nüüd vaid aimatavaks. Aia-kunst kuulus 18. sajandi Inglismaal kaunite kunstide hulka ning selle positsioon oli võrreldav maali ja luulega. Inglise maastikuparki sünd väljendas kunsti ja loo-duse ühtsust, neid sidus omavahel esteetika. Ka sõna “park” levis just inglise keele mõjul, asendades varasemat prantsusepäraselt “aeda”, ning tähendas nüüd pigem midagi inimest loodusega ühendavat kui teda sellele vastandavat (Kaplinksi 2001).

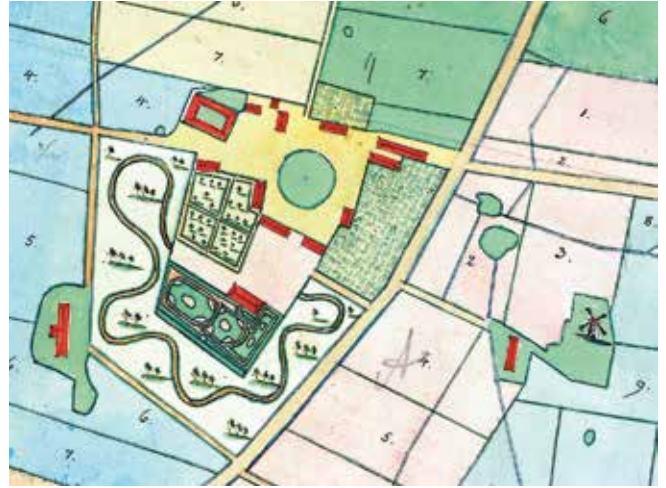
Inglise pargistiili juured on maastikumaalis, kuid ka Mesopotaamia jahipar-kides, normannide Inglismaa hirveparkides, antiikse Rooma aedades ja renes-sansiaegses Itaalias (Hobhouse 2006, 206). Uues stiilis parkide kujundusest visati välja igasugune korrapära ja sümmeetria ning eesmärgiks sai looduslikkuse taot-lemine, mis tegelikult oli küll suures osas endiselt kunstlik, st inimtegevuse tule-musena sündinud. Olulisteks kujunduselementideks parkides muutusid avarad lainjad muruväljakud, põõsad ja lilled ning eksootilised taimed mujalt maailmast, peamiselt Ameerikast. Suurt tähelepanu pöörati looduslähedast muljet pakkuva taimestiku kujundamisele, mis väljendus näiteks sihipäraselt mitmerindelise

3. Painutatud tüvedega vahtrarida Paadla mõisa pargis Saaremaal. Foto: Olev Abner.





4.1. Pagari mõisa park 1824. aasta mõisamaade plaanil. EAA 1862-2-386.



4.2. Pagari mõisa park 1836. aasta mõisamaade plaanil. EAA 1862-2-387.



4.3. Pagari mõisa park 1850.–60. aastate mõisamaade plaanil. EAA 1862-2-391.



4.4. Pagari mõisa park 1897. aasta mõisamaade plaanil. EAA 1862-2-389.

4. Pagari mõisa pargi kujunduses toimunud muutused 1824–97.

taimestiku kujundamises, millega seoses tõusid tähtsale kohale põõsad. 1822. aastal kirjutas inglise botaanik John Claudius Loudon oma “Entsüklopeedias”: “Kaasaegse põõsastiku kuju ja põhiplaan on üldjoontes looklev piirik või ebaühtlase laiusega riba jalgraja kõrval, mille lähedal see saab alguse rohttaimede ja kõige madalamate põõsastega ja tagapool muutuvad põõsad järjest kõrgemaks ja lõpevad ilupuudega, mis on samamoodi gradatsioonis.” (Hobhouse 2006, 233). Kogu pargi kujunduses pöörati tähelepanu sellele, et maastik pakuks võimalikult suurt elamusrikkust, mille saavutamiseks kujundati väga erineva taimekooslustega ja avatusastmega pargiosi. Sellega kaasnes iseenesest ka suurem elurikkus ja võib öelda, et inglise pargis, kus peamised eesmärgid olid küll puhtesteetilised, oli tegelikult tegemist juba ökoloogilise maastikukujundusega. Inglise maastikuparke rajades tegeleti tihti samal ajal sihipärase põllumajandusmaastiku kujundamisega ning kasvõi sellise majandustegevusega nagu tamme kasvatamine, ühendades seeläbi praktilise tegevuse esteetilise keskkonna loomisega.

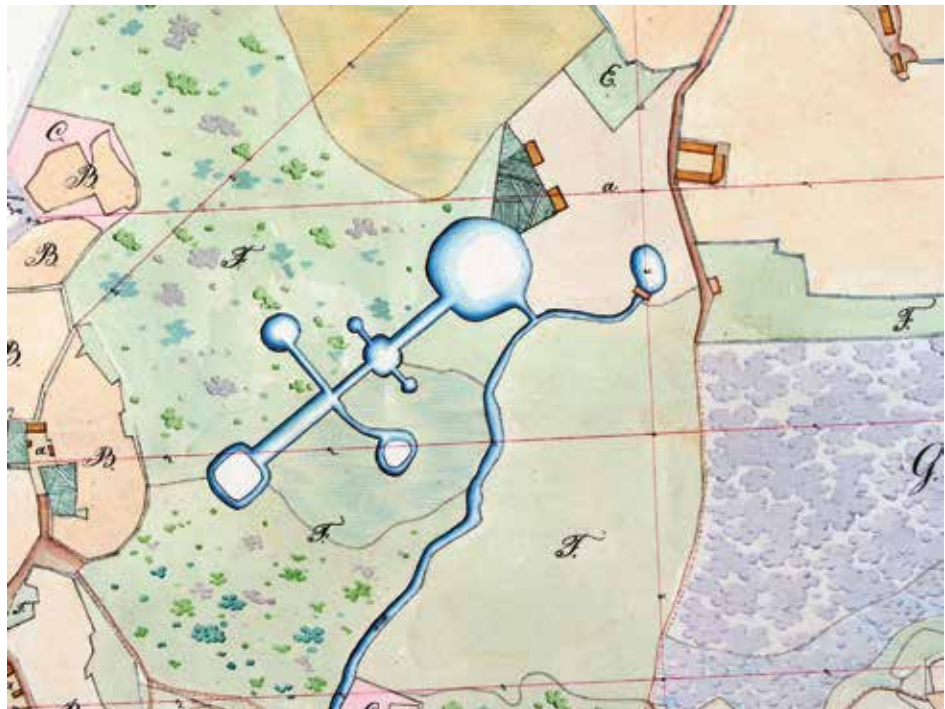
Luuletaja, literaat ja satiirik Alexander Pope pühendas end 18. sajandi algul loodust puudutavate seisukohtade muutmisele, saades seeläbi ka aiandusalal suureks eeskujuks ning pannes tegelikult aluse kogu hilisemale keskkonnaplaneerimisele (Hobhouse 2006, 206). Võib öelda, et tänapäeva keskkonnakaitse

on tugevalt seotud inglise pargistiili sünniga, mis omakorda väljendas märksa suuremat ideoloogilist murrangut kogu ühiskonnas, oli saabunud valgustussajand ja koos sellega loodus saanud vabaduse sümboliks.

Eestisse jõudis vabakujunduslik inglise pargistiil mõnikümme aastat hiljem, koos alates 1770. aastate lõpust mõisaarhitektuuris levima hakanud **klassitsismiga** (Arman 1965, 285). Ants Heina hinnangul on tõenäoliselt üks varasemaid selle stiili katsetusi Vana-Vigala pargiosa, mis kajastub mõisasüdame 1768. aasta plaanil, ning Vigala kant oli üldse esimesi, kus seda stiili kõige varem kasutati (Hein 2007, 44). Üks esimesi näiteid ongi Orgita mõis, kus 18. sajandi III veerandil kerkis moodne klassitsistlik härrastemaja, mille juurde rajati täiesti uute põhimõtete järgi vabakujunduslik park. Esinduslikumate näidetena varasemate regulaarparkide ümberkujundamise või laiendamise kohta uues stiilis võib tuua Palmse, Öisu, Hiiu-Suuremõisa ja Mõdriku, vähem tuntutest aga näiteks Võisiku või Pagari Ida-Virumaal, viimase puhul on regulaarpargist vabakujuliseks muundumine ajalooliste plaanide alusel eriti hästi tuvastatav (ill. 4).

Kui ka Eestis rajati enamik 18. sajandi lõpu parke juba vabakujunduslikuna, siis oli varaklassitsistlike mõisahoonete juures üsna tavaline, et pargi kujunduses kasutati veel vähemalt osaliselt korrapäraseid võtteid. Mõisapargi muidu juba vabakujulisel üldplaanil eristub neil selgelt regulaarse kujundusega pargiosa. Vaatlusalustest Saaremaa parkidest on sellised Audla ja Lööne, kuid ilmekate näidetena võib lisada veel Albu ja Kabala pargid Järvamaal või Varangu Lääne-Virus. Enamasti väljendus see ristkülikujulise teederistidega jaotatud alana, mille teede servi ääristasid tõenäoliselt alleed. Üks viimaseid teadaolevaid regulaarparkke oli 1780. aastatel rajatud Kehtna (Hein 2007, 45) ning ka Norra pargi 18. sajandi lõpuaastatel rajatud ainulaadne allikatoiteline vetesüsteem oli selgelt regulaarse ülesehitusega (ill. 5). Pärnumaal Uue-Varblas rajati aga varaklassitsistliku peahoone juurde veel isegi 19. sajandi algul terviklik selgepiiriline regulaarpark.

5. Norra mõisa allikatoiteline vetesüsteem 1847. aasta mõisamaade plaanil. EAA 854-4-196.



Silmapaistvad inglise stiilis maastikupargid rajati varaklassitsistlike hoonete juurde juba aga näiteks Padas, Uue-Saalusel, Aasperes ja Vana-Vigalas. Ühtne tervik maastikust, iluaiast ja talust – see on *ferme ornée*, ehistalu idee, mis levis 18. sajandil kogu Euroopas. Sametised murupinnad, voogavad rohelised rohumaad, mahedad maamassiivide kontuurid vaheldumas metsasalude ja üksikpuudega moodustasid põimingu loodusest, põllumajandusmaastikust ja ettekujutusest Arkaadiast. Eestis kasutati maastikuparke kujundades võimalikult ära reljeefset maastikku, jõgesid ja järvi ja looduslikke metsi, mida raiete abil vaadete avamiseks ümber kujundati. Ilmekad näited selle kohta on Polli ja Heimtali Viljandimaal, kus Raudna ja Halliste ürgorud andsid selleks suurepärased looduslikud eeldused.

Koos inglise stiiliga kaasnes ka siin suurem huvi kasutada parkide kujunduses võõrpuuliike, seda nii kujunduslikel kui botaanilistel kaalutlustel – et oma vormi ja värvirohkusega pakkuda pargis liikudes võimalikult palju elamuslikkust ja samas suurendada teadmisi maailma puittaimestikust ning katsetada nende kasvatamise võimalusi Eesti oludes. Balti provintsi, sh Eesti pargid on Euroopas ainulaadsed eriti elupuude (*Thuja* spp.), lehiste (*Larix* spp.) ja nulgude (*Abies* spp.) kasutamise poolest, seda sealhulgas puisteesed, mida näiteks vähemalt lehiste puhul Soomes ja Rootsis ei kohta (Sander 2009, 215). Just nende liikide poolest eristub selle perioodi Eesti parkide kujundus näiteks ülejäänud Euroopast, mida tuleks ka restaureerimisel silmas pidada. Klassitsistlike mõisahoonete juurde rajatud inglise stiilis parkidest on põhjust esile tõsta veel Haimret, Hõredat, Vokat, Pollit ja Uue-Riisiperet. Keila-Joal rajati 19. sajandi I poolel võimas maastikupark aga juba historitsistliku peahoone juurde, mis on üks esimesi selle stiili esindajaid Eestis.

Alates 19. sajandi II veerandist kuni 20. sajandi alguseni avalduski arhitektuuris **historitsism** ning sel perioodil rajatud parke võib tinglikult nimetada segastiilis parkideks, kuna neis kasutati sihipäraselt nii korrapäraseid kui ka vabakujunduslikke elemente. Neogooti ja neorenessanss-stiilis losside juurde sobisid suurepäraselt inglise stiilis maastikupargid, nagu Alatskivil, Kukulinnas, Puurmanis, Alus, Sangastes, Porkunis, Vasalemmas; Raadi neorenessanslike ja -baroksete elementidega peahoone juurde rajati aga keerulise korrapärase lahendusega terrassaed, nagu ka Lukel, Murastes, Leetses ja Räpinas.

19. sajand tervikuna oli Eesti pargiarhitektuuris eklektiline nagu ka mujal Euroopas. Sel perioodil rajatud parkide puhul on tüüpiline, et peahoone vahetu lähedus kujundati korrapärase ning kaugemad osad vabakujunduslike võtetega. Võrreldes varasemaga tuleb olulise muutusena esile tuua ka seda, et nii hoonete arhitektuuris kui kogu mõisasüdame planeeringus kadus sümmeetria, mis oli püsinud kuni klassitsismiperioodi lõpuni. Iseloomulikuks kujundusvõtteks on ka keerukad ja töömahukad lillepeenrad ja hekisüsteemid mõisate esi- ja tagaväljakutel (ill. 6) ning üldse rohke uute ilutaimede kasutus. Kasvas huvi dendrooloogiliste harulduste ja eksootiliste puuliikide vastu ning selles kontekstis tuleks esile tõsta eriti Alexander von Middendorffi, kes oma ekspeditsioonidelt kaasa toodud istutusmaterjaliga täiendas nii oma sünnimõisa Pööravere, hilisema elukoha Hellenurme kui ka Vana-Vigala parki; Sangastes rajas ulatusliku eksootiliste puuliikidega metsapargi krahv Friedrich von Berg ning Rohu mõisas aiandus- ja dendroloogiahuviline mõisnik Woldemar von Hoyningen-Huene (Abner jt 2012, 149). Linnaparkidest on heaks näiteks Tallinna Hirvepark, mis rajati samuti algselt dendroaiana.

Väljapaistvaimad 19.–20. sajandi vahetuse pargikunsti saavutused on seotud kahe Potsdami koolkonna põhimõtetest lähtuva mehega: Georg Kuphaldi ja Walter von Engelhardtiga.



6.1. Aaspere mõisa tagaväljak 1912. aastal. Foto: Jaan Vali kogu.



6.2. Puka mõisa ehisaed 20. sajandi algul. Foto: EAA 1451-1-209-25.



6.3. Aruküla mõisa tagaväljak 1912. aastal. Foto: Jaan Vali kogu.



6.4. Parterpeenar Kose-Uuemõisa mõisa pargis 20. sajandi alguses. Foto: Jaan Vali kogu.

6. Historitsismiperioodi lillepeenraid mõisate esi- ja tagaväljakutel.

Kuphaldt, olles alates 1880. aastast Riia linnaaednik, jõudis Eestis planeerida Pärnu Rannapargi, teha Kadrioru pargile rekonstrueerimiskavandi, tegutses ka Pollis, Kehtnas, Lohul, Rõngus, Toila-Orus ja Olustveres. Oma kujundustes lähtus ta paljuski Potsdamis omandatud lennélikest põhimõtetest. Ta eelistas suuri vorme ning peenraid, pöetavaid põõsaid jms soovitas üksnes hoonete lähiümbrusse. Tema loomingu ühe silmapaistvama näitena tuleb kindlasti esile tõsta Oru parki, mis rajati neorenessansliku villa juurde, meenutades selle lähiümbruses oma terrasside, purskkaevude ja rikkalike peenardega ühtaegu nii Rooma aedu kui kaugemal Pühajõe orus ja mererannal metsikunagi mõjuvat maastikuparki. Teise historitsistliku linnapargi näitena tema loomingu võib tuua Viruvärava, mille ta lahendas kahetasapinnalisena, kujundades suurema, bastionile jääva osa liigirikka inglise stiilis pargina ning väiksema, madalamal tasapinnal asuva kolmnurkse osa prantsuse stiilis regulaaraiana. Walter von Engelhardt eelistas üldiselt maastikulis-maalilist pargitüüpi ning säilinud projektid lubavad teda kindlalt seostada Luua, Visusti, Kuremaa ja Kärstna pargiga; viimases põimis ta projekti sisse ka mitmesuguseid arhitektoonilis-geomeetrilisi motiive, nagu mustri- lised lillepeenrad, vaasid agaavide ja ploomipuudega jms. Engelhardti peami- seks sõnumiks parkide kujundamisel oli, et pargi kunstilist külge ei tohiks tuua ohvriks tema dendroloogilistele väärtustele (Engelhardt 1910, viidatud Hein 2007, 85).

Mõisapargid on lahutamatult seotud hoonetega, mille juurde nad kuuluvad, moodustades nendega ühtse tervikliku ansambli. Parkide kujundus tuleneb otseselt hoonete arhitektuurist ning on nende ehitusloogika jätkuks maastikus. Nagu kirjeldab seda Juhan Maiste: “Sisemise ruumi organiseeritus mõjutab välist, see kandub omakorda üle maastikku, sulades kokku horisondi ja lõpmatussega” (Maiste 1996, 104). Seega on mõisaparke restaureerima asudes esimene samm uurida hoonestuse ajalugu, kuna see annab selged vihjed ajastule omaste kujundusvõtete otsimiseks ka pargist (Sinijärv 2009b, 283; 2009c, 64). Eestis on mitu parki, kus mõisasüdame hoonestus on hävinud, kuid park äratuntaval kujul säilinud ning ka huvi selle säilitamise ja hooldamise vastu kohapeal suur. Ka nende puhul on esimene samm kunagise hoonestuse ajaloo uurimine. Selliste parkidena võib esile tõsta näiteks Urvaste ja Mõniste parki Võrumaal, Vana-Varblat ja Veltsat Pärnumaal. Ajastule omaseid kujundusvõtteid saab kasutada aga ka linnaparkides, kus pargi kujundus enamasti ei ole seotud hoonetega. Siin on omakorda erandiks kuurpargid, mida on rajatud kuurhoonete juurde nii Kadriorus, Narva-Jõesuus, Pärnus, Haapsalus kui ka Kuressaares.

3.2.2. Eesti parkide areng

Denis Cosgrove'i (1989) väitel kujundab iga sotsiaalmajanduslik formatsioon oma sümbolite ja tähendustega maastikku ning selleks, et mõista mingi kultuuri poolt maastikule kirjutatud väljendusi, on vaja tunda kasutatavat keelt. Sellele seisukohale tuginedes eristavad Hannes Palang ja Ülo Mander Eesti maastike arengus viit suuremat etappi, milleks on muinas-, mõisa-, talu-, nõukogude ja postmodernistlikud maastikud (Palang ja Mander 2000, 171). Parkide kontekstis on kõige suurema väljenduse endast maha jätnud kahtlemata nn mõisaaeg, mis alates mõisate rajamisest kuni 1919. aasta maareformini mitmesaja aasta jooksul meie maastikku kujundas. Mõisate kaudu jõudis Eestis maastikku Euroopa kultuur, mille alged ja juured ulatuvad ladina kultuuri (Maiste 2007a) ja mis läbis siin oma arenguetapid ning moodustas selle käigus sümbioosi kohaliku looduse ja olustikuga. Olles oma olemuselt küll võõrnähtus, on pargid aastasade jooksul saanud Eesti maastiku iseloomulikuks osaks (Sepp 2009, 222). Lisaks mõisaaajale kajastuvad parkides ka kõikide hilisemate etappide jäljed, kandes endas kogu 20. sajandi jooksul Eestis aset leidnud ühiskondlike muutuste vastuolulisust. Maastikku võib võrrelda lavaga, kus leiab aset inimkonna pidev näitemäng, kuid erinevalt teatrist ei ole võimalik siin vaatuste vahetudes rekvisiite kuhugi ladustada, vaid need tuleb kas asendada, ümber ehitada või anda neile uus funktsioon – samamoodi on pargid läbi teinud meie ajaloo vaatused ning kannavad endas nende jälgi (Sinijärv 2008, 167).

Suhtumine mõisaparkidesse on igal ajal olnud mitmesugune (Sinijärv 2009a, 64). Kui mõisaajal kehastasid mõisasüdamed talurahva jaoks võõrast ja vaenulikku, siis pargid nende osana said samal ajal üheks tähtsaimaks eeskujuks Eesti taluaedade ja õuede kujundamisel (Banner 2005, 307). Eesti Vabariigi ajal 1920.–30. aastatel anti osa mõisasüdameid koolide, hooldekodude või muude asutuste kasutusse. On vähe mõisad, mis alates 1920. aastatest kuni praeguseni on olnud stabiilselt kogu aeg ühes funktsioonis, peaaesjalikult koolina, nagu näiteks Kiltsi ja Vasta Lääne-Virumaal, Kaelase ja Tõstamaa Pärnumaal, Illuka ja Maidla Ida-Virumaal, aga ka raviasutusena, nagu Lustivere Jõgeva- ja Udriku Lääne-Virumaal. Paljud mõisasüdamed aga tükeldatai ja jagati mitme uue maaomaniku vahel. Parkidest raiuti puud nii tarbepuudeks kui müügiks ning enamik neist jäi laokile.

Samas pärinevad just sellest perioodist ka esimesed sõnavõetud parkide kaitseks, mida tegid mitmed toleaeagsed looduseuurijad ja kultuuritegelased, nagu Gustav Vilbaste, Eduard Viirok, Ants Laikmaa, Kristjan Raud jt, ning esimesed pargid võeti ka kaitse alla (Suur 1940, 274).

Nõukogude ajal kogu maa riigistati ning paljud mõisad said sovhoosi- või kolhoosikeskuse funktsiooni, millega kaasnesid vastavad ümberkorraldused mõisasüdame planeeringus. Riikliku ideoloogia kohaselt kehastasid mõisad taas kord vaenulikkust ja nähtust ning see kajastus nendega ümberkäimises. Tihti ehitati parkidesse uusi hooneid, nagu kütteladused ja garaažid, parkimis- ja remondiväljakuid, mõisasüdamete vahetusse lähedusse aga kariloomade lautasid ja teisi põllumajanduslikke tootmishooneid. Ajastu ideoloogiat väljendasid ka nõukogudeaegsed istutused, mille puhul tuli lähtuda üleliidulistest normidest asulate ja majandikeskuste haljastamisel ja mis väljendus nii liikide valikus kui istutusviisis. Tüüpilisteks jälgedeks sellest perioodist meie mõisaparkides on näiteks dekoratiivsete okaspuude rühmad mõisate esindusväljakutel või II maailmasõja mälestusmärgid (Sinijärv 2009a, 62).

Samal ajal leidis aset ka vastupidine protsess, 1970. aastatel alustati ulatuslikku mõisasüdamete kui arhitektuuripärandi inventeerimist, milles osalesid mitmed tuntud kunstiajaloolased, nagu Helmi Üprus, Juhan Maiste, Olav Suuder, Ants Hein jt (Üprus 1978, Maiste 1978, Suuder 2011). 1970. aastatel korrasitati esinduslikult kaks meie siiani kõige terviklikumalt taastatud mõisasüdamet – Palmse Lahemaa rahvusparki keskuseks ning Sagadi tollase metsandussüsteemi tarbeks –, mis muutusid seeläbi vaikimisi kaotatud läänelikke väärtusi kehastades sümbolse tähendusega rahvuslikuks ühisomandiks (Sinijärv 2009a, 63).

Areng pärast iseseisvuse taastamist on seotud ennekõike 1919. aasta maareformi tulemusena jagatud maade tagastamisega, mille tulemusel on meil varasema “eikellegimaa” asemel jälle eramaad, vallamaad ja riigimaad (Sinijärv 2009a, 64). Osa parkidest on jätkuvalt neis paiknevate asutuste, näiteks koolide ja raviasutuste valduses ehk kuuluvad tegelikult riigile, teine osa on valdade omandis või nende kasutuses ning suur osa parke on taas eraomandis. Omand ja funktsioon ongi peamised tegurid, mis määravad meie parkide praeguse seisundi ja edasise käekäigu.

Nüüdseks on ligi saja-aastane ajavahe mõisa kui rõhuja tähenduse inimeste teadvuses tasandanud ning vanad mõisasüdamed koos parkidega on väärtustatud kui kultuuripärand, mille säilitamisse suhtutakse üldiselt tähelepanuga. Iseküsimus on nende funktsionaalsus tänapäeval ning kahtlemata ka rahalised võimalused, mis paljuski määravad hooldamise ja restaureerimise põhjalikkuse. Kuigi just viimaste puudumise tõttu on paljud mõisad oma loomuliku hääbumise teel, on koos muutunud omandivormiga taas suurenenud huvi ja vajadus mõisaid ansambliiselt taastada ning koos sellega ka parke restaureerida.

3.2.3. Parkide uuritus ja historiograafia

Eesti parkides on kõige põhjalikumalt uuritud puittaimestikku, mis on tingitud eelkõige võõrpuuliikide kasutamisest. Lähema ülevaate sellest saab peatükis 3.3.1., kuid kokkuvõtlikult võib öelda, et juba alates 19. sajandi keskpaigast on ülevaatlikke uurimusi, millest olulisemana tuleks esile tõsta Tallinna linna aedniku Heinrich August Dietrichi ülevaateid Eestis tollal haljastuses kasutatud puittaimeliikidest, nii pärismaistest kui võõrliikidest (Dietrich 1854, 1865), ning Johannes Klinge koostatud Baltikumi dendrofloora analüüsi (Klinge 1883).

Samuti on ülevaatlikuks allikaks nii parkide seisundi kui ka neis tehtavate tööde ja taimeliikide kohta Eestimaa Aiandusseltsi inspektori Friedrich Winkleri tegevusaruanne (Winkler 1899).

1920.–30. aastatest Eesti vanade parkide kohta uuringuid või ülevaatlikke teoseid ei ole. Nii näiteks on Jaan Pordi toimetatud kolmeköitelises “Tegeliku aianduse ja mesinduse käsiraamatus” küll ülevaade maailma aia- ja pargikunsti ajaloost, ent Eesti ajaloolisi parke ei käsitleta peaaegu üldse (Port 1934–35). Kuid just sel ajal hakkasid oma kirjutistes ja sõnavõttudes parkidele tähelepanu pöörama mitmed oma aja tuntud kultuuritegelased, nagu Ants Laikmaa ja Kristjan Raud, aga ka looduseuurijad Eduard Viirok ja Gustav Vilbaste. Ajakirjas Eesti Mets ilmus neil aastatel hulk artikleid, mis käsitlesid peamiselt parkide dendroloogilisi väärtusi (Schultz 1926, Viirok 1927b, 1929), aga ka neid, milles avaldati muret parkidega toimuva pärast ning võeti sõna nende kaitseks (Eesti Mets 1927, Viirok 1927a, Vilberg 1934). Eriti tulebki esile tõsta kahe viimase tegevust. Eduard Viirok inventeeris 1928–37 paljusid parke üle Eesti (Abner jt 2007, 10) ning avaldas selle kohta artikleid (Viirok 1927b, 1932, 1937). Gustav Vilbaste (Vilberg) aga omakorda oli esimesi, kes lisaks parkides kasvavatele puuliikidele pööras tähelepanu ka nende kunstilisele väärtusele ning tegi samme nende kaitse alla võtmiseks. 1934. aastal kirjutab ta: “... endine mõisapark polnud mitte lihtne puude kogu, vaid see oli kunstlik taimeühing, milles peegeldusid mitme ajajärgu ilustusvoolud ja parkide asetusstiilid, sagedasti õige üksikasjadeski.” (Vilberg 1934, 185).

Nõukogude ajal oli üks esimesi ja olulisemaid isikuid, kes mõisatele ja parkidele kui kunstiväärtusele tähelepanu pööras, kunstiajaloolane Helmi Üprus (nt Üprus 1958, 1960). Tema algatusel korraldati 1970. aastatel ulatuslik mõisasüdamete inventeerimine, mille käigus pöörati tähelepanu ka parkidele kui ühele mõisaansambli olulisele osale. Helmi Üprus rõhutas alati vajadust käsitleda mõisaansamblit kui terviklikku kompositsiooni, mille moodustavad elusobjektid ehk park koos puisteedega ning eluta objektid ehk hooned ja rajatised. Sealjuures pidas ta tähtsaks ka pargi seotust ümbritseva keskkonnaga ning juhtis tähelepanu pargi kujundusele, kirjutades 1958. aastal: “Üle kahekümne mõisapargi on võetud looduskaitse alla. See on toimunud kõigepealt puhtbotaanilistel kaalutlustel, mitte pargiarhitektuuri seisukohalt. Tahaks loota, et haruldaste puuliikide kaitset laiendatakse ka pargiplaneeringule, sest pargis on ju igal puuliigil oma kindel kompositsiooniline ülesanne.” (Üprus 1958, 5). Üprus tõstis esile ka ideed mõisaansamblitest kui pelgupaigast (*refugium*) ehk tervistust inimesele (nt Üprus 1977, 8; 1978, 11). Peale tema avaldasid paljud teisedki selleteemalistes sõnavõttudes ja artiklites muret vanade parkide seisundi pärast ja tegid ettepanekuid nende olukorra parandamiseks (nt Pukk 1960, Paivel 1960a, Parnabas 1978, Luik 1982). Aastatel 1956–62 inventeeris Eesti parkide puittaimestikku põhjalikult Tallinna Botaanikaia dendroloog Aleksei Paivel, kes 1960. aastal kirjutab: “Enam kui 200 aasta jooksul on Eestis rajatud üle 1200 mõisapargi. Neist pakub ligikaudu üks viiendik oma ulatusliku territooriumi, loodusliku ilu, rikkaliku ja haruldase liigilise koosseisu või omapärase pargiarhitektuurilise kujundusviisi tõttu suurt huvi.” (Paivel 1960c, 191).

Nõukogude ajast on pärit mitu mahukat käsikirjalist allikat, millest ühe olulisena tuleks mainida Veljo Ranniku “Eesti mõisate esialgset ülevaadet”, mis valmis 1970. aastatel tolleaegsete rajoonide kaupa välitööde ja uurimistöo tulemusena ning on praegu kättesaadav Muinsuskaitseametis arhiivis. Veljo Ranniku oligi

üks Eesti parkidega kõige süstemaatilisemalt tegelenud ja neid paremini tundvaid inimesi, kes pikaaegse ministeeriumiametnikuna korraldas ka nende kaitset. Teine ülevaatlik uurimus tehti 1970.–80. aastatel ENSV Metsamajanduse ja Looduskaitse Teadusliku Uurimise Instituudi Spetsiaalse Konstrueerimise Büroos (SKB) ehk maastikukujunduse osakonnas, mida juhatas Ethel Brafmann. Töö autor oli dendroloog Aino Aaspõllu ning see koondas samuti rajoonide kaupa infot parkide kohta. Suur roll vanadele parkidele tähelepanu pööramisel II maailmasõja järgsel ajal oligi maastikuarhitekt Ethel Brafmannil, kes koostas ülevaatliku raamatu “Pargid Eestis” (Brafmann 1980), töötas välja juhendeid vanade parkide korrastamiseks (nt Brafmann 1965, 1971b), avaldas selleteemalisi artikleid (nt Brafmann 1971a, 1982) ning töötades eespool mainitud instituudis, projekteeris ise või osales suure hulga parkide projekteerimisel. Ethel Brafmann lähtus projekteerimisel põhimõttest, et loodusele ei tohi vägivaldselt kallale minna, kuna loodus on ise kujundaja, ning suutis leida suurepäraselt tasakaalu projekteeritavate alade loodusliku ja kunstliku pooluse vahel (Grišakov 2012, 50). Ka teine meie tolleaegseid tuntumaid maastikuarhitekte Aleksander Niine käsitles oma haljastusalastes kirjutistes muu hulgas vanu parke ning andis suuniseid nende restaureerimiseks (nt Veski ja Niine 1961, Niine 1976).

Botaanik Heiki Tamm on uurinud Eesti parkide taimkatet ning kaitsnud sel teemal kandidaaditöö (Tamm 1973), avaldanud raamatu “Põhja-Eesti pargid” (Tamm 1972) ning koostanud ülevaatliku raamatu Kadrioru lossist ja pargist (Tamm 1998), mis sisaldas uurimuslikke artikleid lossiansambli kohta; samuti on talt ilmunud peamiselt parkide taimkatet käsitlevaid artikleid (nt Tamm 2007, 2009).

Veel on eri aegadel parke uurinud arhitekt Anne Kaaver, kes on põhjalikumalt tegelenud Georg Kuphaldi loominguga (Kaaver 2003), dendroloog ja maastikuökoloog Heldur Sander, kelle põhitähelepanu on olnud puittaimestikul (nt Sander 1997, 2000, 2009), ning aiandusekspert Mati Laane, keda samuti on pargid huvitanud eelkõige puittaimestiku seisukohast (nt Laane 2000). Tallinna Botaanikaia dendroloogidest tuleb siinkohal veel esile tõsta Jüri Ellikut, Urmas Rohtu, Olev Abnerit, Anu Kauri, Sille Jansonit ja Marina Šestakovi. Parkide ökooloogilisele tähtsusele pööras oma sõnavõttudes ja artiklites suurt tähelepanu ka Viktor Masing ja seda eriti seoses linnaparkidega (nt Masing 1984, 2001). Parkide elustikku on aga üldiselt uuritud vähe, senised uuringud on pigem juhuslikud ega anna terviklikku ülevaadet parkide loodusväärtustest. Üks rohkem uuritud liigirühmi parkides on käsitiivalised (vt lähemalt peatükis 3.3.9) ning viimastel aastatel on Tartu Ülikoolis uuritud põhjalikumalt ka parkide metsailmelisi osi kui metsataimede pelgupaiku (Tuisk 2009, Liira jt 2012).

Suure panuse Eesti pargipärandi väärtustamisse on andnud Juhan Maiste, kes kunstiajaloolasena on uurinud nende kujunemist, avaldanud ohtralt selleteemalisi artikleid ja teoseid (nt Maiste 1878, 1996, 2007a, 2008, 2009, 2011) ning õppejõuna suunanud noori teemaga süvitsi tegelema. Sarnaselt temaga on koos mõisatega Eesti parkide ajalugu põhjalikult uurinud Ants Hein, kellelt on samuti ilmunud palju ülevaatlikke artikleid ja raamatuid (nt Hein 1996, 1998, 1999, 2003, 2004, 2007, 2009).

2003. aastal kaitses Eesti Kunstiakadeemias Eesti 1920.–30. aastate pargi- ja aiaarhitektuurist magistritöö Tiina Tammet (Tammet 2003) ja nii Eesti Maaülikoolis kui ka Tallinna Tehnikaülikooli Tartu kolledžis on kirjutatud bakalaureuse- ja magistritöid, mis otseselt või kaudselt käsitlevad Eesti ajaloolisi parke ning nende restaureerimisega seotud probleeme.

Alates 2000. aastatest on ilmunud hulgaliselt ülevaatlikke koguteoseid, mis muu hulgas käsitlevad Eesti ajaloolisi parke: Tallinna Tehnikaülikooli Tartu kolledž on välja andnud artiklikogumikud “Parkide restaureerimine” (Nutt 2008) ning “*Acta architecturae naturalis* / Maastikuarhitektuurseid uurimusi” (Nutt 2011b); Eesti Maaülikool 2008. aastal korraldatud rahvusvahelise pargikonverentsi ettekannete põhjal artiklikogumiku “Park on paradisi looduses ja kunstis” (Külvik ja Maiste 2009); Keskkonnaministeeriumi ja Muinsuskaitseameti koostöös on valminud teatmeteos “Eesti pargid” (Abner jt 2007, 2012) ning nende kahe asutuse pargialase koostöö väljund on ka “Eesti parkide almanahh” (Tammet 2007, 2009, 2012).

3.2.4. Parkide riiklik kaitse

Parkide riiklik kaitse Eestis pole algust saanud mitte loodus- ega muinsuskaitsest, vaid hoopis suvitus- ja ravituskohtade seadusest (RT 1925, 109/110) 1925. aastal, mil võeti tervishoiukaitse alla umbes 40 ilusamat mõisaparki (Suur 1940, 274). Eesmärk oli säilitada parke kui esteetilise väärtusega puhkekohti. Fakt on kõnekas ning iseloomustab otseselt üht parkide peamist väärtust ja funktsiooni. Seesugust lähenemist õiguslikul tasandil meil tänapäeval enam ei eksisteeri ning praegu väärtustatakse parke nii muinsus- kui ka looduskaitsealuste, kusjuures umbes 2/3 kaitsealustest parkidest on topeltkaitstud, mis annab tunnistust kahte pärandivaldkonda ühendavatest väärtustest.

1935. aastal jõustus esimene looduskaitse seadus (RT 1935, 106) ning samal aastal asutatud Riigiparkide Valitsuse ülesandeks oli hoolitseda algselt ainult kolme riigile kuuluva esinduspargi – Kadrioru, Keila-Joa ja Oru eest (Hansen 2006, 47), aasta hiljem lisandusid neile Pühajärve park ja Toompea lossiaiad. Nõukogude ajal jagunesid looduskaitsealused pargid vabariikliku ja kohaliku tähtsusega objektideks. 1959. aastal võeti vabariikliku tähtsusega objektidena kaitse alla 47 silmapaistvamat parki üle Eesti, millest üheksa olid linnapargid ja kaks tammikud, ning järgnevatel aastatel tollaste rajoonide täitevkomiteede otsustega 377 parki, seega kokku 424 parki, parkmetsa ja kultuurpuistut (Ranniku 1982, 21). Hiljem on osa neist nimetatud ümber ka puuderühmadeks või koguni kaitse alt välja arvatud, kuid ülejäänud tunnistatud 1995. aastal kõik võrdselt riikliku kaitse all olevateks. Keskkonnaregistri (KKR) andmetel on looduskaitsealuseid parke ligi 400 ning praeguse looduskaitse seaduse (RT I 2004, 38, 258) kohaselt on pargid maastikukaitseala eritüüp, millele on kehtestatud oma kaitse-eeskiri (RT I 2006, 12, 89).

Esimene muinsuskaitse seadus jõustus Eestis 1925. aastal muinasvarade kaitse seaduse näol (RT 1925, 111/112) ning selle alusel tegeleti kõigepealt peamiselt muinas- ja keskaegse pärandiga. Parkide suhtes muinsuskaitset enne II maailmasõda ei rakendatud, kuigi esimesed mõisad võeti kaitse alla juba enne II maailmasõda – nendeks olid Riisipere, Raikküla, Väana, Lohu ja Kiltsi (Alatalu 2012, 114). Ka muinsuskaitse eristati Nõukogude ajal vabariikliku ja rajooni tasandi objekte ning pargid võeti üldiselt kaitse alla mõisakomplekside koosseisus. Siis kehtinud süsteemi järgi moodustas mõisakompleks sõltumata hoonete arvust ühe tervikliku mälestise, praegu on ühe mõisasüdame hooned ja rajatised, sh ka park, muinsuskaitseregistris arvel igauks eraldi mälestisena. Muinsuskaitseregistri (MKR) andmetel on kaitse all 293 parki, enamik neist vanad mõisapargid. Praeguse muinsuskaitse seaduse (RT I 2002, 27, 153) alusel on pargid kaitse alla võetud ajaloolise väärtusega ehitismälestistena, millel on arhitektuuriline, kunstiline või teaduslik väärtus.

Nii muinsus- kui looduskaitstes on pargid olnud võrreldes ülejäänud kaitstavate objektidega seni pigem tagaplaanil ja alahinnatud. Muinsuskaitstes on alati olnud esiplaanil arheoloogiamälestised ning ehituspäränd hoonete näol, looduskaitstes põhitähelepanu meie omamaise looduse kaitsel. Kuid teadvustades parkide tähtsust vanade laialehiste puistutena ja mõistes, et samuti kui puisniitudel on parkidel suur potentsiaal pakkuda liigirikkaid kooslusi, on nad omandamas looduskaitstes suuremat tähendust. Ja ka muinsuskaitstes on tähelepanu üksikobjektidelt kandunud tervikansamblite, kultuurmaastiku ja kultuur(elu)keskkonna väärtustamisele laiemalt (Konsa 2004, 80).

Riikliku loodus- ja muinsuskaitse üldine ideoloogia on suunatud parkide säilitamisele, st hooldamisele, põhjalikumad restaureerimisalgatused ning -tööd toimuvad enamasti vastavalt omaniku või valdaja võimalustele ja pargi funktsioonile (nt Pau 2007, Napp 2009). Seega on valdav konserveeriv lähenemiseviis, mis on sealjuures suunatud pargi terviklikkusele ehk nii kultuuri- kui ka loodusväärtustele. Sellega seoses on viimastel aastatel tehtud tihedat koostööd kahe ametkonna vahel, ühtlustades arusaamu ajaloolisest pargist ning määra-tes topeltkaitstavatele parkidele ühised piirid (Sinijärv ja Konsa 2007). Üldistatult on kaitsestaatus märk väärtuste olemasolust ning selle peamine eesmärk on aidata kaasa nende säilimisele, aga ka vältida kas teadmatusest või oskamatuses tehtavaid vigu, mis võiksid neid kahjustada.

3.2.5. Parkide restaureerimise senine praktika

Esimene riiklik professionaalse restaureerimisega tegelev asutus Nõukogude ajal oli 1950. aastal Eesti NSV Ministrite Nõukogu Arhitektuurivalitsuse alluvuses moodustatud Teaduslik Restaureerimise Töökoda (Uuetalu 1990, 3). Töömahu kasvades moodustati selle baasil 1968. aastal Vabariiklik Restaureerimisvalitsus, mille koosseisus töötas ka uurimis-projekteerimistöde osakond. 1978. aastal moodustati aga juba iseseisev organisatsioon – Kultuurimälestiste Riiklik Projekteerimisinstituut (KRPI), mis alates 1988. aastast kandis nime Riiklik Uurimis- ja Projekteerimisinstituut “Eesti Ehitusmälestised” ja alates 1992. aastast Riiklik Aktsiaselts “Eesti Ehitusmälestised” (Alatalu 2012, 51). Asutuses tegeleti peale ehitiste ka parkide uurimise ja restaureerimisega, nii mõisakompleksidega terviklikult kui iseseisvate objektidena. Selleks oli 1979. aastal moodustatud omaette ajalooliste parkide ja haljasalade projekteerijate töögrupp (Lootus 1985, 92). Pargiarhitektidena tegutsesid selles Kersti Lootus ja Täpi Made, dendroloogina Riina Pau (Lootus, suul.). Seal tehtud põhjalikumatest ja mahukamatest pargiprojektidest võiks esile tõsta Palmse regulaarpargi, Kehtna mõisapargi ja Kuressaare lossipargi, mille arhitektiks oli Täpi Made, ning Narva bastionide haljastus-restaureerimisprojekti, mille autorid olid arhitekt Kersti Lootus ja kunstiajaloolane Jevgeni Kaljundi. Kõigi projektide juures oligi oluline tihe koostöö kunstiajaloolastega, nii näiteks uuriti ja analüüsiti põhjalikult ka Kadrioru pargi kujunemist ning koostati selle ajaloolis-kompositsioonilised väärtushinnangud (Konsa, suul.). Mitu parki korrastati seal valminud projektide alusel tollaste rikaste kolhooside algatusel koos ülejäänud mõisakompleksiga, nagu Vihula mõis tänu Viru kolhoosile ja Rägavere mõis Vilde kolhoosile (Lootus, suul.).

Linnaparkide peaprojekteerijaks oli Kommunaalprojekt, kus pikka aega töötasid haljastusarhitektid Nora Tammoja ja Vaike Parker (Lootus, suul.). Selle kõrval oli teine oluline projektasutus eespool mainitud Metsamajanduse

ja Looduskaitse Teadusliku Uurimise Instituudi SKB, mida juhatas Ethel Brafmann. Seal alustas oma tööd maastikukujundajana ka arhitekt Ülle Grišakov. Peale selle projekteeriti parke veel Eesti Metsakorralduskeskuses, kus tegutses maastikuarhitekt Lydia Pettai ning valmis näiteks Toila-Oru pargi projekt, 1971. aastal aga koostöös SKB-ga Lahemaa funktsionaalse tsooneerimise projekt, mis sai alusdokumendiks uuele rajatavale rahvuspargile. Selle algatas tollane ENSV ministrite nõukogu esimehe esimene asetäitja Edgar Tõnurist. 1971. aastal loodi Kaarepere Sovhoostehnikumi Luua puukooli juurde haljastusgrupp, mille juhiks sai Ene Ilves ning mis asus samuti muu hulgas koostama vanade mõisaparkide projekte. Peale selle koostati pargiprojekte veel Eesti Maaehitusprojekti ja Eesti Looduskaitse Seltsi algatusel.

Paljude uute haljasalade rajamise kõrval, mis oli sõjajärgseil aastail esiplaanil, hakati järk-järgult tegelema ka nn maaparkidega. Nende kaitset ja korrastust käsitleti näiteks 1959. aastal I vabariiklikul haljastuskonverentsil, mille materjalid ilmusid 1960. aastal raamatuna "Linnade ja asulate haljastamine" (Sündema 1960). Hea ülevaate parkide projekteerimisest ja ehitamisest kogu II maailmasõja järgsel perioodil annavad 1982. aastal arhitektid Nora Tammoja ja Ethel Brafmann ajakirja Ehitus ja Arhitektuur parkidele pühendatud erinumbris. Hinnanguliselt koostati alates 1945. aastast kuni 1980. aastateni pargiprojekte kokku 200 ringis (Tammoja ja Brafmann 1982, 46), mis on märkimisväärne tulemus ja mis vähemalt osaliselt ka realiseeriti. Pärast taasiseseisvumist on parkide taastamine uuesti hoogustunud, nüüd juba üksnes eraettevõtluse vormis. On firmasid ja üksikprojekteerijaid, kes muu hulgas on spetsialiseerunud ka ajalooliste parkide projekteerimisele. Sellised firmad on näiteks Artes Terrae OÜ, Hüüp OÜ, Lootusprojekt OÜ, Kivisilla OÜ jpt.

Nõukogudeaegne maastikukujundus Eestis väärrib omaette uurimust, kuid siinses töös on oluline märkida peamiselt seda, et nii tolleaegsetes kui nüüdsetes pargiprojektides käsitletakse parki ennekõike kui arhitektuurset kompositsiooni ning selles lahendatavad küsimused on eelkõige kujunduslikud. Lahendustes lähutakse peamiselt pargi funktsioonist, kuna see on määrava tähtsusega. Projektide seletuskirjades on küll mõningal määral pööratud tähelepanu ka pargi loodusväärtustele, peamiselt juhul, kui on olemas infot nende olemasolu kohta, või antakse konkreetseid rajamis- või hooldussoovitusi, kuid terviklikku lähenemist pargile kui ökosüsteemile neis omaette eesmärgiks seatud ei ole.

Kultuurimälestiste Riiklikus Projekteerimisinstituudis oli üks esimesi töid Rägavere mõisa pargi rekonstrueerimise projekt (Lootus 1980), mille koosseisu kuulusid nii ajalooline õiend, dendroloogiline uurimus kui rekonstrueerimislahendus koos istutustega. Elustikule projekti seletuskirjas eraldi tähelepanu ei pööratud, samas anti rajamistöõdega seotud soovitusi, näiteks murude külvamise ja niitmise (lk 9) ning puude-põõsaste istutamise (lk 10) kohta. Sama koosseisuga on enamik KRPI-s valminud kümnetest pargiprojektidest, mille suureks väärtuseks tulebki lugeda nende koostamise käigus tehtud dendroloogilisi inventuure, mis vormistati geoloogilisele aluskaardile ning mille alusel projekteerimise käigus kogu puistu üksikpuu kaupa läbi komponeeriti, määrates nii mahavõetavad kui istutatavad puud. Seega tegeleti nii pargi kui terviku kui ka puistu struktuuri kujundamisega väga detailselt. On parke, millega töötati aastakümneid, üks selliseid on näiteks Raadi, millele on eri aegadel tehtud nii tsooneering, planeering kui ka põhiprojekt (Lootus 1986, 1999, 2000, 2004) ning neid osaliselt ka realiseeritud. Lisaks arvukatele projektidele koostati ka

restaureerimiskontseptsioone, näiteks Kolga, Väana ja Toila-Oru pargile (Made 1988, Lootus 1991, Jaanisoo 1992). Peale kunstiajaloolaste suheldi ja tehti koostööd Leningradi pargispetsialistidega (Lootus, suul.).

Praeguste pargiprojektide koosseisus samuti pargi elustikku enamasti omaette ei käsitleta, kuid peaaegu kõigis antakse vähemalt mõni elustikule tähelepanu pöörav soovitus või eesmärk. Nii näiteks mainitakse Kõltsu mõisa maastikukujunduse projektis (Grišakov 2008), et üldine kujunduslik idee on säilitada metsapargilikku meeleolu ja tuua esile maastiku mitmekülgsus (lk 6) ning et puid istutades parandatakse pargi mikrokliimat (lk 8). Projektlahendus tervikuna on looduslähedane ja sama võib öelda selle teostuse kohta. Räpina mõisapargi heakorrastuse projektis (Kaare 2010) nähakse näiteks ette, et raieaja valimisel pargis tuleb arvestada nahkhiirte poegimisperioodiga (lk 31), määratakse kolmes klassis niitmisalad (lk 33) ning antakse soovitused puude-põõsaste istutamise ja hoolduse kohta. Samuti on mõnede pargiosade puhul kirjeldatud taotletavat tulemust rinnete ja puistu liigilise koosseisu kaudu, pöörates samas tähelepanu vajadusele säilitada pesapuud (lk 127). Vasta mõisa pargi restaureerimisprojektis (Sipelgas 2007) elustikule otseselt tähelepanu ei pöörata, kuid näiteks dendroloogilises hinnangus on ära märgitud, kas puudel on samblaid, samblikke, koorevigastusi jms. Muuga mõisa taastamise ja uuendamise projektis (Skolimowski 2008) on pakutud lahenduses mitmesuguse rohhtaimestikuga alad (regulaarselt püगतav muru, lille muru ja tallamiskindel muru) ja ohtralt istutusi. Seega, otsesemalt või kaudsemalt kavandatakse elustikku mõjutavaid tegevusi kõigis projektides.

Eesti parkide peamine probleem on järjepidevuse puudumine, mis on tingitud eelkõige 20. sajandi jooksul aset leidnud ühiskondlikest muutustest. Näiteks on parkide järjepideva hoolduse korral loomulik, et nende ilme säilitamiseks nähakse ette nii jooksvat kui pikaajaliselt planeeritud taimede perioodilist uuendamist ja asendamist (Firenze harta artikkel 10), mida hoonete puhul ei saa ette näha. Eesti parkides ei ole sellist sihipärast ja järjekindlat tegevust 20. sajandi jooksul peaaegu üldse ette võetud, mistõttu selline lähenemine on meile isegi võõras. See on kindlasti üks põhjusi, miks kasvõi algatus vanade puude asendamiseks tekitab enamasti avalikkuse suure pahameeletormi ja vastuseisu. Eredate näidetena võib siin tuua 1990. aastatel teravalt päevakorda kerkinud Kaarli puiestee asendusplaani või 2007. aastal avalikustatud kavatsuse asendada Pärnu linna vanim, Vanapargi allee noorte puudega. Samal põhjusel on tugevat kriitikat saanud ettepanek rekonstrueerida Kadrioru pargi Alumine aed baroksel kujul. Teisalt on vanadel puudel tõepoolest märkimisväärne ajalooline ja looduslik väärtus, alahinnata ei tasuks ka nende emotsionaalset väärtust ja võimalik, et isegi kultuurilist eripära, mistõttu eestlased seesugustesse algatustesse suure ettevaatlikkusega suhtuvad. Mainitud Kadrioru Alumine aed on sellisena, 20. sajandi algul täis istutatuna, omaks võetud ning sellest loobumine osutunud paljudele vastuvõetamatuks eeskätt sel põhjusel. Peamiseks põhjuseks mainitud reaktsioonidele tuleb siiski pidada seda, et 20. sajandi jooksul aset leidnud heitlikud ühiskondlikud muutused ei ole võimaldanud Eestis välja kujuneda kohalikul haljastuskultuuril, saati veel selle järjepidevusel, millele tugineda. Oma rolli mängib siin kindlasti ka Eesti üldine suurem looduslikkus võrreldes suure osa Euroopaga, kus näiteks mets iseenesest on muutunud haruldaseks, olles taandunud üha kasvava inimkonna asustus- ja toiduvajaduste ees ning asendunud valdavalt põllumajandusmaastikuga.

Samal ajal on Eesti pargid omandanud arvestatava loodusväärtuse (Liira 2012), milles võib peituda ka Eesti ajalooliste parkide restaureerimise võti. Ökoloogiline, loodusväärtustega arvestav ja nende arengut soodustav lähene-mine võimaldab siduda looduse ja kultuuri kõige vahetumalt, pakkudes ühtaegu nii esteetiliselt elamust kui olles samal ajal ka majanduslikult soodne. Praegusele parkide korrastamise n-ö uuele lainele ongi ehk kohati omane liignegi innu-kus ja läbimõtlematus, milles nähaksegi otsest ohtu loodusväärtustele (nt Keppart 2002, Käärt 2009, Filippov 2009). Näiteks on üsna sage olukord, kus pargi n-ö korrastamise eesmärgil likvideeritakse ühe hooga võsa pähe kogu põõsa-rinne ning puistust kujundatakse ühtlase hõreda struktuuriga puude kogum, mis on seeläbi avatud tuultele. Ühe äärmuslikuma näitena sellistest tegevustest meie mõisaparkides 2000. aastatel võib siinkohal tuua Kõima pargi Pärnumaal, kus parki “korrastama” asudes on likvideeritud sama hästi kui kogu põõsarinne ning tulemuseks on ühtlane avatud hõre puistu; teise samalaadse näite võib tuua Lääne-Virumaalt Malla pargist. Kui sellele lisandub veel rohurinde liiga tihe ja madalalt niitmine, siis puudub paljudel elustikurühmadel igasugune võimalus parki asustada. Nendele tendentsidele on ka osutatud ning sellega seoses tasapisi vajadusele arvestada pargi loodusväärtustega üha rohkem tähelepanu pöörama hakatud (nt Keppart 2009, 2011a; Nutt 2011a).

Eestis on siinse töö kontekstis praegu kõige olulisem väljaanne Keskkonnaameti välja antud “Pargi hoolduskava koostamise juhend” (Nutt 2011a), mis annab suunised parkide hoolduskavade koostamiseks, seades kultuuriväärtuste kõrval eesmärgiks ka parkide elurikkuse säilitamise ja suurendamise (lk 9).

Elustiku seisukohast tuleb juhendis igati asjakohaseks lugeda soovitusi pöö-rata tähelepanu elustiku- ja pesapuudele ning säilitada võimalusel pargi ääreala-del vanu jalal surnud puid ja jämedat lamapuitu (lk 18), samuti puudel kuiva-nud oksid (lk 23) ning hooldada põõsaid ja põõsastikke (lk 20). Lisaks on juhitud tähelepanu pargiaasade liigirikkuse säilitamisele mitmesuguste hooldusvõtete-ga (lk 26–29). Võrdlemisi pealiskaudseks võib lugeda võsaraie käsitlust (lk 17), kus jäetakse tähelepanuta puistu struktuur (rindelisuse ja servaalad), mis on elustiku seisukohast üks põhitegureid. Väga sageli näeb parkides juba eespool mainitud lausalist võsaraiet, millega likvideeritakse pargist kogu alusmets ja põõsastik ning tagajärjeks on ühtlane tõmbetuulega hõre puistu (nt foto lk 20), mis on elus-tiku seisukohast vägagi ebasoovitav. Seetõttu on siinkohal oluline rõhutada nii alusmetsa osalise säilitamise vajadust kui ka käsitleda pargi servaalasid. Puistute servad peaks elustiku seisukohast kujundama mitmerindelise ja suletumana, et soodustada pargisisest soojemat mikrokliimat, mis jällegi on üks peamisi elu-rikkuse säilimise ja suurenemise eeldusi.

Juhendi lisana esitatud Kukulinna mõisa pargi kaitsekorralduskavas käsit-letakse elustiku peatükis (2.2) peamiselt pargi puistut ja sealgi tegelikult ainult põlispuid, muu elustiku puhul nenditakse üldiselt, et andmed puuduvad (lk 29). Ainsa liigirühmana tõstetakse esile käsitiivalisi, kelle puhul nähakse peamise meetmena ette lisainventuuri nii pargis elavate liikide kui ka nende elu- ja tal-vituspaikade kohta, kuigi aastatest 1999–2008 on juba olemas andmed käsitiivaliste kohta. Ka muude liikide puhul mainitakse peamiselt vajadust välja selgi-tada kaitsealused liigid, kuid ei pöörata jällegi tähelepanu üldisele liigirikkusele ja selle suurendamise võimalustele.

Kokkuvõtvalt jääb juhend elustiku kaitse osas üsna üldsõnaliseks – juhendis väljapakutavad meetmed elurikkuse säilimiseks seisnevad peamiselt inventuuride

ja uuringute tellimises ja kavandamises, mitte konkreetsete suuniste andmises ühe või teise elustikurühma vajadustega arvestamiseks. Sealjuures käsitletakse elustiku kaitse teemade all lisaks puittaimestikule peamiselt vaid kaitsealuseid liike, pööramata tähelepanu pargi üldise liigirikkuse suurendamisele.

3.2.6. Ökosüsteemne lähenemine parkide taastamisel

Loodusteadustes käsitletakse ökosüsteemina funktsionaalset süsteemi, milles organismid koos keskkonnatingimuste kompleksiga moodustavad aineringe ja toitumissuhete kaudu isereguleeruva areneva terviku (Masing 1992, 284). Pargi kui ökosüsteemi puhul vajab tähelepanu seega kooslus, kus kõik komponendid on omavahelistes seostes, luues vastastikuseid elu- ja kasvutingimusi. Muutused ühes süsteemi osas mõjutavad protsesse teistes ning ökosüsteemide taastamisel lähtutakse üldjuhul sellest, et protsesse sihipäraselt suunates on võimalik neid seoseid ka tugevdada ja luua elurikkuse kasvule soodsamaid tingimusi. Parkide puhul peab taastamine olema samal ajal ühildatud kujunduseesmärkidega, kuna tegeledes üksnes elurikkuse suurendamisega, jäetaks kõrvale pargi peamine ja algne eesmärk – olla kunstilist elamust pakkuv keskkond. Selles seisnebki parkide ökoloogilise restaureerimise eripära ning peamine erinevus looduslike koosluste taastamisest.

Ökosüsteeme võib inimtegevuse rolli järgi nende kujunemisel jaotada üldistatult looduslikeks, mis kujunevad ja säilitavad oma struktuuri inimtegevuse abita, ja antropogeenseteks ehk tehisliseks kooslusteks (nt kultuurniidud, põlud), mille teke ja säilimine sõltuvad püsivast inim mõjust (Pärtel jt 2007, 224). Tehiskoosluste elustiku on otseselt kujundanud inimene. Nende kahe kategooria vahele jäävad poollooduslikud ökosüsteemid, mis on suhteliselt stabiilsed, spontaanselt saabunud looduslike liikidega asustatud kooslused, välja arenenud pika aja jooksul mõõduka inimtegevuse, nagu karjatamise ja heinavarumise tulemusena. Inimtegevuse lakates poollooduslikud kooslused hävivad ja muutuvad loodusliku suktsessiooni käigus looduslikeks kooslusteks (nt metsaks).

Looduslike ja poollooduslike koosluste ökoloogilise taastamise eesmärk on enamasti kooslusele iseloomuliku struktuuri (rinnete, eluvormide jmt) ja/või liigilise koosseisu taastamine. Ideaalis soovitakse saavutada algsele võimalikult sarnane kooslus. Sageli muudab selle keerukaks asjaolu, et puuduvad täpsemad andmed algse seisundi kohta, mida taastada soovitakse. Seetõttu kasutatakse ökoloogilisel taastamisel nädiskooslusi, n-ö väljakujunenud struktuuri ja liigikoosseisuga kooslusi, mille abil on võimalik määratleda eesmärgid või soovitatav seisund, mille taastamist ühel või teisel alal taotletakse (Sammul ja Lõhmus 2005, 10). Parkide taastamisel ei saa lähtuda päris samast loogikast, sest liigikoosseisu ja struktuuri poolest ei saa võrdluskooslustena hästi käsitleda teisi parke, kuna pargid on oma iseloomult väga varieeruvad, nii suuruse, kujunemise loo, looduslike tingimuste kui ka inimtegevuse intensiivsuse poolest. Samuti on parkide liigikoosseisu ja struktuuri oluliselt mõjutanud inimene ning suur tähtsus on seejuures olnud kunstilistel eelistustel ja eesmärkidel.

Ajaloolise pargi taastamise peamiseks eesmärgiks on üldjuhul taastada ajalooline ruumistruktuur ja algne kujundusidee. Seda on aga võimalik teha, arvestades ka aja jooksul lisandunud loodusväärtustega ning lähenedes pargi restaureerimisele ökosüsteemsel. Park võib sisaldada nii looduslikke kui ka poollooduslikke komponente, aga võib olla ka üksnes tehislik. Kujunduslike taastamiseesmärkide kõrval võib siin ökoloogilise taastamise eesmärgiks olla mitmesugustele

elustikurühmadele soodsate tingimuste loomine ning üldine elurikkuse kasv ja selle püsimine, tulemus ei ole aga kunagi lõpuni ennustatav ega ettemääratav. Näiteks mängivad juba liikide levikul suurt rolli parki ümbritsev maastik ja selles esinevad kooslused. Seetõttu ei ole võimalik seada parkide ökoloogilisel restau-reerimisel eesmärgiks mingit üldkehtivat taotletavat seisundit või liigikoosseisu, kuna see sõltub alati konkreetse pargi iseloomust, funktsioonist ja asukohast.

3.2.7. Parkide loodus- väärtused

Parkide peamise loodusväärtuse toob kõige paremini esile meie praegune met-sastatistika. Nimelt on Keskkonnateabe Keskuse andmetel (Adermann 2012) Eestis praegu metsamaad 2 212 000 ha ehk 50,6% Eesti pindalast (ilma Peipsita). Metsade puistute vanus on keskmiselt 55–56 aastat. Sellest moodustavad okas-puumetsad (okaspuude osakaal üle 70%) 40,5%, laialehised metsad vaid 1,2% ning segametsad ülejäänud. Laiialehiste metsade vanus on sealjuures keskmiselt 62 aastat ning üle 61-aastaseid okaspuumetsi on 26,8% puistute pindalast. Vanade laialehiste puude ülekaaluga metsi, mis vastavad loodusdirektiivi elupaigatiübile 9020 (Paal 2007, 197), leidub kõigest umbes 1000 ha, mis on 0,005% metsade kogupindalast. Mitut moodi kaitstud metsi (hoiu- ja kaitsemetsad ning vääris-elupaigad) on kokku 25,4%, sh rangelt kaitstud metsi 10,1%, kuid sealjuures on vanu, üle 60-aastaseid nn loodusemetsi vaid 2,4%.

Seega valitsevad meie metsades noored ja liigivaesed tulundusmetsade kul-tuurpuistud ning üle 100-aastaseid vanu lehtpuid leiabki puistutena ühtede väheste kohtadena vanades parkides. Põhjusena, miks meil laialehiseid metsi nii vähe on, võib nimetada asjaolu, et need asuvad looduslikult viljakamatel muldadel, mis on valdavalt põllumaana kasutusele võetud. Enamik varem salu-metsaga kaetud alasid on praeguseks põllustatud või asendunud kuusikute ja kuuse-segametsadega (Paal 1997, 91). Nii esindavad pargid omal moel vanametsataolist biotoopi, mis looduslikul kujul on peaaegu kadunud. Eespool too-dut arvesse võttes pole kahtlust, et parkide loodusväärtusele tuleb nendega tegeledes tähelepanu pöörata ning ajaloo- ja kultuuriväärtuste kandjatena on neil ka suur lisaväärtus – loodusväärtus. Sest kuigi tegemist on inimese loodud kooslusega, võivad pargid pakkuda elupaika vanametsataolistele kooslustele omastele liikidele.

Vanade laialehiste metsade kõrge loodusväärtus tuleneb eelkõige asjaolust, et nendega on seotud hulk sambla-, sambliku- ja seeneliike, mis kasvavad üks-nes vanadel puudel, enamik neist sealjuures eelistatult ka ühel või teisel kindlal puuliigil. Samuti pakuvad vanad puud elupaika õõntes elavatele elustikurühma-dele, nagu rähnid, kakud, mitmed imetajad ja putukad. Vähem tähtis ei ole ka maapinda asustavate liikide jaoks suurte lehtpuude loodud fenoloogiline rütm – näiteks valgus, mis loob elutingimused efemeersetele ehk lühiealistele kevad-lilledele. Samuti mõjutab lehtpuude olemasolu mullaomadusi, kuna näiteks lehe-kõdu erineb okaspuude omast. Lähemalt on vanade puude tähtsust käsitletud allpool, elustikurühmade juures.

Kuid peale vanade laialehiste puude suure osakaalu seisneb parkide looduslik väärtus ka maastikulises mitmekesisuses. Park on üldjuhul kombinatsioon eri iseloomuga osadest: siin on suuremaid ja väiksemaid, avatud ja poolavatud ala-sid, eri tiheduse ja vanusega puistuid, veekogusid ning hooneid ja rajatisi, mis kõik kokku pakuvad suure varieeruvusega elupaigakogumi. Tänu sellele on par-gis võimalik koos eksisteerida väga erineva keskkonnanõudlusega liikidel ning

paljude biotoopide esindajatel. Kahe järsult erineva maastikuosise või koosluse siirdevööndit nimetatakse ökotoniks, mis sisaldab mõlema elemente ja on see-pärast keskkonnalt komplekssem või liigirikkam kui kumbki neist eraldi (Masing 1992, 285). Nähtust nimetatakse servaepektiks ja see võib ulatuda kuni 100 meet-rini kooslustevahelisest piirist (Hellström 2010, 106). Ka pargid või nende servad võivad sarnaselt metsaservade ja puisniitudega olla liigirikas ja oluline elupaik paljudele mitmesuguste elupaigaeelistustega taime- ja loomaliikidele.

Poollooduslikest kooslustest sarnanevad pargid enim puisniitudega, mis on tuntud oma liigirikkusega, kuuludes sellega maailma tippude hulka (Kull ja Zobel 1991, 717; Kukk ja Kull 1997, 114; Pärtel jt 2007, 233; Wilson jt 2012, 798). Ent erinevalt parkidest on puisniidud tekkinud algselt looduslikest koos-lustest ning on neist ka tunduvalt vanemad. Puisniitude taimkatte eripära ja lii-girikkus tuleneb selle mosaiiksusest ja regulaarsest niitmise, aga nad on kõrgelt hinnatud ka oma esteetiliste väärtuste poolest. Samas on puisniitude esteetika erinevalt parkidest põllumajandustegevuse kõrvalsaadus, mitte omaette ees-märk (Kukk ja Kull 1997, 13). Vanu, kaua aega hooldatud puisniite iseloomustab lagedamate üksikute vanade puude ja põõsastega niidulaikude vaheldumine eri tihedusega puude rühmadega, noorematel ja hiljuti taastatutel on puude tihe-dus sageli ühtlasem ja laiguline struktuur puudub (Talvi 2010, 11). Puisniitudele on iseloomulikud ka suured vanad puud, nagu tammed, mis on väärtuslikud nii esteetiliselt kui elupaikade mitmekesisuse poolest. Peamiseks eelduseks puis-niitude kõrge liigirikkuse kujunemisel on niitmise käigus ühtlustatud taimede-vahelised valguskonkurentsitingimused (Kull ja Zobel 1995, 35), aga ka mitmekesi-sest struktuurist tulenev suur abiootiliste tingimuste (valgus, niiskus, tempera-tuur jmt) varieeruvus, mis võimaldab koos elada rohkematel liikidel (Luhamaa jt 2001, 28). Liigirikkaimate puisniitude puurinde liituvus ehk võrade projekt-sioonide osakaal maapinnal on tavaliselt 20–40% ehk 0,2–0,4, kuid see võib suu-resti erineda nii niiduti kui ka ühe niidu piires (Talvi 2010, 11). Suurema liitu-vuse puhul hakkab rohustus suurenema varjutaluvamate metsataimede osakaal ning niidutaimed taanduvad.

Bioloogilise mitmekesisuse poolest väärtuslike poollooduslike koosluste hooldamiseks ja majandamiseks on koostatud mitu juhendit (Jürgens ja Sam-mul 2004, Kukk 2004, Talvi 2010). Puisniitude hooldamisel on peamiseks tege-vuseks niitmine, mida tuleks teha igal aastal alates jaanipäevast või juulis, hein lasta kuivada, riisuda ja ära vedada ning hoida puistu ja põõsaste liituvus vahemi-kus 0,2–0,5. Nii esteetiliste kui liigikaitseliste eesmärkide saavutamiseks saab puisniitude hooldusvõtteid hästi kohaldada ka parkidele.

Parkide liigirikkus on seotud nii pargi kujunduse, suuruse kui ka ümbrusega. Ameerika ökoloogide Robert McArthuri ja Edward Wilsoni (1967) välja tööta-tud saareliste ökosüsteemide teooria kohaselt on saartel liikide arvu suurene-mine seotud saare pindala kasvamisega ning vähenemine saare isolatsiooni kas-vuga. Mida suurem on saar, seda edukam on sinna liikide sissetulemine ning tõe-näolisem sobiva elukeskkonna leidmine. Parke võib samuti võrrelda saartega, mis ümbritsevas avatud põllumajandusmaastikus tihti terviklike kompaktsete puistutena eristuvad. Kahtlemata mängib siin olulist rolli pargi ümbrus – sõltu-valt lähedalasuvatest looduskooslustest ja nende kaugusest pargist võib kohata neis kooslustes esinevaid liike ka pargis. Mida suurem ja mitmekesisema ümb-rusega park, seda suurem on tõenäosus leida sealt suuremat hulka liike; mida väiksem ja isoleeritum on aga park, seda pikem on aeg, mille jooksul liigid sinna

kohale jõuavad, ja seda väiksem tõenäosus, et nad sealt sobiva elukeskkonna leivad. Eestis on seda seaduspära uuritud näiteks laidude samblikukoosluste puhul (Jüriado jt 2006). Läbiv liigirikkus mitme elustikurühma lõikes kujuneb pargi loodusliku ja maastikulise mitmekesisuse, pikaajalise stabiilsuse ja järjepideva hoolduse tulemusena ning on väljakujunenud ja hästi toimiva koosluse tunnus.

Ilmekaks näiteks parkide kõrge loodusväärtuse kohta on asjaolu, et vanad pargid on loetud omaette vääriselupaigatüübiks, mida keskkonnaministri vastavas määruses on määratletud kui inimese rajatud valgusküllased vanad puistud, mida enam ei hooldata (RT 2009, 18, 218, § 26). Metsaseaduse kohaselt on vääriselupaik kuni seitsme hektari suurune kaitset vajav ala väljaspool kaitstavat loodusobjekti, kus on suur kitsalt kohastunud, ohustatud, ohualdiste või haruldaste liikide esinemise tõenäosus (RT I 2006, 30, 232, § 23). Väärtuslike võtmetunnustena on parkide puhul nimetatud vanad ja suuremõõtmelised, aukude ja õõnsustega puud, aga ka seisvad surnud puud ja puutüükad ning puude avatus päikesepaistele. Sealjuures tuleb märkida, et ka üksikud suured puud on määratletud omaette vääriselupaigatüübina (RT 2009, 18, 218, § 25). Parkide ja puude vääriselupaikadele on iseloomulikud tunnusliigid nii seente, samblike, sammalde kui mardikate hulgas.

Vääriselupaigana määratletud parkide liigilise mitmekesisuse säilimiseks tuleb tagada vanade puude avatus päikesepaistele, rühmiti asetsevad puud aga sellisena säilitada (Andersson jt 2003, 77). Nähakse ette, et puistutes tuleks likvideerida suksessiooni käigus saabunud ja pealetungivad liigid ning lagen-dikke peaks liigilise mitmekesisuse säilitamiseks niitma või seal loomi karjama. Seega, kuigi vääriselupaigana on defineeritud sellised pargid, mida enam ei hooldata, vajavad nad ka niimoodi määratletuna teataval määral inimese tegevust, et säilitada oma iseloomulikud tunnused ja loodusväärtused. Tavapärasest pargihooldusest erineb aga niisugune majandamine eeskätt selle poolest, et surnud puud jäetakse eemaldamata. Vääriselupaigana on parke praegu Eestis määratletud 98 ha (Andersson jt 2003, 36).

Vanade parkide eripäraks on lisaks see, et neis võib esineda võõrliike nii puude, põõsaste kui rohttaimede seas, mis võrreldes looduslike kooslustega suurendab veelgi elupaikade varieeruvust. Võõrliikideks loetakse taimed, mis on Eestisse jõudnud pärast 18. sajandi keskpaika, ning nende seas eristatakse omakorda metsistuvaid ja naturaliseeruvaid liike. Neist esimesed levivad edasi üksnes inimõjutatud kooslustes, teised aga ilma inimese abita looduslikes kooslustesse (Kukk 1999, 56). Just viimaste intensiivses levikus nähakse ohtu looduslikele kooslustele. Invasiivseteks ehk sissetungivateks loetaksegi sellised võõrliigid, mis kinnistavad oma uue levikuala looduslikes või poollooduslikes elupaikades ja võivad seal rikkuda senist koosluste struktuuri (Kull 2005, 4). Sel põhjusel on võõrliikide kasutamist reguleeritud ka õigusaktides, näiteks keelab looduskaitseeadus võõrtaimeliikide loodusesse istutamise ja külvamise (RT I 2004, 38, 258, § 57). Sama paragrahvi alusel on kehtestatud keskkonnaministri määrus (RTL 2004, 134, 2076), milles loetletakse looduslikku tasakaalu ohustavad taime- ja loomaliigid, kuid see ei sisalda siiski ühtki Eesti ajaloolistes parkides kasutatud võõrliiki. Pealegi, kuna park on inimese rajatud ning kujundatud keskkond, ei saa võõrliigi istutamist parki käsitleda ka võõrliigi istutamisenä loodusesse. Kohalikku loodust ohustavad võõrliigid on kantud musta raamatusse (Eek-Piirsoo 2001, 15; Kull jt 2001, 170) ning nende seas on küll liike, mis on omased meie parkidele. Sellised liigid on näiteks

läikiv tuhkpuu (*Cotoneaster lucidus*), kurdlehine kibuvits (*Rosa rugosa*), hari-lik katkujuur (*Petasites hybridus*), harilik kurekell (*Aquilegia vulgaris*) jpt. Pargi sees on aga intensiivse võsundilise paljunemise poolest tuntud võõrpõõsaliigid näiteks harilik pihlenelas (*Sorbaria sorbifolia*), roosakas enelas (*Spiraea × rosalba*) ja harilik sirel (*Syringa vulgaris*), mis võivad ilma hoolduseta moodustada suuri tihedaid põõsastikke.

Bioloogilise mitmekesisuse seisukohast tuleks ka parkide restaureerimisel eelistada pärismaiseid liike, kuna igasugune nendega kaasnev elustikurikkus, näiteks selgrootute ja samblike arv, on suurem kui võõrliikide puhul (Rose ja Harding 1978, Kennedy ja Southwood 1984). Samas tuleb arvesse võtta, et kuna parkide puhul on tegemist ajalooliste kunstiteostega, mille taimekooslus on juba algselt eesmärgipäraselt rikastatud võõrliikidega, siis on täiendliikidena kindlasti õigustatud kasutada ka parkidele omaseid ajaloolisi võõrliike. Üks vanade parkide väärtus seisneb ka selles, et need võimaldavad anda hinnangut kodumaiste, kuid eeskätt võõrliikide külmakindlusele, saavutatavatele mõõtmetele, elueale, kasvukiirusele, kasvukohale ja valgusnõudlikkusele jne, kuna metsatingimustes ei ole võimalik neid iseloomustavaid näitajaid alati selgitada, sest seal on puude eluiga suuresti seotud raieringiga (Laas 1998, 41).

Eestis ei ole elustiku-uuringutele parkides seni eriti tähelepanu pööratud. Paljude selgrootute, epifüütsete taimede ning puidul ja maas elavate seente jaoks on peetud elupaikadena tähtsaks esmajärjekorras siiski looduslikke kooslusi, mistõttu on ka uuringutel põhitähelepanu olnud eeskätt nendel. Andmeid kasvõi kaitsealuste liikide kohta parkides on vähe, need on juhuslikku laadi ning üle Eesti ebaühtlased (KKR 2012). Viimastel aastatel on Tartu Ülikoolis küll uuritud parkide metsailmelisi osi kui metsaliikide asenduselupaiku (Tuisk 2009, Liira jt 2012), mida on lähemalt käsitletud allpool, samuti on võrreldes teiste liigirühmadega oluliselt rohkem uuritud näiteks käsitiivalisi (ptk 3.3.9). Teema tervikuna väärub aga kindlasti edaspidi süsteemsemat ja põhjalikumat käsitlust, seda enam, et maailmas pööratakse elurikkuse kaitsele ja suurendamisele parkides üha suuremat tähelepanu, seda küll rohkem linnaparkides (nt Kendle ja Forbes 1997, Savard jt 2000, Dunnet jt 2002, Miller 2005, CABE 2006, Keppart 2006, Uustal jt 2010 a, b). Ka elustiku-uuringuid on tehtud rohkem just linnades (Hermy jt 2000, Cornelis jt 2003, Kingston jt 2003, Barthel jt 2005). Näiteks on uuringuid putukate kohta (McIntyre 2000, Raupp jt 2010, Fenoglio jt 2008, McFrederick jt 2006), samuti selgitatud, kuidas suurendada linna haljasalade liblikarikkust (Konvinca ja Kadlec 2011) jne. Tänapäeva maailmas nähakse ökoloogilises maastikukujunduses suurt potentsiaali, seda enam, et näiteks Euroopas on looduslikud kooslused seoses inimasustuse intensiivse laienemisega taandunud. Sel põhjusel on ka nn maaparkidel nii meil kui mujal ökoloogiliselt palju suurem väärtus.

Nagu eespool mainitud, on Tartu Ülikoolis viimastel aastatel uuritud põllumajandusmaastikes paiknevate mõisaparkide metsailmeliste osade puistute koosseisu ja struktuuri, nende vastavust metsaliikide kasvukoha nõudlusele ning võimalikku toimimist nende liikide jaoks refuugiumina ehk pagulana (Tuisk 2009; Liira jt 2012). Ökoloogias käsitletakse refuugiumina maa-ala, kus elab mingite liikide isoleeritud populatsioon (Masing 1992, 214). Uuriti mitmekümne Kesk- ja Lõuna-Eesti mõisapargi kõige varjulisemaid ehk niinimetatud metsailmelisemaid osi, mis üldjuhul asuvad mõisaparkide kaugemates osades. Neis kirjeldati puistu struktuuri, rohurinnet ja ökoloogilisi

mõjutegureid. Lisaks registreeriti lähiümbruse metsade ja puistaimedega maastikukoridoride rohurinde taimeliigid, et selgitada koridoride rolli metsaliikide levimisel.

Ilmnes, et paljude parkide varjulised puistuosad on omandanud metsale iseloomulikke tunnuseid. Mitu pikka aega hooldamata olnud parki oli sõna otseses mõttes metsistunud, kuid leidis ka parke, kus oli näha nõukogudeaegse hoolduse ja kasutamise negatiivseid jälgi, nagu näiteks hariliku keraheina (*Dactylis glomerata*) lauskülv pargialuse rohustu parandamiseks (Liira, suul.). Statistilise keskmisena olid uuritud metsailmelistes pargiosades esindatud ligi pooled ümbruskonna looduslikest metsataimedest (Liira jt 2012, 144). Paljud varjulised pargiosad olid võrreldavad vanade salumetsadega, kusjuures nende liigiline koosseis ja vertikaalne struktuur oli kohati isegi mitmekesisem kui metsades (Tuisk 2009, 38). Parkide puhul on puistu liigiline mitmekesisus olnud paljudel juhtudel juba algselt, nende rajamisel omaette eesmärk, peamiselt ajendatuna kujunduslikest kaalutlustest, kuid nende peamiseks iseloomulikuks omaduseks on laialehiste puuliikide valdamine, mis meie tavalisest metsamaastikust on aja jooksul kadunud.

Selgus, et mida rohkem oli pargi lähiümbruses metsamaad, seda enam sarnanesid pargi- ja metsakooslused oma liigilise koosseisu poolest (Tuisk 2009, 34; Liira jt 2012, 148). Rohurinde katvus oli sealjuures parkides märkimisväärselt suurem, keskmiselt 72% (Tuisk 2009, 39), võrreldavates vanades naadi ja sinilille kasvukohatüübi metsades oli see 42–51% (Liira ja Sepp 2009, 316). Seda arvati tulenevat tõenäoliselt pargipuistu erinevusest metsadest nii puurinde kui alusmetsa koosseisu ja struktuuri poolest. Rohurinde liigirikkus sõltub otseselt ka puurinde liituvusest (Sepp ja Liira 2009, 34), kuna puistu harvendamisel jõuab rohkem valgust alumiste rinneteni, mis võimaldab rohkeematel, sh suurema valgusnõudlusega liikidel paika asustada. Enamiku uuritud parkide metsailmeliste osade rohurindes leiti selliseid tavalisi metsaliike nagu võsaulane (*Anemone nemorosa*), harilik jänesekapsas (*Oxalis acetosella*) ja metstulikas (*Ranunculus cassubicus*); rohkem kui pooltes parkides harilikku naistesõnajalga (*Athyrium filix-femina*), koldnõgest (*Galeobdolon luteum*), ussilakka (*Paris quadrifolia*) ja mets-tähtheina (*Stellaria holostea*) ning lisaks nendele veel hulka teisi tüüpilisi metsade rohttaimeliike (Liira jt 2012, 149). Enamikku neist peetakse iseloomulikuks vanadele salumetsadele (Sepp ja Liira 2009, 40; Paal 1997, 91). Lehtpuude osakaal puistus moodustas keskmiselt 81%. Põõsaste keskmine katvus proovialadel oli 10,6%, mõnede parkide metsailmelistes osades puudusid põõsad aga sootuks. Põõsaste keskmine liigirikkus oli väike, varieerudes ühest kuni nelja liigini. Tavalisemad liigid olid harilik toomingas (*Padus avium*, 38% parkidest), harilik sarapuu (*Corylus avellana*, 25%), raagremmelgas (*Salix caprea*, 8%) ja harilik pihlakas (*Sorbus aucuparia*, 8%) (Tuisk 2009, 25).

Jämedaid puid oli parkides tunduvalt rohkem kui metsades, surnult seisvaid tüvesid, tuulemurdu ja lamapuitu esines peaaegu pooltes, tuuleheidet ligi kolmandikus uuritud parkides. Sellest järeldus, et parkide metsailmelised osad võiksid bioloogilise mitmekesisuse toetava funktsiooni poolest olla olulised just vanadest ja jämedatüvelistest puudest sõltuvatele epifüütsetele ja saprotroofsetele liikidele (Gustafsson 2002, 386; Vellak ja Paal 1999, Süda 2007, 2). Mitmekesise surnud puidusubstraadi tähtsust on näidatud ka puidus elavatele ohustatud putukaliikidele (Jonsell jt 1998). Koore all ja puidus olevaid putukaid söövad



7. Metsailmeline pargipuistu vanade jämedate puude, tüügaste, lamapuidu ja õitsvate metsataimedega. Jõgeva mõisa park. Foto: Jaan Liira.

omakorda mitmed rähniliigid, kes loovad elupaiku teistele vanades rähniõõnsustes elavatele loomaliikidele (Remm 2004, 35). Rähne või nende tegevusjälgi leidus 75% uuritud parkides. Sellised vanad lehtpuud pargi metsailmelisemates osades olid substraadiks bioloogilist mitmekesisust näitavatele epifüütidele, nagu sammaldest sulgjas õhik (*Neckera pennata*) ja samblikest harilik kopsusamblik (*Lobaria pulmonaria*) (Tuisk 2009, 25).

Uuringute tulemusena selgus, et paljud metsaliigid eelistavad n-õ eraldise-tüüpi elupaika ning võivad levides läbida pikki vahemaid üle “vaenuliku”, eluks või kasvamiseks ebasobiva põllumajandusmaastiku. Koridoride olemasolu maastikus nende levikut märkimisväärselt ei mõjutanud. Metsaliikidele sobiva varjuka pargipuistu optimaalne suurus algab 2,5 hektarist; puuvõrade liituvus peaks olema 0,7–0,8 (hea ei ole liiga avatud ega ka liiga varjukas koht); puude rinnaspind 10–20 m²/ha ning soodne on mõõdukas alusmets ja mõningane hooldamine (Liira jt 2012, 152). Ehkki pargid on inimtekkelised, meenutavad nad oma struktuurilt pigem meil väheseks jäänud looduslikke vanu laialehelisi metsi, seda eriti võrdluses maastikus domineerivate majandatud sekundaarsete puistutega (Tuisk 2009, 40). Seda kinnitas looduslähedastele metsadele iseloomulike tunnuste ohtus parkides: suurem lehtpuude osakaal, puude liigiline ja diameetriline diversiteet ning surnud puude hulk (Liira ja Sepp 2009)(ill. 7). Seega kujutavad vanad mõisapargid endast looduskaitse poolest väärtuslikke ökosüsteeme, olles elupaigaks või pakkudes selleks võimalust paljudele metsaliikidele, ning tänapäevase metsamaastiku olustiku valguses on nende näol

tegemist potentsiaalsete refuugiumite ehk pagulatega (Liira jt 2012, 150), mistõttu tuleb neid pargiosi majandada tavametsandusega võrreldes looduslähedasemaid meetodeid rakendades.

Uurimise käigus täheldatigi selliste metsailmeliste pargiosade majandamisel mitmesuguseid probleeme. Eelkõige täheldati võsa ja põõsastiku lõikamise ning puude harvendusraie märgatavat negatiivset mõju põõsarinde katvusele ja liigirikkuusele (Liira jt 2012, 147), aga ka epifüütsetele organismidele. Põõsaste ja noorte puude lauslõikus põhjustab tuulekanalite teket ja seeläbi metsaspetsiifiliste epifüütide kuivamist. Võrreldes naadi ja sinilille kasvukohatüübi metsadega (Liira ja Sepp 2009) oli pargi keskmine põõsaste liigirikkus 100 m² kohta umbes 3–4 korda väiksem ning ka parkide keskmine põõsakatvus oli vaid umbes 11%, samas kui metsadel oli see näitaja umbes 38% (Tuisk 2009, 39). Mõõdukas alusmetsa tihedus soodustab samas rohttaimede liigirikust ning parandab puistu mikrokliimat. Vanade puude raie kaotab aga paljude putuka- ja linnuliikide elupaigad ja nahkhiirte ööbimispaigad. Samuti täheldati, et vähevalgustatud pargiosasid niidetakse sageli juba varasuvel, mis hävitab esmalt suvel ja ajapikku ka kevadel õitsevad metsalilled (Liira jt 2012, 151).

Selleks et mõisapargid oleksid kasvukohaks metsaliikidele, peavad need pargiosad säilitama teatavad vanadele, eelkõige laialehelistele salumetsadele iseloomulikud omadused, nagu puurinde suurema liituvuse varjutingimuste optimeerimiseks, vähemalt osalise alusmetsa ja põõsarinde olemasolu tuuletõmbuse vältimiseks ja niiskemad laigud (lombid), pakkumaks elupaika ka niiskuselembestele metsaliikidele (Tuisk 2009, 43). Pargipuistute majandamisel peaks olema eesmärgiks pakkuda võimalikult suurt hulka mikrobiotoope. Nii on näiteks kasulik säilitada võimalikult suurt hulka erivanuselisi ja -kujulisi puid ning eri lagunemisastmetes surnud (eelkõige) jämedatüvelise puidu fragmente, kuna see on vajalik teiste liigirühmade eksisteerimiseks, nagu samblikud, seened ja puidumardikad, aga ka linnud (Kohv 2010, 35). Rohttaimestiku liigirikust aitab suurendada väikeste häilude ehk võraavade tekitamine valgustingimuste mitmekesistamiseks, mis loob ühtlasi visuaalselt mitmekesisema puistustruktuuri. Puistu hooldamisel peaks olema eesmärgiks kujundada liikide poolest võimalikult heterogeenne ning tiheduse poolest mosaiikne struktuur (Liira, suul.). Alusmetsa hooldamisel tuleks kujundada poolavatud struktuuri, säilitades kohati suuremaid terviklikke põõsastikuga kaetud alasid, osaliselt üksikuid põõsaid ning avatud alasid. Põõsastiku lausaline eemaldamine seevastu muudab pargis õhu kuivemaks ja õhuvoolud hakkavad kiiremini liikuma, rikkudes puistusisese mikrokliima. Eriti oluline on sel põhjusel mitmerindelise taimestik puistu servades. Samuti tuleb hooldusraiet tehes jälgida, et säilitatav taimestik oleks erivanuseline ning ka liigilise koosseisu poolest võimalikult mitmekesine, kuna eri liigid ja eri vanuses taimestik pakub elupaika suuremale hulgale muule elustikule. Niitma peaks üldjuhul suve jooksul üksnes lagedamatel pargialadel, varjulistes osades aga võimalikult hilja, paiguti või pigem üldse mitte. Samuti võiks metsailmelistes osades sügiseti lehti riisuda kas vähem, kohati või üldse mitte, et tekiks ka mullakõdu. Kokkuvõtvalt on mõõdukas, looduslähedane majandamine ja hooldamine metsailmelisele pargipuistule vajalik ja ka majanduslikult soodne, kuna selle abil on võimalik luua ning suurendada mitmesuguste valgus- ja mikrokliimatiliste tingimustega elupaikade hulka ning ühtlasi parandada puistu esteetilist ilmet aasta ringi.

Järgnevalt käsitletakse lähemalt tähtsamaid Eesti parkides esinevaid elustikurühmi, selgitatakse välja nende vajadused seoses pargi omadustega, hoolduse ja restaureerimisega ning seotakse need vajadused teiste elustikurühmadega.

3.3.1. Puittaimed

Parkide tähtsaim liigirühm on puittaimed, kuna peamiselt pargipuistust ja selle paigutusest avatud alade suhtes moodustub pargi kompositsioon, samuti kaasneb enamik teisi elustikurühmi just puittaimestikuga ning selle pakutavate elutingimustega. Meie ajalooliste parkide koosseisus moodustavad põhiosa pärismaised liigid, kuid peale nende on sajandite jooksul istutatud peamiselt kujunduslikel, kuid ka kolleksioneerimise või introductseerimiskatsetuste eesmärgidel parkidesse ohtralt ka võõrliike. Seetõttu ei saa seda elustikurühma vaadelda päris samadel alustel kui ülejäänuid, kus hinnang liigirikkusele antakse valdavalt just looduslike liikide esinemise ja levimisvõime alusel. Parke rajades on loodud täiesti uued, kunstlikud taimekooslused, mis on tugevalt mõjutanud meie maastikupilti ja saanud aastasade jooksul selle osaks.

Eesti ajalooliste parkide põhipuuliigid on läbi sajandite olnud kodumaised harilik pärn (*Tilia cordata*) ja harilik tamm (*Quercus robur*) (Aaspõllu 2007, 100; Abner jt 2007, 2012). Peale nende on teisteks põhipuuliikideks parkides harilik vaher (*Acer platanoides*) (ill. 8), harilik jalakas (*Ulmus glabra*) ja harilik saar (*Fraxinus excelsior*) (Tamm 2007, 94; Abner jt 2007, 2012). Kuna parkides domineerivad pärismaised laialehised puuliigid, sarnanevad nad looduslikest kooslustest laialehiste metsadega, mida looduslikult on säilinud väga vähe.

Eesti pärismaiseid puu- ja põõsaliike on umbes 81 (Leht 2010; Kull 2009, 348), neist okaspuid 4, kitsalehiseid puid 37, laialehiseid puid 7 ning põõsaid 33, kusjuures see jaotus puude ja põõsaste vahel on kokkuleppeline ning üksikute liikide pärismaisus on ka vaieldav. Et pärismaiste liikide arv on üsna väike, siis on parkidesse hulgaliselt istutatud nii pärismaiste liikide kultuurvorme ja teiseid kui ka võõrliike. 1960. aastal oli Aleksei Paiveli hinnangul viimase paari

8. Hariliku vahtra (*Acer platanoides*) õisik. Foto: Merike Linnamägi.



sajandi jooksul Eestisse introductseeritud ligemale 900 puu- ja põõsaliiki, millest pooled olid jäänud püsima (Paivel 1960b, 70). Heldur Sander pakub nüüdseks introductseeritud puittaimede taksonite arvuks ligikaudu 1700 (Kukk 1999, 77), mis ületab pärismaiste puittaimeliikide arvu sadu kordi. 1/3 sellest moodustavad sealjuures kultuurtaimede sordid.

Samas on enamik Eesti vanu mõisaparke puittaimestikult vaesed või keskmise liigirikkusega ning vaid üksikutes suurtes parkides, nagu näiteks Kadriorus, Vana-Antslas, Olustveres, Räpinas ja Luual, ulatub liikide arv üle 100 (Abner jt 2007, 2012). Liigivaestes (kuni 30 liiki), nagu ka enamikus keskmise liigirikkusega (31–70 liiki) parkides, on keskmiselt 15–25 nimetust puid, ülejäänud on põõsad. Liaane kohtab parkides harva, kõige levinumaks liaaniks on harilik metsviinapu (*Parthenocissus quinquefolia*) (Abner jt 2007, 2012).

Puittaimed on meie parkide kõige uuritum liigirühm ja seda peamiselt neis kasutatud võõrpuuliikide poolest. Esimesed võõrliigid jõudsid Eestisse tõenäoliselt keskajal kloostrite vahendusel (Paivel 1968, 5; Hein 2007, 22). Peamiselt toodi võõrsilt vürts- ja ravimtaimi ja viljapuid, kuid nende kõrval ka ilutaimi. Kuigi võõrpuuliikide introductsiooni algust ei ole Eestis võimalik täpselt piiritleda, peab Endel Laas tõenäoliseks, et juba 14. ja 15. sajandil kasvatati Tallinna nn avalikes aedades sissetoodud liike, nagu roose ja suurelehist pärna (*Tilia platyphylla*) (Laas 1998, 37). Puittaimede introductsiooni Eestis tulebki tema hinnangul vaadelda koos Euroopa introductsiooni arenguga, mis muutus aktuaalsemaks 17. sajandil ja eriti pärast seda, kui õpiti lähemalt tundma Põhja-Ameerika dendrofloorat. Kõige esmalt hakati introductseerima söödavaid vilju andvaid puu- ja põõsaliike, seejärel haljastuses kasutatavaid dekoratiivseid liike ja positiivsete tulemuste korral rohkem tähelepanu pöörama kiirekasvulistele ja väärtusliku puiduga puuliikidele, mida kasutada metsakultiveerimisel.

Täpsemaid andmeid on juba **18. sajandist**. Esimesi kirjalikke teateid võõrpuuliikide kasutamise kohta Eestis pärineb Põltsamaa kirikuõpetaja August Wilhelm Hupeli sulest (Hupel 1777). Nii on tänu temale teada, et hobukastanite (*Aesculus hippocastanum*) vastupidavust meie mõisaaedades hinnatakse 18. sajandi II poolel väga heaks ja et nad kasvavad võrdlemisi kõrgeks, aga ka seda, et Saaremaal hakkasid nad levima alles 18. sajandi viimasel aastakümnel (Hein 2007, 61). Lääne-Euroopa (põhiliselt Saksamaa) pargikultuuri vahendusel hakkasid okaspuudest Eestis esimestena levima euroopa lehis (*Larix decidua*) ja harilik elupuu (*Thuja occidentalis*) (Sander jt 2006, 159). Aleksei Paiveli andmetel istutati euroopa lehised Suure-Kambja parki umbes 1730. aastatel (Paivel 1968, 5) ning harilik elupuu Vana-Vigala parki 1792 (Haller 1931, 175). Esimeste Eestisse introductseeritud eksootide hulka kuulub ka harilik sirel (*Syringa vulgaris*), mis on võõrpuuliikidest kõige laialdasemalt levinud (Kask 1969, 389), ning teinegi Lähis-Idast pärit liik harilik ebajasmiin (*Philadelphus coronarius*) (ill. 9) on Eestis teada 18. sajandi keskpaigast (Hein 2007, 61). Samuti mainitakse 18. sajandil Tallinna vanades ürikutes kunagise nunnakloostri kalmistul kasvavat hobukastanit, mis olevat istutatud juba enne 1630. aastat (Kenkmaa ja Vilbaste 1965, 82). Enamik 18. sajandil rajatud parkidest võõrpuuliikide kasutamise seisukohast aga erilist väärtust ei paku, kuna nende osatähtsus puistus oli tagasihoidlik (Laas 1998, 40). Nii olid ka näiteks barokkparkide alleed ja bosketid peamiselt pärismaisest harilikust pärnast (Aaspõllu 2007, 100).

Suurem huvi võõrpuuliikide kasutamise vastu parkides on aga seotud inglise pargistiili jõudmisega Eestisse. Hinnanguliselt leidis see aset 1770. aastatel (Hein



9. Lähis-Idast pärit harilik ebajasmiin (*Philadelphus coronarius*) on levinumaid ajaloolisi põõsaliike meie parkides. Mõisaegsed põõsad Keskvere pargis. Foto: Tiina Tammet.

2007, 44). Inglise stiili juurde kuulus lahutamatuult nii botaaniline kui kujunduslik huvi eksootiliste taimeliikide vastu, et oma vormi- ja värvirohkusega pakkuda pargis liikudes võimalikult palju elamuslikkust, aga ka suurendada teadmisi maailma puittaimestikust ning katsetada nende kasvatamise võimalusi Eesti oludes. 18. sajandi lõpul muutusid näiteks eriti populaarseks Kanadast sissetoodud elupuud, kuid samuti paplid (*Populus* spp.), mida nende sihvaka, küpressi meenu-tava üldkuju tõttu leiti eriti hästi sobivat täiendama just inglise stiilis parke (Hein 2007, 61). 18. sajandi lõpul rajati Eestis ka esimesed puukoolid, samuti suurendasid puittaimede sissetoomist Tartu Ülikooli Botaanikaiaia rajamine 1803. aastal ja ülikooli looduseuurijate ekspeditsioonid Venemaa ida- ja lõunaossa (Sander jt 2008, 78).

19. sajandil ilmus mitu trükist, mis annavad ülevaate Eesti parkide puittaimestikust 19. sajandil.

1854. aastal ilmus Tallinna linna aedniku Heinrich August Dietrichi ülevaade Eestis esinevatest võõrliikidest, milles anti ka soovitusi pärismaiste liikide kasutamiseks parkides, loetledes eraldi kõrged, keskmised ja madalad puu- ja põõsaliigid mitmesuguste ruumide loomiseks, samuti hekkide rajamiseks sobivad pärismaised liigid ning ühte või teise kasvukohta sobivad liigid (Dietrich 1854). 1865. aastast on olemas Dietrichi koostatud ülevaade Eesti parkide puittaimestikust, mis sisaldab andmeid nii puukoolide kui ka linna- ning mõisaparkide dendrofloora kohta (Dietrich 1865). Tema andmetel kasvas 19. sajandi keskpaigas Eesti parkides koos sortide ja teisenditega üle 300 taksoni ilupuid ja põõsaid.

Seni kõige põhjalikuma käsitluse parkidest leiduvatest puudest ja põõsastest koostas Johannes Klinge 1883. aastal (Klinge 1883). See on Baltikumi dendrofloora analüüs, mis sisaldab andmeid ligi 600 liigi kohta ja mille aluseks on Eesti osas lisaks Klinge enda uuringutele peamiselt Dietrichi 1865. aastal ilmunud ülevaade, aga ka Eesti puukoolide kataloogid, Tartu Botaanikaiaia kataloogid, samuti puudekollektsionääridest mõisnike, nagu Alexander Theodor von Middendorffi, Maximilian Friedrich Oscar von Siversi jpt ülestähendused nende mõisate juurde kuuluvates parkides esinevate liikide kohta. Ka Eestimaa Aian-dusseltsi inspektori Friedrich Winkleri tegevusaruanne (Winkler 1899) annab infot Eestimaa ja üksikute Liivimaa kubermangu mõisate parkides kasvavatest liikidest ja tollaegsest istikuärist.

Nendest ülevaadetest selgub, et 19. sajandil domineerisid parkides küll pärismaised liigid, kuid peale nende kasvas seal juba suur hulk võõrpuuliike (Palm 2009, 27). 19. sajandil puittaimede introduktsioon suurenes, sajandi lõpu poole mõisaparkide uuendati ja see aitas veelgi kaasa võõrpuuliikide levikule (Sander jt 2008, 78). Eriti laialdaselt levis võõrliikide kasvatamine Eesti parkides 19. sajandi lõpul ja 20. sajandi algul, kuid palju tollasest liigirikkususest on praeguseks kadunud, milles on oma osa 1939.–40. ja 1941.–42. aastate pakaselistel talvedel (Aaspõllu 2007, 101). Puid on hukkunud ka oma loomuliku eluea lõppemise tõttu ja põhjusel, et paljud haruldased liigid, nende seas enamik kirjulehiseid ja värviliste lehtedega puid ja põõsaid, ei ole võimelised kohalike liikidega konkureerima, mistõttu nad pideva hoolduse puududes hukkuvad (Abner jt 2007, 12).

20. sajandil uuriti parkides peamiselt võõrpuuliike ning pärismaistele liikidele eriti tähelepanu ei pööratud. 1920.–30. aastatest on tuntud Arthur Hermann Rühli ja Eduard Viiroki tööd. Viirokit peetaksegi kõige silmapaistvamaks Eesti parkide dendrofloora uurijaks enne II maailmasõda (Sander 2000, 9). Ta inventeeris aastatel 1928–37 paljusid parke üle Eesti (tuntumad Sangaste, Olustvere,

Vigala, Viimsi, Voltveti jt, Tallinna pargid) ja juhtis tähelepanu vajadusele neid kaitsta (Abner jt 2007, 10). Rühliht omakorda on näiteks põhjalik ülevaade Pärnumaa parkide kohta (Rühl 1926).

Kõige ulatuslikum võõramaise dendrofloora uuring tehti aastatel 1952–73, mil Tallinna Botaanikaia botaanik ja dendroloog Aleksei Paivel inventeeris üle Eesti 1609 mõisa- ja pastoraadiparki ning kollektsiooni (Sander jt 2008, 79). Tema põhihuvi nagu Viirikilgi oli suunatud võõrpuittaimedele. Teisel ulatuslikul inventeerimis perioodil 1983–89 uurisid Tallinna Botaanikaia dendroloogid Jüri Elliku ja Urmas Roht ligi 1000 parki üle Eesti, pöörates samuti põhiliselt tähelepanu parkides kasvavatele võõrliikidele (Abner jt 2007, 10). Lisaks inventeeris ja analüüsis dendroloog Aino Aaspõllu aastatel 1965–88 Eesti Metsakorralduskeskuses töötades looduskaitsealuste parkide puittaimestikku (Aaspõllu 1999, 110), pöörates sealjuures tähelepanu kõikidele puuliikidele meie parkides, nii pärismaistele kui võõrliikidele. Seoses teatmeteose “Eesti pargid” ettevalmistamisega koostasid 2000. aastate alguses Tallinna Botaanikaia dendroloogid eesotsas Olev Abneriga raamatus käsitletavate kaitsealuste parkide kohta ülevaadet parkide puittaimestikust, tehes selleks täiendavaid välitöid ning kõrvutades uuemaid andmeid varasematega.

Nende paljude inventuuride tulemusena on olemas üsna detailne ülevaade Eesti parkide puittaimestikust alates 19. sajandi keskpaigast ning välja selgitatud meie parkide levinumad ja seega ka vastupidavamad liigid. Selle põhjal on koostatud nimekiri enam levinud puittaimedest, mida meie ajalooliste parkide restaureerimisel kasutada (lisa 2) (Palm 2011, 66; 2012, 96). Vastavalt Firenze harta artiklile 12 tuleb “korrapäraselt asendatavate puu- ja põõsaliikide ning mitme- ja üheaastaste taimede valikul arvestada igas botaanilises ja aianduskultuurilises piirkonnas väljakujunenud tavasid, et määrata kindlaks algsed liigid ning neid säilitada”. Eelistada tuleks esmajärjekorras igale pargile omaseid liike ning teises järjekorras Eesti ajaloolistele parkidele omaseid liike üldiselt. Ajalooliste liikide jätkuv kasutamine parkide restaureerimisel ja uuendamisel on tähtis selleks, et säiliks parkide algne kujundusidee, aga ka Eesti parkide ja maastike omapära, kuna just nende liikide tõttu eristuvad Eesti pargid nii Euroopas kui mujal maailmas samal perioodil rajatud ja samas stiilis parkidest (Palm 2009, 6).

Seepärast võiks Eesti puukoolides pöörata suuremat tähelepanu ajalooliselt kasvatatud liikidele, mida parkide restaureerimisel kasutada. Sealjuures oleks eriti väärtuslik otse parkidest kogutud paljundusmaterjal, mis ühtlasi tagaks nii istutusmaterjali autentsuse kui vastupidavuse. Eriti raske on hankida vanu põõsasorte ja erilist tähelepanu tuleks pöörata sireli, ebajasmiiini, roosi, kibuvitsa, kuslapuu, enela, elupuu ja kuuse sortidele (Abner 2007, 99), aga ka kõikidele teistele meie ajaloolistele parkidele omastele puu- ja põõsaliikidele.

Parkide loomisega on suurenenud looduslike laialehiste liikide osatähtsus meie kultuurmaastikus, on kasvanud meil harva leiduvate puittaimede, nagu hariliku jugapuu (*Taxus baccata*) (ill. 10), hariliku kikkapuu (*Euonymus europaea*) esinemine ning loomuomaseks on muutunud paljud võõrpuud ja põõsad, mis järk-järgult on kinnistunud meie looduses ja teadvuses (Sander jt 2003, 294). Mitut võõrliiki peetaksegi nende laialdase leviku tõttu pärismaisteks. Kõige levinumad võõrliigid on juba eespool mainitud harilik sirel ja harilik ebajasmiiin, aga ka punane leeder (*Sambucus racemosa*) ja suur läätspuu (*Caragana arborescens*) (Kukk ja Kull 2005, Sander jt 2008, 95). 2002. aastal üksikpuude tasandil uuritud parkide puittaimestiku analüüsi põhjal jõuti järeldusele, et kuused, vahtrad,



10. Üks varjutaluvamaid okaspõõsaid on Saaremaal ka looduslikult kasvav harilik jugapuu (*Taxus baccata*). Pildil jugapuu Ahja mõisa pargis. Foto: Olev Abner.

saared jt esinevad parkides enamasti loodusliku järelkasvuna, pärnad ja tammed aga rohkem algselt istutatud puudena ja viimaste looduslik järelkasv on olnud oluliselt väiksem (Sander jt 2003, 301). Samuti selgus uurimistulemustest, et mida vanem ja vähem hooldatud on park, seda enam on seal säilinud metsistuvaid ja naturaliseerunud võõrliike.

Nii kujunduslikust kui liigikaitsest seisukohast on pargis väga oluline põõsarinne, seda eriti vabakujunduslikes parkides. Mitmerindelise puistu ja eri tihedusega põõsastik on vajalik näiteks paljudele põõsa- ja lehelindudele, samuti tagab see suurema putukarohkuse (Sinijärv 2012, 77). Põõsarinne ja selle mitmekesisus mõjutab märkimisväärselt ka teiste elustikurühmade liigirikkust pargis, kuna selle olemasolust ja tihedusest sõltub puistuisene mikrokliima. Vanadusse surevad põõsad parkides haruharva – üldjuhul kaovad nad inimese tegevuse tagajärjel, kuna parke korrastades ning planeeringut ja kujundust muutes eelistatakse tihti puud säilitada ja põõsad likvideeritakse (Abner 2007, 99). Tihti jäävad põõsad neist suuremaks kasvavate puude võrade varju, kehva või puuduva hoolduse korral hakkab neile sisse kasvama puude järelkasv ja põõsataimed jäävad kiratsema. Põõsad kaotavad oma liigile tüüpilise võrakuju aja jooksul kiiremini kui puud, eriti tiheda rühmana kasvades (samas), mistõttu nad parki korrastama asudes tihti võsa pähe likvideeritakse. Käesoleva töö vaatlusalustest parkidest võib siin näitena tuua Kuressaare lossipargi, kus paljud põõsad kiratsevad peamiselt valguse vähesuse, aga tõenäoliselt ka kehva mulla ja hooldamatuse tõttu. Pargid, kus põõsarinde puudumine või vähesus oli üks peamisi probleeme, olid näiteks Koikla ja Muhu.

Levinumad võõrliigid meie parkides on okaspuudest harilik elupuu (*Thuja occidentalis*), euroopa ja siberi lehis (*Larix decidua*, *L. sibirica*) ning siberi ja palsamnulg (*Abies sibirica*, *A. balsamea*) (Sander jt 2006, 163). Nii lehised kui nuld on kujunduslikult väga efektsed suured pargipuud ja olnud meie pargikujundajate meelispuudeks. Nende kõrval on üsna ohtralt esindatud ka alpi seedermand (*Pinus cembra*), torkav kuusk (*Picea pungens*) ja harilik ebatsuuga (*Pseudotsuga menziesii*). Okaspuid on pargikujunduses kasutatud rohkem rühmiti, ridade ja puisteedena, mitte üksikpuudena ning tihti on mitu liiki istutatud koos (Sander jt 2006, 160). Kõige sagedamini kasutatavaks nuluügiks on meil siberi nulg (*Abies sibirica*), mida propageeris krahv Friedrich Berg, viies seda ka metsakultuuri (Laas 1998, 46). Siberi nuld oma kitsaste kõrgete tumedate võradega ilmestavad märkimisväärselt meie maastikupilti ja annavad juba kaugelt aimu vanast mõisapargist. Seda puuliiki tuleb pidada üheks meie ajaloolistele parkidele kõige omasemaks, mida näiteks Lääne-Euroopa pargikujunduses peaaegu ei tuntagi (Laane 2000, 236) ja mida restaureerimisel praegugi võiks eelistada.

Üks levinumaid ja vanemaid võõrlehtpuud on harilik hobukastan, mida on alates 18. sajandist teada juba mitmest pargist (Sander jt 2008, 83). Põõsastest on ülekaalukalt levinuim liik harilik sirel. Üsna sagedad on ka suur läätspuu ja harilik ebajasmii, nende kõrval taraenelas (*Spiraea chamaedryfolia*), harilik lumimari (*Symphoricarpos albus* var. *laevigatus*) ja punane leeder. Kujunduslikult efektsed ja tuntud pargipõõsad on ka tatari kuslapuu (*Lonicera tatarica*) ning näärelehine ja kurdlehine kibuvits (*Rosa pimpinellifolia*, *R. rugosa*). Eesti parkide istutatud põõsarinne koosnebki valdavalt võõrliikidest, peamiselt eespool mainitud, harvem on kasutatud ka kodumaiseid liike, nagu magedat sõstart (*Ribes alpinum*), harilikku kuslapuud (*Lonicera xylosteum*), harilikku sarapuud (*Corylus avellana*) jt liike (Tamm 2007, 94; Palm 2009, 43). Võõrliike on parkides kasutatud

eeskätt kujunduslikul eesmärgil. Teadlikult kasutasid neid puu- ja põõsaliike hästi tundvad aiandusarhitektid Walter Engelhardt ja Georg Kuphaldt, kellest viimane kombineeris näiteks Toila-Oru parki kavandades oskuslikult puude ja põõsaste sügisvärvusi (Laas 1998, 41) ning Polli parki kujundades planeeris mõisasüdame ümbrusse nulu- ja lehiserühmi, mis seal siiani maastikku ilmestavad.

Saaremaa parkide puittaimede inventuuri käigus (TBA 2007) selgus, et enamiku parkide liigirikkus on väike (kuni 30 liiki), keskmise liigirikkusega (31–70 liiki) parke on neli – Mõntu, Pidula, Pädaste ja Tumala – ning vaid Kuressaare lossipark on suure liigirikkusega (73 liiki). Võrreldes inventuuride tulemusi (lisa 3) (Sander 1997, TBA 2007, Abner 2010, Paju jt 2011, Nurme 2011) võib veenduda, et viimase poolsajandi jooksul on puittaimede arv vaatlusalustes parkides vähenenud. Sealjuures tuleb tähelepanu osutada asjaolule, et kui 2007. aastal inventeeriti kõiki parkides esinevaid puittaimi, nii kodumaiseid kui võõrliike, siis varasematel aastatel ei ole iga kord registreeritud kõiki kodumaiseid liike ning ka mitte viljapuid ja marjapõõsaid, mis aga ei tähenda, et nad oleksid siis puudunud (Sander 1997, 5). Hoolimata sellest erinevusest inventeerimisandmete vahel on sellegipoolest võimalik välja selgitada kõik alates 1952. aastast parkides esinenud puittaimeliigid ja võrrelda neid 2007. aasta andmetega. Selgubki, et üldiselt on liikide arv vähenenud ning seda peamiselt põõsaste arvelt. Keskmiselt on vahe kõigi parkides registreeritud liikide ja 2007. aasta andmete vahel 23,3%.

Haruldased puud (Sander 1997, 12) on Mõntu pargis kasvav euroopa nulg (*Abies alba*), mis on Saaremaa vanim ja suurim; Pädaste pargi kolm ameerika pärna (*Tilia americana*) ja kaks suurt hariliku elupuu (*Thuja occidentalis*) kultivari 'Semperaurea'; Pidula pargis kasvav kreeka päklikpuu (*Juglans regia*), mis on Saaremaa vanim, kuigi mitu korda külmavõetuna juurevõsudest taastunud, ning inglise jalaka (*Ulmus procera*) kultivar 'Purpurea', mis kasvab üksikpuuna peahoone põhjaküljel asuva legendiku keskel. Inventuuri juures toodi läbivate soovitusena esile vanade puude hooldamist ja põõsaste noorendamist. Esmajärjekorras soovitati eemaldada kuivanud ja murdunud oksad ning tüükad haruldastelt ja silmapaistvatelt puudelt, aga ka likvideerida kodumaiste liikide isekülvset järelkasvu valgustingimuste parandamiseks nii puistutes tervikuna kui kinnikasvavatel legendikel.

Nagu eespool märgitud, tuleneb meie pargipuistute peamine loodusväärtus eeskätt vanade laialehiste puude rohkusest, mis loovad parkidele omase ajaloolise miljöö ning esteetilise keskkonna, kuid on samas kasvupinnaks paljudele epifüütsetele sambla- ja samblikuliikidele, seentele ning haruldastele või ohustatud, eeskätt puidu-, kõdu- ja seentoidulistele mardikatele. Sellistes puudes leidub õõnsusi nii suluspesitsejatele lindudele kui ka teistele õõnepesitsejatele. Vanad õõnsuste ja lõhedega puud on tähtsad ka nahkhiirtele, kuna need on kõikidele liikidele sobivad varje- ja sigimispaiad. Seega on restaureerimisel üks peamisi ülesandeid vanade puude säilitamine ja hooldamine. Väga oluline on selle juures töö tegijate professionaalsus. Neid peaksid tegema vastava eriharidusega spetsialistid ehk arboristid, kes oskavad hinnata nii puude tervislikku seisundit kui kavandatavate tegevuste otstarbekust.

Üks meie parkide peaprobleeme on see, et harmoonilist, eri kõrgustega puittaimerinnetega kooslust kohtab harva, kuna hooldamatuse tõttu on pargipuistutesse kasvanud palju juurde isetekkelist puude uuendust, mis on tugevalt halvendanud madalama taimerinde ehk põõsaste kasvutingimusi (Vaasa 2012, 91). Nende paremaks muutmine peaks algama kõrge puurinde hõrendamisega ning

lagendike suuremaks muutmisega, et puurinde serva jääks kasvuruumi ka põõsarindele. Seetõttu ongi restaureerimisel väga oluline parandada puistute valgustingimusi ja kujundada mosaiiksem struktuur, kuna see võimaldab kujundada mitmerindelisemat taimestikku ja soodustab ka rohttaimestiku liigirikkust. Mitmerindeliline taimestik on eriti oluline parkide servaaladel, kus see kaitseb puistut tuuletõmbuse eest ja võimaldab puistu sees kujuneda soojemal mikrokliimal (Hellström 2010, 106). Tõmbetuule suhtes on eriti tundlikud näiteks samblikud, aga ka nahkhiired, kellele ühtlaselt hõre puistu kaitset ei paku. Koos sellega on tähtis pöörata tähelepanu dendroloogilistele haruldustele – tuleb tagada nende vaadeldavus, millega ühtlasi paranevad nende valgustingimused. Liiga tiheda puistu harvendamine aitab sealjuures vältida seenhaiguste levikut. Viimaste ärahoidmiseks tuleb ka vältida puuvigastusi, kuna lõikehaavad ja koorevigastused on otsetee kõikvõimalikele mädanikutekitajatele.

Põõsaste kasvujõudu suurendab oskuslik põõsaste lõikamine, mida tuleks teha samaaegselt puurinde hõrendamisega (Vaasa 2012, 91). Vanade põõsaste tugev noorendamine on paljude liikide puhul otstarbekas, sest saab ära kasutada vana taime väljaarenenud suure juurestiku, mis kasvatab kiiresti uue põõsa asemele, uute taimede istutamine on seevastu tunduvalt töömahukam ja kallim. Ka puid lõigatakse tagasi, mida liikidest taluvad kõige paremini pärnad, samuti harilikud saared, tammed ja isegi hobukastanid (Aaspõllu 2007, 100). On vahe, kas lõigatakse tagasi noori või täiskasvanud puid ja mis eesmärgil. Noorte, pügamist taluvate liikide puhul on järjepidev tagasilõikamine sobiva suuruse ja kujuga püगतud puu saamiseks kujunduslikel kaalutlustel igati eesmärgipärane ning ka puu tervise seisukohalt ohutu (Järve 2012, 19). Täiskasvanud puude puhul tehakse seda aga enamasti puu mõõtmete vähendamiseks, kuid seda ei saa kuidagi pidada noorendamisvõtteks. Kuigi puu kasvatab mõne aastaga uue võra, ei noorene ta selle tegevuse tulemusena, vaid muutub hoopis vastuvõtlikuks haigustekitajatele ning tema eluiga lüheneb. Tagasilõikamise kõige äärmuslikumaks võtteks on latvamine ehk tulbastamine, mille puhul puude tüved lõigatakse sambakujuliseks. See võte on ka kujunduslikust seisukohast äärmiselt küsitav, eriti vanade puude puhul. Tänapäeval peetaksegi tulbastamist täiesti lubamatuks hooldusvõtteks, mis on vastunäidustatud nii puu tervise kui esteetika seisukohast (Mölder 2010, 15; Belials 2012, 13; Järve 2012, 17).

Et tagada erivanuseliste puude olemasolu pargis ja seeläbi pargi puistu järjepidevus, tuleks leida võimalusi uute istutuste tegemiseks. Sõltuvalt puistu seisundist ja struktuurist võib ühtlases ja varjulises puistus olla õigustatud mõningate alade avamine, et seeläbi tekitada võimalus uute puude paigutamiseks. Sealjuures tuleb raiet vältida lindude pesitusperioodil aprilli keskpaigast augusti alguseni (Keppart 2011a, 41; 2011b). Puid tuleks kindlasti asendada järk-järgult, ulatuslike langetuste ja taasistutuste tulemus on alati trööstitu ning liiga tihe või intensiivne puude asendamine vähendab oluliselt pargi ökoloogilist väärtust (Maes 2002, 243). Pikka aega hooldamata ja varjus kasvanud noortel puudel polegi tihti väljavaadet kasvada liigile omase võrakujuga pargipuudeks, mistõttu võib olla tulemuslikum eelistada puukoolis ettekasvatatud istutusmaterjali ning kujundada sellest uued puurühmad.

Bioloogilise mitmekesisuse seisukohast tuleks ka restaureerimisel eelistada pärismaiseid liike, kuna igasugune nendega kaasnev elustikurikkus, näiteks selgrootute ja samblike arv, on suurem kui võõrliikide puhul. Samas tuleb arvesse võtta, et kuna parkide puhul on tegemist ajalooliste kunstiteostega, mille

taimekooslused on juba algselt eesmärgipäraselt rikastatud võõrliikidega, siis on täiendliikidena kindlasti õigustatud ka parkidele omaste ajalooliste võõrliikide kasutamine. Puittaimestikku kujundades tuleks lähtuda andmetest nende liigilise koosseisu kohta, kus need on olemas, ning nende puudumisel kasutada eeskätt meie parkides enam levinud ajaloolisi liike.

Sõltuvalt kujunduslikest kaalutlustest võivad olla restaureerimisel õigustatud ka üheliigilised istutused, kuid liigikaitse seisukohast peaks nii istutatavate puude kui põõsaste valikul olema eesmärgiks saavutada ka liigiline mitmekesisus, eelistades sealjuures liike, mis pakuvad elu- ja toitumisvõimalusi võimalikult paljudele teistele liikidele – õierikkaid, eri ajal õitsevaid, söödavate viljade või seemnetega liike. Õitsevate puittaimede liigirikkus tagab pikaajalisema õitsemisperioodi, millega kaasneb suurem putukate hulk, samuti eelistab enamik sambla-, sambliku- ja seeneliike ka kindlat puuliiki. Eri puuliigid pakuvad erinevaid valgustingimusi maapinnal ning nende varis mõjutab otseselt mulla aineriinget ja mükokompleksi, mis loob mitmekesisemad tingimused näiteks rohttaimestikule. Kokkuvõttes, liigirikama puittaimestikuga kaasneb ka teiste elustikurühmade suurem liigirikkus. Puhtkujunduslikult lisandub veel võimalus arvestada puude ja põõsaste sügisvärvusega.

3.3.2. Rohttaimed

Rohttaimekooslused pargis sõltuvad nende kasvutingimustest, pargi kasutatavusest ja hooldamisest. Esile tuleb tõsta ennekõike liigirikast niidutaimestikku parkide avatud ja poolavatud osades – pargiaasadel ja -lagendikel. Esi- ja tagaväljakutel ning teistel intensiivse kasutusega aladel kasvab enamasti korrapäraselt niidetav ja suhteliselt liigivaene ilumuru. Struktuuri ja ökoloogiliste tingimuste poolest leidub parkidel palju sarnasust puisniitudega, kuid erinev on nende vanus ja kujunemislugu – parkide vanus on kuni mõnisada aastat, nende rohurinde taimekooslus on paljudel juhtudel rajatud algselt külviga ning välja kujunenud sõltuvalt nende hooldamise intensiivsusest ja mulla omadustest (Saar 2006, 610). Puisniitude taimekooslus, kuigi samuti kujunenud pideva niitmise tulemusena, on aga liigiliselt koosseisult looduslik ning nende vanus arvatakse ulatuvat aastatuhandetesse (Kukk ja Kull 1997, 22).

Võrreldes puittaimestikuga on parkide rohttaimestikku uuritud oluliselt vähem. Eesti botaanikud ja metsateadlased ongi pargitaimestikku uurinud peamiselt vaid dendroloogia ja introduktiooni seisukohalt (Tamm 2007, 93), kuid siiski on tehtud mõningaid uuringuid ka spetsiaalselt rohttaimestiku kohta. 1970. aastatel alustasid vanade mõisaparkide rohttaimekoosluste uurimist Tallinna Botaanikaiaia teadlased. Esimesed uuringud, mille käigus uuriti koosluste floristilist koosseisu ja struktuuri, tehti Harku ja Kadrioru pargis ning mõne aasta pärast Lääne-Eesti parkides, kasutades siis võrdlusandmete saamiseks ka mõningaid Lääne-Eesti puisniite (Saar 1991, 38). Rohttaimede liiginimistud ja koosluste kirjeldused koostati kaheksa Lääne-Eesti pargi kohta.

1973–75 uuriti Kadrioru pargi avatud alade rohttaimkatet ja selle seost mullastikuga (Paju ja Saar 1988). Lähtudes pargi eri osade kultuuristatuse astmest, jagati avatud alad kolme rühma: 1) suve jooksul 1–2 korda niidetavad niidutüübilised rohttaimekooslused pargilagendikel ja puudevahelistel häiludel; 2) intensiivselt hooldatavad ilumurud; 3) lillepeenrad ja kiviktaimlad. Legendike analüüsi põhjal eristati kolm kooslust, millest punase aruheina – hariliku aruheina – hariliku keraheina (*Festuca rubra* – *Festuca pratensis* – *Dactylis glomerata*)

kooslus liivastel niisketel või märgadel küllastunud muldadel oli levinud paljudel uuritud pargilagendikel ja seda loeti neile üsna iseloomulikuks. Selgus, et parginiitude taimestik erineb tunduvalt looduslike liigirikaste aruniitude taimekooslustest ning selle koosseisus esineb antropohooore (liike, mis esinevad inimese mõjustatud kultuurtaimkattes) rohkem ja hemerofoobe (kultuuripelglike liike looduslikus taimkattes) vähem kui looduslikel niitudel. Kohati olid säilinud looduslikud, sellele kasvukohale iseloomulikud liigid, paiguti aga sarnanes rohustu kultuurniiduga.

Lisaks uurisid Tallinna Botaanikaia teadlased eksperimentaalselt mitmesuguste tallamiskoormuste mõju rohurinde üldkatvusele, liigilisele koosseisule ja liikide katvusele ilumurul, parginiidul, puisniidul ja metsas (Saar 1991, 39). Tehti kindlaks mitmesuguste kultuuristatuse astmetega koosluste piirkoormus ja selgitati välja koosluste regeneratsioonivõime. Selgus, et kultuurkooslused (muru ja parginiit) muutusid aastate jooksul tallamisele vastupidavamaks, looduslikud kooslused (mets ja puisniit) tundlikumaks – tallamisõrnemaks. Puisniitudel avaldus see näiteks mitme niiduliigi kadumises tallamise tagajärjel. Uurimistulemused näitasid, et mida intensiivsemalt kasutatav haljasala ja mida sagedamini hooldatud muru, seda väiksem on seal taimeliikide arv. Pargilagendike võrdlemisel puisniitude rohttaimestikuga ilmnes, et puisniitudel on liikide arv märkimisväärselt suurem.

Põhja-Eesti parkide rohurinde kõige liigirikkamas variandis leiti 108 rohttaimeliiki (Tamm 1973, 111). Domineerisid inimtegevusest soodustatud taimed – apofüüdid, nagu harilik naat (*Aegopodium podagraria*), mets-lõosilm (*Myosotis sylvatica*), maamõõl (*Geum urbanum*), kõrvenõges (*Urtica dioica*) – ning kultuuripelglik hemerofoob püsik-seljarohi (*Mercurialis perennis*). Esines ka naturaliseerunud võõrliike: kirju liilia (*Lilium martagon*) ja väikeseõiene lemmalts (*Impatiens parviflora*). Meie parkides naturaliseerunud rohttaimedest kõige sagedamaks liigiks on mets-lõosilm ja peaaegu sama sage on kõrge maasikas (*Fragaria moschata*) (Abner 2006, 51). Pargilagendikke hõivavadki valdavalt aruniidukooslused ning kuna enamik parke on rajatud parasniisketele viljakatele muldadele, siis vähemalt ühekordse niitmise ja vähese tallamise tulemusena on enam levinud punase aruheina – aasnurmika, punase aruheina – hariliku keraheina ning aasnurmika – valge kasteheina kooslus (Tamm 2009, 196).

Saaremaa parkide inventuuri käigus uuritud 11 pargist leiti kokku 405 rohttaimeliiki (Reitalu 2007). Suurim liikide arv pargi kohta oli Kärla kirikupargis (236 liiki) ja väikseim Muhu pastoraadi pargis (95 liiki). Kärla kirikupargi suure liigirikkuse põhjuseks arvati olevat eelkõige kasvukohtade mitmekesisus, Muhu pastoraadi pargis seevastu loeti väikese liigirikkuse põhjuseks pargi väike pindala, kehvad valgustingimused suurte puude all ning suur tallamiskoormus. Läbivalt tõsteti esile liigirikast niidutaimestikku mõisate esiväljakutel ja pargilagendikel, mille säilitamiseks peaks neid regulaarselt niitma. Mõningate liikide puhul pargi teistes osades täpsustati niitmise aega jm tingimusi, eriti kaitsealuste liikide puhul. Saaremaa eripäraks on orhideelised, mida leidub ka parkides ja mis on kõik kaitsealused liigid.

Tihedalt niidetav esindusväljakute **ilumuru** on enamasti külvatud ning korrapäraselt niidetav maist septembrini. Niitmiskõrgus suvel on neil aladel tavaliselt 4–5 cm, kevadel ja septembris 5–6 cm ning korraga pügatakse kuni 1/3 muru keskmi-sest kõrgusest (Saar 1995, 74). Peale niitmise tuleb kasutada ka teisi hooldusvõtteid, nagu väetamine, kastmine, õhustamine ja rullimine jt, vastasel juhul muutub

muru hõredaks ja sammaldub (Saar 2009, 31). Ilumurutaimed saavad tiheda niitmise tõttu õitseda vaid lühikest aega või üldse mitte, mistõttu nende seemned ei jõua valmida. Seetõttu on esindusmurude koosseisus eelistatud tugeva vegetatiivse paljunemisega ja intensiivselt kasutatavates kohtades ka suure tallamistaluvusega taimed, nagu aasnurmikas (*Poa pratensis*) ja punane aruhein (*Festuca rubra*) (Saar 2006, 613). Samas võib esindusmurudes esineda ka vastupidavaid vegetatiivselt paljunevaid dekoratiivseid õistaimi. Näiteks intensiivne hooldus muru niitmise näol soosib harilikku kirikakra (*Bellis perennis*) ja niitja mailase (*Veronica filiformis*) levikut (Abner 2006, 53). Niitmise käigus viiakse niitega kaasa kirikakra seemneid ja niitja mailase varre tükke, mis juurduvad kergesti. Neid võõrliike peetakse murudes umbrohtudeks (Saar 1995, 96), kuid sõltuvalt kujundustaotlustest võib näiteks kirikakar olla isegi soovitatav. Harilikul kirikakral on sealjuures tähelepanuväärselt pikk õitsemisperiood, mis algab kohe pärast lume sulamist aprillis (vahel isegi märtsis) ja lõpeb oktoobris-novembris koos maapinna külmumise või lumikatte tekkega. Ilumurude väärtus on aga elurikkuse seisukohalt väike, näiteks seemnete vähesus ja selgrootute fauna vaesus avaldab otsesest mõju linnustikule (Uustal 2010, 23). Seetõttu on otstarbekas rajada ilumuru üksnes kujunduslikult kõige nõudlikumatesse pargiosadesse. Väiksema kasutatavusega alasid rajades ja hooldades võiks kaaluda elurikkuse suurendamise võimalusi.

Nii kujunduslikult kui liigikaitseliselt sobivad parkide avatud valgusküllastes osadesse kõige paremini liigirikkad õitsvad **niidukooslused**. Need on alati oluliselt liigirikkamad kui kultuurmurud (Saar 1996, 8) ning seda nii taimestiku kui loomastiku poolest. Selliseid parginiitusid on soovitatav sarnaselt puisniitudega niita üldjuhul üks kord aastas. Kui niidetakse kaks korda suve jooksul, siis esimest korda alles pärast niidutaimede õitsemist, st mitte enne jaanipäeva. Niidetud hein lastakse kuivada, et seemned jõuaksid vari-seda, ning seejärel koristatakse. Teist korda võib vajadusel niita enne sügisesi külmi, et talveks ei jääks kõrget kulu. Niite äraviimise eesmärk on vältida paksu kulukihi teket, mis pidurdab väikesekasvuliste liikide kasvu. Niitmiskõrgus sellistel aladel peaks olema 5–10 cm (Saar 1996, 72). Väga lopsakatel, peamiselt harilikust naadist, harilikust keraheinast, mets-harakputkest, kõrvenõgesest ja võilille perekonna liikidest koosnevatel parginiitudel on probleemiks liigne toitainerohkus. Selliseid alasid tuleks suve jooksul korduvalt niita ja niide alati eemaldada (Hellström 2010, 93). See võimaldab ajapikku vähendada mullaviljakust ja kõrgekasvuliste liikide domineerimist, asustada niitu rohkematel liikidel ning saavutada liigirikkam kooslus. Niitmise tulemusel väheneb kõrgekasvuliste taimede varjutav mõju, mis on eriti oluline tüüpiliste niiduliikide püsimisele. Samuti vajavad valgust taimede seemikud, seega on niitmine vajalik ka ühe-kaheaastaste, üksnes seemnetega paljunevate liikide püsimiseks niidukoosluses. Seega on niidukoosluste hooldamine lihtne ja niitmise ajastuse valikuga saab soodustada ühe või teise liigi püsimist koosluses (Saar 2006, 632). Näiteks kevadel õitsevate taimede kasvu arvestades võib teha esimese niitmise mitte enne kui juuni keskel, tüüpiliste niidutaimede kasvu soodustamiseks juuli keskpaigas ning suve lõpul õitsevate taimede jaoks alles augusti teisel poolel, kusjuures oluline on niitmise stabiilsus aastast aastasse (Saar 1996, 72). Traditsiooniliselt on niitmine alanud siiski pärast jaanipäeva ja kestnud juuli teise pooleni. Nagu koosluste fenoloogia uuringud on näidanud (nt Wissman 2006, 9), on tüüpiliste niidutaimede seemnetest valdav osa selleks ajaks juba valminud.

Puude all ja teistes **poolvarjulistes kohtades** enamik murukõrrelisi kui valgusnõudlikud niidutaimed hästi ei kasva. Meil tuntud murutaimedest talub kõige paremini varju punane aruhein, sellele järgnevad lamba-aruhein (*Festuca ovina*) ja harilik kastehein (*Agrostis capillaris*) (Saar 1996, 25), millest nn varjumurude seemnesegud enamasti koosnevad ja mida sellistele aladele külvatakse ning rii-
sutakse harvem. Juhul kui ei ole tegemist külvatud kooslusega, leiavad pargi poolavatud osades, kus avatud alasid liigendavad põõsad ja puudegrupid, kasvukoha ka paljud metsataimed.

Laialehiste puude all, kus on suvel väga vähe valgust, kasvavad sageli vaid liigid, mis arenevad enne puistu lehtimist varakevadel lühikese aja jooksul. Sellisteks liikideks on ka meie parkides sagedased kollane ja võsaülane (*Anemone ranunculoides*, *A. nemorosa*), kollane kuldtäht (*Gagea lutea*) ja kanakoole (*Ranunculus ficaria*) (Saar 1996, 12). Hiljem, kui puudele tulevad lehed, taimede maapealsed osad kaovad ja paiguti näib maapind taimedeta või areneb hõre taimestik. Kui niita selliseid alasid esimest korda alles kesksuvel ja mitte madalamalt kui umbes 10 cm, on võimalik soodustada metsalillede püsimist ja levimist parkide varjulisemates osades. Puude all saab muru asemel kasutada ka looduslikke varjulembeseid pinnakattetaimi, nagu harilik maikelluke ehk piibeleht (*Convallaria majalis*), harilik metspipar (*Asarum europaeum*), leseleht (*Maianthemum bifolium*), maajalg ehk kassiratas (*Glechoma hederacea*) ja roomav metsvits (*Lysimachia nummularia*), millest kaks viimast taluvad ka niitmist ja mõnevõrra tallamist (Saar 1996, 20). Naturaliseerunud taimedest sobib selleks hästi kõrge maasikas, mis katab hästi ja ka õitseb, valgusküllasemates kohtades ka mets-lõõsil. Head pindakatvad ja dekoratiivsed liigid on veel näiteks ime- ja lõhnav kannike (*Viola mirabilis*, *V. odorata*), koldnõges (*Galeobdolon luteum*) jpt. Varjulist, metsataimedega puistut niita ei ole üldjuhul vaja, või kui, siis võib seda teha alles sügisel (septembris) (Keppart 2011b) ning soovitatavalt ka siis mitte lausaliselt, vaid paiguti. Ka lehti riiusutakse kas harvem või nii, et osa lehti jääb maha, või siis üldse mitte. Hoolduse puudumine võimaldab parkide metsikumates osades püsida näiteks inimpelglikuks peetud laialehisel ja nõgeselehisel kellukal (*Campanula latifolia*, *C. trachelium*) (Abner 2006, 53). Nende kahe liigi looduslikud kasvukohad paiknevad enamasti vähese inimõjuga klindialustes metsades. Valgustingimuste paranedes paraneb silmanähtavalt rohttaimestiku liigirikkus ja tihedus.

Nii rohttaimede kui üldise liigirikkuse seisukohalt on kõige olulisem vältida liiga varast, sagedat ja madalat niitmist kõigis pargiosades. Kehtib reegel: mida intensiivsemalt muru või rohurinnet hooldatakse, seda vähem on seal liike. Kõige parem on, kui pargis on mitmesuguste rohttaimekooslustega ja seega erineva hooldusvajadusega osad. Mitmekesise hooldustsükliga roheala on kujunduslikult vaheldusrikkam, kuid sellel kasvab näiteks ka putukate ja ämblike hulk, luues lindudele soodsamad toitumisvõimalused, eriti kriitilisel poegade kasvamise ajal (Uustal jt 2010, 23). Väiksema hooldusintensiivsusega alad soodustavad kõrgekasvuliste õistaimede kasvu, millega tekib arvukalt uusi elu- ja toitumispaiku putukatele. Madalmurusat toitumisala eelistavad samas näiteks rästad, kuldnokk ja punarind, kes toituvad vihmaussidest jt mullaloomadest. Seega ei saa eelistada vaid üht tüüpi rohttaimestikku, vaid eesmärgiks peaks olema mitmekesisus. Murus on otstarbekas kasutada rohkem õis- ja meetaimi ning liigendada ala mikroreljeefsemalt – niites saab kujundust suuresti varieerida puistute serva, puude, põõsaste ja kivide ümber kõrgema taimestikuga ribasid jättes, mis



11. Kujunduslikult pakub palju võimalusi niites puistute serva, puude, põõsaste ja kivide ümber kõrgema taimestikuga ribade jätmise, mis on soodne ka elustikule. Varangu mõisa park. Foto: Ülle Grišakov.

on väärtuslik päevane varjepaik kahepaiksetele ja pisiimetajatele (Uustal jt 2010, 24) (ill. 11). See sobib hästi ka mõnedele kõrgematele dekoratiivsetele rohttaimedele, nagu näiteks kirjule liiliale, mida meie parkides ohtralt esineb (ill. 12). Väga tulemuslik on ka muru sisse kõrgemate õitsevate kogumike kujundamine, näiteks eri õievärvusega harilikest kurekelladest (*Aquilegia vulgaris*) (ill. 13) või siberi ja kollasest võhumõõgast (*Iris sibirica*, *I. pseudacorus*) (ill. 14) ning üldse rohttaimerinnete varieerimine nii avatud kui poolavatud pargiosades. Parkide vähem kasutatavad alad võib jätta kas niitmata ja seal lehed riisumata või niita iga paari aasta tagant ja riisuda nii, et osa lehti jääb maha. See võimaldab taime-seemnetel valmida ja putukatel talvituda, mis omakorda rikastab lindude toidulauda. Niitmisel on rohtu lõikavad niitmisviisid (nt vikati või niidumasinaga) rohtu purustavatest (rohutrimmeriga) kasulikumad (Tuul 2006, 93). Ka on heina pärast kergem koristada ja taimed jäävad kahjustamata. Pärast võsaraiet on üks võimalus ilusat murukamarat taastada lühiajaline lammaste või kitsede karjamine (Hellström 2010, 93). See on soovitatav siiski vaid avatud aladel, kuna puittaimestikuga aladel söövad loomad meelsasti ka põõsaid. Lammaste eriline lemmik on harilik paakspuu (*Frangula alnus*) ja viljapuud, kuid hästi maitsevad ka harilik saar ja vaher (Hellström, suul.), mis on meie parkide peamisi “võsaliike”.



12. Kirju lillia (*Lilium martagon*) Peningi mõisa pargis. Foto: Olev Abner.



13. Eri õievärvusega harilikud kurekellad (*Aquilegia vulgaris*) Eikla mõisa pargis Saaremaal. Fotod: Olev Abner.



14. Rohhtaimestiku rindelisust on võimalik suurendada näiteks kurekellade ja võhumõõkadega. Foto: Ülle Grišakov.

3.3.3. Samblad

Samblad kasvavad väga erineval substraadil: puudel või muudel elusatel taimedel (epifüüdid), kividel (epiliidid), maapinnal (epigeiidid), puidul (epiksüüdid) ja muudel kasvupindadel.

Osa liike on väga substraadispetsiifilised, osa võivad kasvada mitmel substraadil. Tihti asustavad samblad ka inimese loodud ehitisi ja rajatise, nagu hoonete katused, müürid jm (Ingerpuu ja Vellak 1998, 14). Parkides võib kohata kõiki nimetatud substraatidel kasvavaid samblaliike, kuna neis leidub nii nooremaid kui vanemaid puid, avatud, poolavatud ja suletud alasid, eri aegadest pärinevaid inimese loodud rajatise, veekogusid jm. Oma kasvukohatingimuste suure varieeruvusega soodustavad pargid liigirikaste samblakoosluste kujunemist. Pargi sammalde liigirikkus sõltub osaliselt pargi suuruselt, kuid kindlasti ka mikrokasvukohtade mitmekesisusest (Ingerpuu ja Vellak 2007, 2). Pargis on samblavaip eri kasvupindadel ka esteetilise väärtusega ning loob ajaloolist miljööd.

Juurte puudumise tõttu sõltuvad samblad vahetult neid ümbritseva keskkonna niiskustasemest ning nende seas on väga erineva niiskusenõudlusega liike (Ingerpuu ja Vellak 1998, 13). Sammaldel puudub võime vett pikka aega säilitada ja sademetevaesel ajal kuivavad nad seetõttu läbi. Vee lühemaks säilitamiseks on maismaasammaldel kujunenud mitmesuguseid kohastumusi, näiteks tihemurujas või padjandiline kasvuvorm. Temperatuuri ja substraadi keemiliste omaduste suhtes on sammalde seas samuti väga erineva nõudlusega liike ning kuigi sammaldel on liigiti ka üsna erinev valgusenõudlus, on nad valdavalt varju- taimed ja võivad edukalt kasvada teiste taimede all (Ingerpuu 2004, 132). Kooslustes aitavad samblad säilitada niiskustingimusi, rikastavad mulda toitainetega ning kõdunedes tekitavad huumust. Taimestumata koosluste esmaasustajatena murendavad samblad substraati, luues eeldusi mullatingimuste suhtes nõudlikumatele organismidele. Samuti on samblad elukeskkonnaks teistele organismidele, nagu vetikad ja selgrootud (Kalda jt 2004, 6).

Looduslikest kooslustest parkidega sarnanevates laialehistes metsades on samb-larinne vähe arenenud (Kalda 1962, 132), kuna sügiseti varjab langevatest lehtedest kate valguse maapinnal. Rikkalik sammalkate esineb seal vaid puutüvedel, käändudel ja mahalangenud okstel, sest varjurikas ja parasniiske metsaalune ning lehtpuude krobeline koor on sammaldele soodsaks kasvukohaks. Epifüütsed samblad moodustavad laialehiste puude tüvede alumistel osadel sageli ühtlase katte, mille katteväärtus on suurem vanematel puudel (Kalda 1960, 130). Ka puisniitude sambla-kooslused on võrreldes seal kasvavate rohttaimedega liigivaesed (Kukk ja Kull 1997, 97). Laelatu puisniidul on ruutmeetrisel proovialal registreeritud kuni 10 sambla-liiki ja kogu niidul koos metsastunud osade, kivide, puutüvede ja loikudega kokku 96 liiki, neist maapinnal kasvavaid 63 (Ingerpuu jt 1998, 166). Soontaimede vasta- vad arvud olid ruutmeetrisel alal 68 liiki ja kogu niidul 371 liiki. Praegune teadaolev soontaimede rekordarv ruutmeetrilt on 76 liiki, samuti Laelatu puisniidult, ning peetakse võimalikuks, et see on suurim poollooduslike ökosüsteemide soontai- mede liigirikkus kogu maailmas (Pärtel jt 2007, 233). Soontaimed kui tugevamad valgus- ja ruumikonkurendid vähendavad sammalde katvust ning vaid hõreda kat- vusega soontaimed võivad soodustada nende kasvu (Ingerpuu 2004, 131). Samb- larinde katvus on üldiselt vastupidises seoses rohurinde katvusega – niidetaval ja madalama rohustuga niidul on samb-larinne ulatuslikum kui niitmata või väetatud ja kõrgema rohustuga niidul (Kalda ja Kannukene 1966, 58). Murude koosseisus peetakse samblaid tavaliselt ebasoovitavaks ja püütakse neist vabaneda, kuna sam- malkate üldiselt takistab rohttaimed seemnelist uuenemist (Hein 1966, 556). Mida

tihedam ja paksem on sammalkate, seda tagasihoidlikum on rohttaimede seemneline järelkasv. Samas paljunevad suureseemnelised taimed samblarikastes kohtades hästi, tänu niiskemale keskkonnale isegi paremini kui mujal.

Puudel kasvavad epifüütsed samblaliigid nii jalamil, tüvel kui ka võras (okstel). Need piirkonnad erinevad üksteisest mikrokliima poolest, eriti üksikult kasvavate puude puhul (Barkman 1958, 31). Heaks kasvukohaks epifüütidele on puisniidud, kuna seal kasvavad puud, millel on ümber avaralt ruumi ja tänu sellele laiuv võra, mis tagab ühtaegu nii valgustatuse kui samal ajal piisava varju (Rose 1992, 218). Epifüütide jaoks on olulised nii õhukeskkonna (valgus, temperatuur, vesi, tuul, õhu koostis jne) kui ka kasvusubstraadi omadused (korba keemiline koostis, puu kalle jne) (Barkman 1958, 218). Kuna enamik epifüütseid samb-laid eelistab niiskemat õhku, nagu on varjus, siis on ka samb-laid rohkem pimedamates ja niiskemates kui avatud kasvukohtades. Palju epifüütseid samb-laid eelistab sealjuures kasvada vanadel laialehistel puudel (nt Mežaka 2008) (ill. 15). Nii on pargid sammaldele soodne kasvukoht ning nende metsailmelisemates osades on vanad lehtpuud substraadiks ka bioloogilist mitmekesisust näitavatele epifüütidele, nagu näiteks sulgjale õhikule (*Neckera pennata*) (Tuisk 2009, 40). See samblaliik eelistab just suuremaid puid (Kuusinen ja Penttinen 1999, 733) ja samal ajal on kohanenud vähema valgusega kasvukohtadega.

Kividel võivad kasvada nii spetsialiseerunud kivisamblad kui tavalised metsasamblad, mille jaoks piisab vaid millimeetri kuni sentimeetri paksusest metsakõdu ja mulla kihist kivil, et seal kasvama hakata (Ingerpuu ja Vellak 2000, 40). Kuna huumuse- ja kõdukiht sammalde elutegevuse tulemusena ka kasvab ja kasvutingimused kivide peal, külgedel ja maa lähedal on erinevate valgus- ja niiskustingimuste tõttu erinevad, siis võib kividel kasvav samblakoosseis olla väga varieeruv ning ajas vahelduv. Lisaks sõltub samblakoosseis ka kivi tüübist. Lubjarikastel kividel on üldiselt liigirikkus kõige suurem ning graniitkividel kõige väiksem (sammas). Parkides kasvab sagedasti samb-laid neid ümbritsevatel kiviaedadel, kuid ka kivist arhitektuursetel väikevormidel, nagu monumendid, sillad ning piirde- ja väravapostid.

15. Hiissammal (*Leucodon sciuroides*) kasvab enamasti vanadel laialehistel puudel poolavatud biotoobis ning on seega tavaline liik ka parkides ja alleepuudel. Lasila mõisa park. Foto: Jaan Liira.



Eesti parke on seni sammalde poolest vähe uuritud, kuid seniste vaatlusandmete põhjal on teada, et kui maapinnasammalde hulgas domineerivad neis tavalised metsa- või niidusamblad, siis puutüvedel on nende mitmekesisus suur ning tihti leidub ka haruldasi liike, nende seas kaitsealuseid. Nii leidis Keska ja Lõuna-Eesti parkide metsailmelistes osades III kaitsekategooria liiki sulgajat õhikut 25% parkidest (Tuisk 2009, 25). Lisaks on parkidest leitud näiteks II kaitsekategooria liiki suurelehist porellat (*Porella platyphylla*) (Ingerpuu, suul.).

Saaremaa parkide inventuuri käigus leiti 11 pargist kokku 99 samblaliiki (Ingerpuu ja Vellak 2007, 2). Suurim liikide arv pargi kohta oli Pädastes (55 liiki) ning väikseim Koiklas (14 liiki). Looduskaitse seisukohast olulisi liike, mis on kas haruldased või Eesti punase raamatu liigid, leiti viis. Nende hulgas oli vaid üks kaitsealuse liigi leid – III kaitsekategooriasse kuuluv müür-nokksammal (*Rhynchostegium murale*) Kuressaare lossipargis. Teised neli liiki olid Lyelli tutik (*Orhotrichum lyellii*) Kärla pargis, õrn hännik (*Isothecium myosuroides*) Pädastes, lubi-kuldsammal (*Campylium calcareum*) Pidulas ja karvtutik (*Orhotrichum diaphanum*) Oti pargis. Haruldased liigid leiti kõige liigirikkamatest parkidest ja need loeti brüofloora kaitsmise seisukohast olulise väärtusega parkideks. Neis on säilinud palju mitmesuguseid mikrokasvukohti ning inimõju neis ei ole olnud ülemäärane.

Sammalde liigirikkuseks parkides on vaja mitmekesiseid kasvutingimusi – eritihedusega puistuosi ning avatud alasid, samuti mitmesuguseid kasvupindu (eri liiki vanu puid, kive, aedu jne). Oluline on ka põlispuude järjepidevus, kuna hulk samblaliike eelistab just vanu lehtpuid. Samamoodi vajavad paljud samblaliigid suurt õhuniiskust. On liike, mis kasvavad vees või vee piiril, seega on soodne veekogude olemasolu pargis. Sealjuures vajavad samblad suhteliselt puhast vett ning veekogude eutrofeerumine ja reostus on vastunäidustatud. Veekogude kaldad võiksid olla vahelduvalt varjulised ja avatumad ning samuti oleks hea, kui kallastel leiduks veelähedasi või vees olevaid kive (Ingerpuu, suul.).

3.3.4. Samblikud

Samblikud on liitorganismid, mis kuuluvad seeneriiki ja koosnevad kahest komponendist: seenest ehk mükobiondist ja fotosünteesivast komponendist ehk fotobiondist, viimasena võivad samblikes toimida kas rohevetikad või tsüanobakterid (Randlane ja Saag 2004, 8). Samblike asend eluslooduse süsteemis põhjustas pikka aega teadlaste seas vaidlusi ning veel paarkümmend aastat tagasi käsitleti neid taimeriiki kuuluvate eostaimedena, seega sammaldele üsna lähedastena (Kalda jt 2004, 94). Kuid kuna seenkomponent on enamikus samblikes domineeriv, siis tänapäeval süstematiseeritakse samblikke ainult seene järgi. Teaduslikult käsitletakse samblikke nn lihheniseerunud seentena ning samblikuks olemist ehk lihheniseerumist vaadeldakse kui üht seente toitumise viisi (Randlane ja Saag 2004, 8).

Samblikud jagunevad oma keha ehk talluse ehituse ja kuju järgi koorik-, lehtja põõsassamblikeks. Koorik- ehk pisisamblikud kinnituvad oma väikese tallusega kasvukohale väga tugevalt ning moodustavad seal pulbrilisi, siledaid või krobelsi laiike. Leht- ja põõsassamblikud on enamasti suhteliselt suure ja silmatorkava tallusega ning neid nimetatakse suursamblikeks. Lehtsamblike tallus on lamendunud, lehtja või paatja kujuga ning servades jagunenud hõlmadeks, põõsassamblike tallus seevastu püstine või rippuv ning enamasti tugevalt harunenud lintjateks, pulkjateks või niitjateks harudeks (Trass ja Randlane 1994, 14).

Pisisamblikke on Eestis ligi 700 liiki, ülejäänud kuuluvad suursamblike hulka (Liiv 2010, 7).

Sarnaselt sammaldega kasvavad samblikud väga erineval substraadil: puudel või muudel elusatel taimedel, kividel, maapinnal, puidul, aga ka muudel kasvupindadel (Liiv jt 2010, 6). Leidub liike, mis ei ole substraadi suhtes nõudlikud ja võivad kasvada nii puukoorel, puidul kui ka kividel ja maapinnal (Kalda jt 2004, 3). Samblikke leidub nii looduslikes kui ka inimõjuga paikades – metsas, puisniidul, pargis, kalmistul, taluõues (Randlane jt 2011, 4), kus nad kasvavad maapinnal, puude tüvel või jalamil, kivide pinnal ja pragudes, vanadel kändudel jms kasvukohtades (Trass ja Randlane 1994, 10). Puudel kasvavaid suursamblikke on meil teada 120 (Randlane jt 2011, 4). Nende seas on liike, mida kasutatakse õhusaaste indikaatoritena, kuna samblikud on selle suhtes väga tundlikud (Tõrra 2005, 36). Samuti on viimastel aastakümnetel hakatud samblikke kasutama indikaatoritena looduskaitstes, et hinnata eelkõige metsakasvukohtade looduskaitseväärtust. Paljusid samblikuliike, sh kaitsealuseid ja punase raamatu liike on leitud vaid pika järjepidevusega metsades ning need tõendavad selliste metsade kõrget looduskaitseväärtust (Marmor 2011). Liigirikaste samblikukoosluste kujunemisele on oluline kasvukoha kvaliteet, muu hulgas puhas, saastumata õhk, mitmekesiste kasvupindade rohkus ning ka elupaiga ökoloogiline järjepidevus (Jüriado ja Suija 2011, 32).

Laialdaselt kasutatakse looduslike vanade metsade indikaatorliigina harilikku kopsusamblikku (*Lobaria pulmonaria*) (ill. 16), mis kasvab peamiselt lehtpuudel, eriti harilikul haaval (*Populus tremula*) ning eelistab puistuid, kus puude vanus on üle 100 aasta (Jüriado ja Liira 2009). Eestis on harilik kopsusamblik levinud nii vanades laialehistes metsades kui ka puisniitudel (Trass ja Randlane 1994, 223). Kuna meie pargid on valdavalt üle 100 aasta vanused ning neis kasvab ohtralt vanu lehtpuid, siis on ka pargid kasvukohaks sellele ohustatud samblikuliigile (Jüriado ja Liira 2009, 58). Harilik kopsusamblik vajab eluks optimaalset mikrokliimat, s.o mõõdukaid valgus- ja niiskustingimusi (Jüriado jt 2012, 44), liigne

16. Harilik kopsusamblik (*Lobaria pulmonaria*) kasvab peamiselt lehtpuudel ja eelistab puistuid, kus puude vanus on üle 100 aasta. Foto: Merike Linnamägi.



õhukuivus põhjustab selle kängumist. Seda ongi täheldatud meie parkides kasvavatel puudel, mis võib viidata raiete tagajärjel suurenenud õhuvoolude liikumisele ja sellest tulenevale kuivusele (Liira, suul.).

Samblike kooslusi on Eestis uuritud küll metsades ning mõnevõrra puisniitudel, parkides aga oluliselt vähem. Et looduslikest kooslustest on pargid kõige lähedasemad laialehiste metsadele ja puisniitudele, võib nendest uurimistulemustest tehtud järeldusi osaliselt kohaldada ka parkidele.

Metsade samblikukooslusi uurides on leitud, et kõige liigirikkamad kooslused on liigirikka puistuga boreonemoraalsetes ehk põhjaparasvöötme segametsades, samas kui okaspuude või kase domineerimisega puistud on samblike mitmekesisuse poolest vaeseimad (Jüriado jt 2003, 1587). Puuliigiti on Eestis kõige rohkem samblikuliike leitud harilikult haavalt, millel neid kasvab nii tüvel kui oksitel, ning ühtlasi on haava esinemisel puistu koosseis kõige märkimisväärsem mõju metsa samblikurikkusele. Samuti on leitud, et puistu vanusel on suur mõju samblikukoosluse liigirikkusele. Vanades ja järjepidevates puistutes on mitmekesisem epifüüdikooslus kui noortes puistutes ning rikkalikumalt looduskaitse seisukohast olulisi epifüüte (Jüriado jt 2009).

Puisniitude epifüütide liigiline koosseis erineb laialehiste metsade omast peamiselt valgustingimuste erinevuse tõttu, puisniitude puudel kasvavate samblike hulgas leidub rohkem valguslembeseid liike (Randlane 2004, 144). Enamik epifüütseid samblikke eelistab tingimusi, kus on kombinatsioon headest valgustingimustest ja veidi varju eriti kuivatavate tuulte eest (Barkman 1958, Rose 1992). Valgus- ja niiskustingimused on puisniitudel tänu erisugustele puudegruppidele ebaühtlased (Kukk ja Kull 1997, 78), tekitades varieeruvaid mikrokliimatilisi tingimusi, mis võimaldab rohkematel liikidel paika asustada. Sealjuures on oluline märkida, et põõsaste olemasolu puude ümber vähendab samblike liigirikkust (Leppik 2007, 28). Samblike liigirikkus, esinemissagedus ja -ohtrus on puisniidu näitel leitud olevat tunduvalt väiksem puudel, mille ümber kasvavad kümne meetri raadiuses põõsad, võrreldes puudega, mille ümber põõsaid ei kasva.

Eesti puisniitude samblike mitmekesisust mõjutavad ka puu tüve läbimõõt, puuliikide arv puisniidul ja puukoore reaktsioon (Leppik 2007, 7). Et puisniitudel kasvab sageli mitut liiki lehtpuid ja paljudel puudel on välja kujunenud jäme tüvi ning võimas võra, siis on epifüütsete samblike liigiline koosseis rikkalik (Randlane 2004, 144). Samblike liigirikkus, esinemissagedus ja -ohtrus, aga ka liigiline koosseis erineb puuliigiti (Leppik 2007, 19). Kõige rohkem samblikuliike on puisniitudel leitud harilikult tammelt, seejärel saarelt, siis kaselt ja haavalt. Maapinnasamblike puisniitudel tavaliselt ei ole (Randlane 2004, 144).

On uuritud Eesti puisniitude epifüütseid samblikukooslusi mõjutavaid tegureid ning leitud, et puisniitude kinnikasvamine põhjustab kooslustes olulisi muutusi: samblike liigirikkus väheneb ja liigiline koosseis muutub (Leppik ja Jüriado 2008, 80). Avatud puisniitude kinni kasvades asenduvad liigirikkad valguslembesed suursamblike kooslused rohkem varju taluvate pisisamblike kooslustega. Traditsiooniliste majandamisvõtete lakkamisel puisniidu puistu koosseis muutub ning koos sellega vaesub ka epifüütsete samblike kooslus (Leppik jt 2011).

Meie mõisaparkide epifüütseid samblikke on uuritud vähe, kuid senistest uuringutest on välja tulnud, et pargid on nende jaoks tähelepanuväärne elupaik (Viise 2011, 31). Eesti maaparkidest ja puisniitudelt on leitud samblikuliike,

mida ei ole leitud näiteks metsadest (Lõhmus 2003, 35). Samuti on võimalik samblike elutingimuste ja neid mõjutavate tegurite analüüsist järeldada, et vanad pargid on oma omaduste poolest samblikele soodsad kasvukohad. Kõige tähtsamat rolli mängivad siin puistu vanus ja järjepidevus, erivanuseline ja -liigiline koosseis, lehtpuude suur osatähtsus selles ning head ja vahelduvad valgus- ja niiskustingimused. On leitud, et pargid võivad olla refuugiümiks paljudele haruldaseks jäänud boreonemoraalsete metsade samblikuliikidele (Lõhmus 2003, 20).

Saaremaa parkide inventuuri käigus leiti 11 pargist kokku 123 samblikuliiki (Leppik ja Nõmm 2007, lisa 1). Suurim liikide arv pargi kohta oli Pidulas (71 liiki) ning väikseim Audlas (24 liiki). Looduskaitse seisukohast olulisi liike oli kolm. Peeaegu kõigist parkidest leiti III kaitsekategooria liiki lumi-nuisamblikku (*Sclerophora nivea*), Tumala pargist üsna haruldast II kaitsekategooria liiki saledat nuisamblikku (*Sclerophora farinacea*) ning Muhu pastoraadi pargist ohtralt punasesse raamatusse arvatud liiki pärna-salusamblikku (*Parmelina tiliacea*), mille populatsioon on siin teadaolevalt üks Eesti suurimaid. Sama liiki leiti üksikleiuna ka Pädaste pargist. Peale nende leiti mitmeid haruldusi, näiteks Kuresaare lossipargist väga haruldane liik *Bacidia circumspecta*. Suur oli liigirikkus parkides, kus olid head ja varieeruvad mikrokliimaatilised ja valgustingimused. Lisaks mõjutas samblikurikkust pargi suurus, puuliikide ja puude arv ning erilmeliste pargiosade olemasolu.

Samamoodi kui puisniitudel on parkidele omaste samblikukoosluste ja liigirikkuse säilimiseks oluline parkide hooldamine, mis eelkõige tähendab hoidumist võsastumisest ehk korrapäraselt niitmist (Leppik ja Nõmm 2007, 4). Enamik suursamblikke on valguslembesed ning valgustingimuste paranedes samblike liigirikkus ja sagedus suureneb (Leppik 2007, 34). Säilitada tuleb vanad ja suured põlispuud ning tagada nende järjepidevus pargis, kuna vanadel puudel on samblikurikkus enamasti suurem (nt Dettki ja Esseen 1998). Samuti tuleb tagada puude erivanuseline struktuur, sest samblike liigiline koosseis erineb vanadel ja noortel puudel. Selleks tuleb istutada või jätta kasvama pikaealisi lehtpuuliike. Hooldades ja puid-põõsaid harvendades on soovitatav säilitada ja kujundada mosaiikset struktuuri, jättes puud kasvama kohati hõredamalt ja tihedamalt, et pakkuda erinevaid valgus- ja niiskustingimusi (Leppik ja Nõmm 2007, 4). Puistute servi on soovitatav kujundada mitmerindeliste ja suletumatena, kuna samblikud on tundlikud tõmbetuule suhtes. Samblike jaoks on olulised ka parkides paiknevad veekogud, mis pakuvad paremaid ja mitmekesisemaid niiskustingimusi.

3.3.5. Seened

Seened on asendamatud taimse orgaanilise aine lagundajatena – peamiselt tänu seentele lagundatakse ja muudetakse rohttaimed, mahalangenud lehed, oksad ning puutüved sellisteks ühenditeks, mis sobivad toiduks näiteks mullamikroobidele ja putukatele ning lõpuks järgmistele taimepõlvkondadele (Liiv 2010, 15). Teiseks aitavad seened taimedel mullast kätte saada mineraalaineid ja vett, saades ise vastu orgaanilisi ühendeid oma energiavarude täiendamiseks. Seene ja kõrgema taimse kooselu tulemusena tekib uus organismide ühendus – seenjuur ehk mükoriisa, mis kujutab endast seeneniitidega läbipõimunud või neist ümbritsetud taimejuurt, mis on maismaataimedel põhiliseks mullast toitaineid imavaks organiks (Kalamees 2000, 286). Eestis on vähe puittaimi, mis saaksid

hakkama seente abita, samas ei saa mükoriisat moodustavad seened elada ilma puudeta. Ka enamik niidutaimi elab sümbioosis seentega.

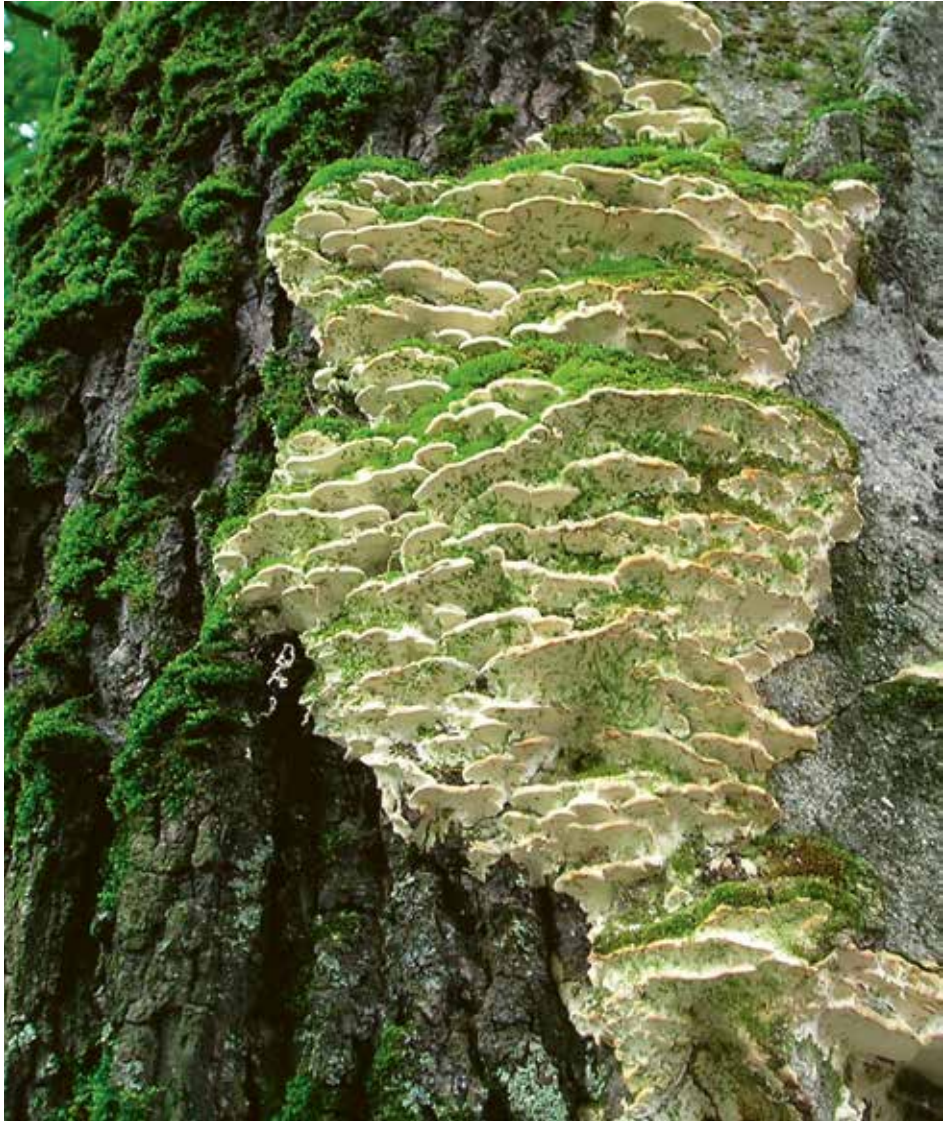
Pargid inimtekkeliste kasvukohtadena võivad olla väga mitmekesise ja tihti liigirikka seenestikuga (Kalamees ja Liiv 2005, 23). Sealjuures erineb parkide seenestik metsade omast märkimisväärselt, kuna nii puude liigikoosseis kui ka kasvutingimused on erinevad (Niemelä 2001, 9). Kõige olulisema ja nähtavama rühma moodustavad parkides puudel kasvavad **torikseened**, mis kuuluvad suurseenete hulka ning on meie eluspuude peamised mädanikutekitajad ja mahamurdjad (Järve 2006, 8). Puuseened elavad kas surnud või elusas puidus ning moodustavad oma kübarad puutüvele või maapinna lähedale juurekaelale. Torikseened on peamised kasvavate puude, kändude ja lamapuidu mädanemist põhjustavad seened ning Eestis on neid leitud 211 liiki (Liiv 2010, 15).

Puudel kasvavaid seeni on kõige lihtsam määrata nende nähtava osa – viljakehade järgi. On ühe- ja mitmeaastaste viljakehadega seened. Üheaastased elavad vaid mõne suve- või sügisekuu, mõne liigi omad ka talvituvad. Mitmeaastased viljakehad elavad mõnest mitmekümne aastani (männitaelikul kuni 50, haavataelikul 80 aastat) ning neid saab edukalt määrata kogu aasta jooksul (Järve 2006, 13). Puuseeni jaotatakse kahte rühma selle järgi, kus kohas peremeespuu sees nende tekitatud mädanik peamiselt asub: juure- ja tüükamädanikke ning tüvemädanikke tekitavad seened (Järve 2006, 18).

Eri liiki seened tekitavad erinevate omaduste ja värvusega mädapuidu (Järve 2006, 16). Lehtpuudel esineb sagedamini valgemädanikku ning tihti tekivad neil mädanemise lõppfaasis tüveõõnsused. Meie parkide tavalisemad valgemädaniku tekitajad tüvedes on näiteks tuletaelik ehk ebatuletaelik (*Phellinus igniarius* s.l.) ja soomustorik (*Polyporus squamosus*) ning juurtes jänessaabik (*Ganoderma applanatum*). Pruunmädanikku põhjustavaid seeni kohtab põhiliselt okaspuudel, mis on tõenäoliselt seotud nende puidu suhteliselt suurema ligniinisaldusega. Sellised seened on näiteks kannupess (*Fomitopsis pinicola*) ja juurepruunik (*Phaeolus schweinitzii*). Lehtpuudel on ühed tuntumad pruunmädanikku põhjustavad seened vääveltorik (*Laetiporus sulphureus*) ja kasekäs (*Piptoporus betulinus*). Pehmemädanik kahjustab niisketes tingimustes ehituspuitu ja eluspuudel on seda veel vähe uuritud. Lehtpuude juurekaelas tekitab pehmemädanikku näiteks lamesüsik (*Kretzschmaria deusta*).

Levinuim puuseen meie parkides on tõenäoliselt vahtratarjak (*Oxyporus populinus*), mis on peamine meie parkides kasvavate vanade vahtrate valgemädaniku ja tuulemurru põhjustaja (Kalamees 2000, 167) (ill. 17). Vahtratarjak põhjustab eelkõige vanadel puudel harude murdumist. Kui viljakehad on suured (pikkus üle 20 cm), peaks kaaluma kas kahjustusega haru kärpimist või kogu puu likvideerimist, et ennetada haru murdumist (Abner 2010, 6). Sage südamemädanikku tekitav seen on ka soomustorik, mis esineb rohkem saarel, vahtral ja jalakal ning nende kändudel ja lamapuidul (Järve 2006, 60). Vanu puid tuleb jälgida – kui puule tekib igal aastal palju soomustoriku viljakehi ja puu latva tekib järjest juurde kuivanud oksid, siis puu seisund halveneb ja tasub kaaluda puu likvideerimist (Abner 2010, 6).

Pargipuude seisukohast on olulised ka mõned mikroseenete põhjustatud puuhaigused. Sellised haigusetekitajad on näiteks luudikulaadsed (*Taphrinales*), mis põhjustavad puuvõrades tuuleluudasid, jahukasteliselaaadsed (*Erysiphales*), mis moodustavad taimeorganitele valge kuni halli seeneniidistiku kirme, ning pigilaigulaadsed (*Rhytismatales*), mis põhjustavad lehtedel ümaraid musti viljakehi



17. Vahtratarjak (*Oxyporus populinus*) on levinuim torikseen meie pargipuudel. Foto: Sulev Järve.

(Kalamees 2001). Viimaste hulka kuulub näiteks vahtra-pigilaik (*Rhytisma acerinum*), mis aga puud ei ohusta ja on pigem õhupuhtuse indikaator (Hanso 2006, 6). Mikroseeded põhjustavad pargipuudel mitmeid ohtlikke seenhaigusi. Ammugi tuntud jalakasurm (*Ophiostoma ulmi* sün. *Ceratocystis ulmi*) on ka uuem ja agressiivsem vorm (*O. novo-ulmi*). Selle seene levik on seotud jalakamaltsäüraskitega, kelle koorealustes käikudes seene eoslad kasvavad. Jalakasurm põhjustab okste kuivamist ning puu sureb tavaliselt 2–5 aastaga (Järve 2006, 79). Jalakasurma aetakse vahel segi torikseene jalakapässikuga (*Inonotus ulmicola*), mis on tüves valgemädanikku põhjustav puuseen ning toob kaasa ladvaokste kuivamise ning hiljem tüveharude murdumise (Järve 2006, 46). Haiguse leviku pidurdamiseks tuleb kuivavad oksad kiiresti võrast välja saagida ja ulatusliku kahjustuse korral (mitme suure haru kuivamisel) puu likvideerida (Abner 2010, 7). Eesti parkides on viimase paarikümne aasta jooksul olnud sage pärna-võrsesurm (*Thyrostroma compactum* sün. *Stigmina compacta*), mis esineb peamiselt harilikul pärnal, aga ka jalakal, mille tagajärjel oksad puuvõras deformeervad

(samas). Probleem on tuntud näiteks ka põhjanaabrite soomlaste juures, kes on oluliselt vähendanud puukoolides hariliku pärna ettekasvatamist (Aaspõllu, suul.). Samuti on täheldatud, et pärna-võrsesurm esineb peaaesjalikult istutatud, mitte looduslikult kasvavatel puudel (Abner, suul.). Saarepuud kahjustab uus ja kiiresti leviv haigus saaresurm (tekitab pisiseen *Chalara fraxinea*) ning sellest on praeguseks kahjustatud enamik meie harilikest saartest (Aaspõllu 2012, 15). Selle seene tõttu tekib harilike saarte võrades, eriti ladvaosas palju kuivanud oksi ning efektiivset tõrjet selle vastu pole (Abner 2010, 6).

Tervet ja elujõulist puud mikroorganismid üldjuhul nakatada ega kahjustada ei suuda – oht tekib alles siis, kui puud on eelnevalt nõrgestanud kas ökoloogilised tegurid (toitainete puudus, teiste puude vari, ebasoodus ilmastik) või inimtegevus (kasvupinnase tihendamine, saastamine, võra korduv pügamine) (Järve 2006, 15). Soodsad tingimused seenhaiguste tekkeks on ka liiga tihedas puistus (Aaspõllu 2007, 100). Oluliselt häirivad puu toitumist ka mitmesugused okste, tüve ja juurte vigastused, kuna haavadesse tungivad mädanikutekitajad kergesti. Kõige tähtsam seenhaiguste ärahoidmisel ongi puude vigastuste vältimine. Puudelt ei tohiks eemaldada oksi, mille läbimõõt on üle 10 cm, kuna sellega tekitatakse suured lõikehaavad ja et jämedate okste keskele on jõudnud juba moodustuda lülipuit, siis lõike tagajärjel saab sellest sissepääsukoht seenhaigustele (Mölder 2010, 10). Samuti tuleks vältida kõikvõimalikke puuvigastusi pargi taimestiku hooldamisel, näiteks niitmisel ja trimmerdamisel. Puude hooldamisega peaksid tegelema vaid koolitatud spetsialistid – puuhooldajad ehk arboristid –, kuna ühe osa nende koolitusest moodustab ka vanade või vigastatud puude tervisliku seisundi kindlaks tegemine ning murdumisohtlikkuse määramine (Järve 2006, 7).

Peale haigusi ja mädanikke tekitavate seente kasvab pargis ka söögiseeni. Samuti moodustavad omaette olulise rühma mullaseened, millel on tähtis roll mulla ainevahetus- ja tekkeprotsessides. Näiteks niitudel valdavad huumuse- ja kulusaproobid, kellest esimesed toituvad otseselt mulla huumusehorisondis ning etendavad tähtsat osa niitude mullatekkeprotsessis, kulusaproobid aga elavad maapealsetel kõdunevatel taimejäänustel ning kuuluvad heintaimede, eriti kõrreliste mükokompleksidesse, kindlustades sellega orgaanilise massi lagunemise ja normaalse aineringe niitudel (Kalamees 2004, 137). Kuid kuna parkide restaureerimisel nende seenerühmade kasvukohatingimustele eraldi tähelepanu ei pöörata, siis lähemalt neil ei peatuta.

Puuseente puhul vastanduvad kujunduslikud ja liigikaitselised soovituselised kõige otsesemalt. Kujunduse seisukohast tuleks vältida puidumädanikke põhjustavate ja seeläbi vanade pargipuude esteetilist ilmet kahjustavate ja nende murdumist põhjustavate seente levimist. Parim võimalus selleks on hooldustöödel hoiduda terveid puid vigastamast ning kiiresti välja raiuda mädanikest nõrgestatud ja surevad puud. Samuti tuleb vältida liiga tihedat puistustruktuuri, kuna see soodustab seenhaiguste levikut. Elurikkuse seisukohalt on aga vanad puud ning puuseente poolt tekitatud õõnsused ja kõdupuit (ka torikseente lagunevad viljakehad) elupaigaks paljudele elusolenditele, mistõttu on soovitatav säilitada võimalikult kaua vanu hääbuvaid puid, kände ning eri lagunemisastmetes lamapuitu. Sõltuvalt pargi kasutatavusest on seda soovitusel üldjuhul võimalik järgida vaid pargi metsailmelistes ja vähem käidavates osades, kuigi mõningatel juhtudel võivad ka hääbuvad puud olla esteetiliselt väärtuslikud.



18. Oblikapoi (*Gastrophysa viridula*) röövikud toituvad üksnes oblikatel, pildil täiskasvanu nõgesel. Foto: Merike Linnamägi.

3.3.6. Selgrootud

Selgrootud, kelle hulka kuuluvad putukad, ämblikud, teod, kakandid, lestad, vihmaussid jt, on kõige arvukam ja mitmekesisem loomarühm maailmas. Selgrootud on äärmiselt olulised osalised toiduahelas – nad tolmeldavad taimi, lagundavad surnud organisme ja töötlevad kahjulikke aineid, olles samas ise toiduks kahepaiksetele, lindudele ja imetajatele (Uustal jt 2010, 47). Seega on nende roll ka parkides väga suur, kuna nende olemasolust sõltuvad otseselt mitme teise elustikurühma elu- ja toitumistingimused.

Paljud selgrootud on herbivoorsed ehk taimtoidulised ning toituvad lehtedest, võrsetest, õitest ja taimede puitunud osadest. Mõned selgrootud toituvad paljudest taimeosadest ja mitmesugustest liikidest, osa aga eelistab kindlate puude ja põõsaste lehti või hoopis ainult rohttaimi (Uustal jt 2010, 48) (ill. 18). Taimekoosluse liigirikkus on seeläbi otseselt seotud ka taimtoiduliste selgrootute mitmekesisusega. Üks selgrootute peamisi toite on õietolm ja nektar, millest toituvad nii taimtoidulised putukad kui ka osa parasitoidseid ja röövputukaid (Talvi 2004, 149), ning selleks et selgrootutele jätkuks toitu kevadest sügiseni, tuleb tagada, et pargis oleks õitsvaid taimi kogu vegetatsiooniperioodi vältel.

Üks selgrootute suuremaid rühmi ongi **putukad** (*Insecta*), keda maailmas on kirjeldatud üle miljoni liigi, Euroopas u 100 000 (Chinery 2005, 3) ning kelle arv jätkuvalt kasvab seoses uute liikide avastamise ja kirjeldamisega. Parkides on neil mitu tähtsat funktsiooni. Üks peamisi funktsioone on tolmeldamine, millest sõltub paljude taimeliikide paljunemine. Tolmeldajad, kelleks on mesilased, kimalased, sirelased, liblikad ning mitmed kärpse- ja mardikaliigid, laskuvad

taimeõitele õietolmu ja nektari saamiseks ning samal ajal aitavad teha risttolmlemist, viies oma karvadega tolmuteri teistele õitele. Teiseks on putukad toiduks näiteks lindudele ja väiksematele imetajatele ning putukate olemasolust sõltub otseselt nende arvukus. Paljudele lindudele on eriti poegade esimeste elunädalate jooksul olulised tugeva kitiinkestata putukad, tõugud ja ämblikud, mida vanemad neile toiduks toovad. Murudest otsivad putukaid paljud värvulised, õhust püüavad neid hall- ja mustkärbsenäpp, koore all ja puidus olevaid putukaid söövad omakorda mitmed rähniliigid ning puude ja põõsaste lehtedel ja tüveharudel leiduvatest putukatest toitub suur hulk linde. Nahkhiired aga toituvad öise aktiivsusega putukatest, nagu ööliblikad, mardikad, sääsed ja ka ämblikud. Pere-konna *Pipistrellus* esindajad söövad sealjuures peamiselt kahetiivalisi (*Diptera*), ehmeitiivalisi (*Trichoptera*) jt tugeva kitiinkestata putukaid (Masing jt 2008, 9), pruun-suurkõrva (*Plecotus auritus*) põhitoiduks on aga ööliblikad (MacDonald ja Barrett 2002, 89).

Taimekoosluse liigirikkuse ja putukarühmade liigirikkuse vahel on leitud positiivne seos: esimese kasvuga kaasneb nii taimtoiduliste kui röövputukate mitmekesisuse suurenemine (Talvi 2004, 150). Röövloomade ja parasiitide mitmekesisuse kasv on seega tingitud nii otsese saakobjektide kui ka elupaiga mitmekesisusest (Siemann 1998, 2067). Lisaks otsesele liigirikkusele on putukate jaoks tähtsad paljud teised taimekoosluse omadused, nagu katvus, kõrgus, tihedus, biomass, produktiivsus, fenoloogia ja eri eluvormide esinemine, ning on leitud, et taimekoosluse struktuuriline ehk funktsionaalne mitmekesisus võib putukate mitmekesisusele olla isegi olulisem kui liikide arv (nt Mortimer jt 1998). Seetõttu tuleks pargis putukarohkuse soodustamiseks kujundada võimalikult liigirikas, mitmerindelne ja mosaiikne taimestik.

Putukatele on elupaigaks nii elav kui kõdunev taimestik, puuõõnsusi kasutavad näiteks mesilased, herilased, vapsikud, talukimalane ja hobusipelgas (Kerpart 2011a, 40). Toiduks ning elukeskkonnaks on putukatele ja teistele selgrootutele ka samblad (Ingerpuu ja Vellak 1988, 14). Paljudel putukatel nõuavad eri arengustaadiumid erisugust elupaika. Täismoondega arenevate putukarühmade seas on tavaline, et röövikud toituvad taimelehtedest või -juurtest, valmikud vajavad aga õietolmu või nektarit (Talvi 2004, 152). Talvitumiseks vajavad kõik selgrootud paiku, kuhu külmade eest peituda, selleks sobivad kivid, puutükid, okstehunnikud, hoonepraod jms (Uustal jt 2010, 49).

Putukate hulka kuuluvad ka **liblikalised** (*Lepidoptera*), keda on maailmas vähemalt 150 000 liiki (Chinery 2005, 110), neist Eestis elab üle 2300 liigi (Jürivete ja Õunap 2008, 7). Liblikad jaotatakse tavapäraselt päeva- ja ööliblikateks. Päevaliblikad on aktiivsed päeval ning paljud neist on oma kauni välimuse poolest väga hinnatud. Öö- ehk hämarikuliblikad tegutsevad öösiti, kuid osa neist on aktiivsed ka päeval (Chinery 2005, 110). Välimuselt on nad tagasihoidlikud, enamasti halli-pruunikirjud. Liblikad toimivad haljasaladel tolmeldajatena, kuid samal ajal on nende munad, röövikud, nukud ja valmikud toiduks nii teistele putukatele kui ka selgroogsetele (Uustal jt 2010, 66).

Liblikaröövikud on taimtoidulised ning paljud neist sealjuures monofaagsed, st toituvad ainult ühel konkreetsel taimeliigil, näiteks väike-koerliblika (*Aglais urticae*) ja päevapaabusilma (*Nymphalis io*) röövikud toituvad vaid kõrvenõrgesel (Petersen 1927, 35). Mustlaik-apollo (*Parnassius mnemosyne*) röövikud toituvad vaid lõokannustel (*Corydalis* spp.) (Sang ja Teder 2005, 200), mis kasvavad salu- ja segametsades, valmikud aga vajavad tuulevaikset sooja kohakliimaga



19. Vooluveekoguäärsetes parkides võib kohata harilikku vesineitsikut (*Calopteryx virgo*).
Foto: Merike Linnamägi.

niitu, kus kasvab küllaldaselt õistaimi, mille nektarist nad toituvad (Talvi 2004, 153). Põõsastest eelistavad paljud liblikaröövikud pajusid ja viirpuid (Uustal jt 2010, 68). Liblikavalmikud toituvad nektarist ning ka siin eelistavad eri liblikaliigid eri taimi. Üldistatult võib öelda, et mida rohkem on pargis nektaririkkaid taimeliike, seda suurem on tõenäosus kohata seal suuremat arvu liike liblikaid. Ööliblikaid, kes on toiduks näiteks nahkhiirtele, meelitavad ligi öösiti lõhnavad ilutaimed, nagu lõhnav kuslapuu, liguster, öölill, öölevkoi ja kuningakepp (Uustal jt 2010, 67). Seega tuleks liblikate liigirikkuse ja arvukuse suurendamiseks tagada, et kogu vegetatsiooniperioodi jooksul oleks pargis nektarirohkeid õisi, ning vastavalt valida istutusmaterjal. Liblikarohkusele aitavad kaasa ka õitsvad niidumurud ning mosaiikne, mitmerindelne ja liigirikas taimekooslus. Pool-looduslikel ja kultuurkooslustel on päevaliblikate ja soontaimede liikide arv otseses positiivses korrelatsioonis (Erhardt ja Thomas 1991).

Putukate seas teise silmapaistva rühma moodustavad **mardikalised** (*Coleoptera*), kellele pargid on väärtuslikud elupaigad. Seda kahel peamisel põhjusel: esiteks on pargid tihti muust looduskeskkonnast liigirikkamad, siin kasvab puu- ja põõsaliike, aga ka selliseid rohttaimi, mida looduses kohtab harvem või üldse mitte, ning see muudab putukate söögilaua mitmekesisemaks; teiseks on parkides palju rohkem vanu laialehiseid puid, mis on tähtsad paljudele haruldastele või ohustatud, eeskätt puidu-, kõdu- ja seentoiduliste mardikatele (Süda 2007, 2). Eriti väärtuslikku elupaika pakuvad mardikatele vanad, õõnsustega, haiged ja seenviljakehadega puud, mida majandusmetsas leidub harva. Sellest tulenevad ka ühed suuremad küsitavused parkide restaureerimisel, kuna üldiselt ei sobi deformeerunud ja hääbuvad puud kujunduse poolest pargi esindusosadesse. Eritähelepanu mardikalistele võiks olla igati sobiv pargi kõrvalisemates ja metsailmelistes osades, mis on ka kujunduslikult otstarbekas säilitada võimalikult looduslikuna. Putukate seisukohast oleks parim, kui puutumata ehk koristamata

jääks suur osa surnud, mahavarisenud jms puudest ja okstest ning ka puudele jäetaks alles kuivanud oksti. On selgunud ka mitmekesise surnud puidusubstraadi tähtsus puidus elavatele ohustatud putukaliikidele (Jonsell jt 1998). Üldistatult võib öelda: mida kehvem on pargi sanitaarne seisund, seda mitmekesisem on seal mardikaliste liigiline koosseis, eriti puidu- või seenelembeste mardikate oma, kes pargiputukatest tähtsaimad (Süda 2007, 2).

Putukate liigirohkus ja arvukus pargis on oluline nii lindudele, kahepaiksetele ja roomajatele kui ka nahkhiirtele ja teistele väiksematele imetajatele. Seetõttu on soovitatav kujundada taimestikku, mis seda suurendab. Märkimisväärselt suurendab putukate hulka ka veekogude olemasolu (ill. 19). Veekogu kaldal soodustab seda mitmekesine kaldataimestik (ill. 21), rohumaal rohtsed õistaimed ja puistus liigirikkus, mitmerindelisuus ning puuliigid, millega kaasneb suurem putukate rohkus ja mitmekesisus. Sellisteks puuliikideks on näiteks tamm, haab, kask, vaher ja pärn (Meschede 2005, 18). Eriti putukarohke liik on näiteks laukapuu (*Prunus spinosa*) (Abner, suul.) (ill. 20). Lisaks on selgrootutele pargis oluline mitmekesise niitmistsükliga rohttaimestik ning õitsovate ja nektarirohkete liikide olemasolu kogu vegetatsiooniperioodi vältel. Looduslike niitude niitmine kord aastas suurendab nii taime- kui ka mesilaseliikide arvu (Gathmann jt 1994, 12). Hilissuvine niitmine parginiitudel sobib nii seal õitsovatele taimedele kui ka paljudele nende õitel toituvatele liblikatele, mardikatele ja kiletiivalistele. Samuti on oluline surnud ja eri lagunemisastmetes puit pargi kõrvalisemates osades (oksad, tüved, lehed). Enamikus parkides on võimalik raiete juures järgida põhimõtet, et osa surnud puitu jäetakse koondatult aastaks-paariks alles mõnda varjatumasse kohta, et sellest koorunud liigid saaksid ümber kolida, mitte ei häviks näiteks põletamise läbi (Süda 2007, 20). Tuleb vältida sünteetilisi taimemürke, kuna need mõjuvad halvasti otseselt nii putukate arvukusele kui ka paljudele teistele elustikurühmadele (Uustal jt 2010, 52).

20. Putukarohkust soodustav puuliik on näiteks laukapuu (*Prunus spinosa*). Foto: Olev Abner.





21. Veekogude kaldal soodustab putukarohkust kaldataimestik. Suurepärane liik selle kujundamisel on näiteks kodumaine kollane võhumõök (*Iris pseudacorus*). Foto: Ülle Grišakov.

3.3.7. Kahepaiksed ja roomajad

Kahepaiksed – konnad, kärnkonnad ja vesilikud – on kõigusoosajased loomad, kes vajavad oma eluks nii vee- kui maismaakeskkonda, kuid sõltuvad siiski kudu- ja vastsestaadiumis täielikult veest (Adrados jt 2004, 4). Kahepaiksed toituvad selgrootutest loomadest (nt tigudest, nälkjatest, kärbestest, mardikatest, sipelgatest jt), olles samas ise toiduks mõningatele suurematele lindudele, nagu kured, kakud, haigrud ja varesed, ning imetajatest näiteks rebastele, kährikkoortele, siilidele ja kassidele. Kahepaiksete kudu ja kulleled on omakorda toiduks lindudele, kaladele, mardikatele ja kiilivastsetele.

Eestis elab 11 liiki kahepaikseid, kes on kõik kaitse all (Adrados jt 2004, 6). Mitut liiki võib kohata ka parkides. Päris-konnaliste (*Anura*) seltsi kuuluvatest kärnkonnlastest (sugukond *Bufo*) on parkides tavaline harilik kärnkonn (*Bufo bufo*), konlaste (*Ranidae*) sugukonda kuuluvatest liikidest on aga kõikjal Eestis levinud harilik rohukonn (*Rana temporaria*) ja ka rabakonn (*R. arvalis*). Lõuna-Eesti parkides võib kohata ka tiigikonna (*R. lessonae*) ja veekonna (*R. kl. esculenta*) (Rannap, suul.). Ülejäänud liigid on spetsiifilisema elupaiganõudlusega ning parkides neid üldjuhul ei leidu.

Sabakonnaliste (*Caudata*) seltsi kuuluvad hari- ja tähnikesilik meenutavad oma kehaehituselt pigem sisalikku kui kahepaikset. Peale selle on nad päris-konnalistega võrreldes tunduvalt rohkem veega seotud, viibides veekogudes ja nende lähiümbruses enamiku oma aktiivsuspriodist (aprillist oktoobrini) (Adrados jt 2004, 9). Tähnikesilik (*Triturus vulgaris*) on levinud üle Eesti, harivesilik (*T. cristatus*) (ill. 22) aga peamiselt Kagu- ja Lõuna-Eestis ning Pandivere kõrgustikul (Rannap 2004, 26). Tähnikesilik väldib avamaastikku ning eelistab elupaigana niiskeid ja varjulisi paiku, sh ka parke, toitudes maismaal hulkjalgetest, vihmaussidest ja putukatest ning vees kahetiivaliste ja kiilide vastsetest, vähilaadsetest jms (Kiili 1996, 32). Haruldase harivesiliku elupaigad on seotud aga metsaaladega, kusjuures eelistatuum on avatud niidualadest ning leht- või segametsadest koosnev maastikumosaik (Rannap jt 2012, 74). Sarnaselt tähnikesilikuga sobivad ka harivesilikule elupaigaks puhtaveeliste veekogudega parkid, kus päeval on võimalik varjuda kivide, kändude või mahalangenud puude alla või muttide ja näriliste urgudesse. Toiduks tarvitab harivesilik veemardikaid, limuseid, sääsevastseid, teiste kahepaiksete kudu ja kulleseid jms (Kiili 1996, 28).

Kuna kahepaiksed vajavad nii maismaa- kui vee-elupaiku, tuleks parke taastades ja korrastades ka seda arvestada. Kahepaiksetele on väga oluline puhta-veelise seisuveekogu, nagu tiigi või järve olemasolu. Kahepaiksete elu esimene pool e vastsestaadium on otseselt veega seotud, kuna veekeskonnas arenevad sinna munetud munadest kulleled. Eelistatud on päikesepaistel asuvad veekogud, kus vesi soojeneb kiiremini, võimaldades ka kudu ja kulleste kiiremat arengut (Rannap 2011, 30). Parkides paiknevad aga veekogud sageli puude all ning on varjulised, mistõttu ei sobi kahepaiksetele elupaigaks. Samuti ei sobi kahepaiksetele sigimispaikadeks allikatoitelised veekogud, kuna neis jääb vesi liiga külmaks. Kahepaiksetele on optimaalsed veekogud, mis on vähemalt osaliselt päikesele avatud (vähemalt 50% veepinnast) (Rannap, suul.), mille kaldad pole kinni kasvanud ega võsastunud, vesi pole eutrofeerunud ega veepind lausaliselt vetikate või veetaimedega kaetud (Rannap jt 2009, 90). Sellistele tingimustele vastavaid veekogusid luues või taastades on võimalik kahepaiksete arvukust suurendada. Sealjuures tuleks silmas pidada, et vähemalt üks veekogu kallas oleks lauge, et noored, äsja moonde läbinud kahepaiksed saaksid hiljem iseseisvalt maismaale siirduda, vastasel juhul nad hukuvad (Uustal jt 2010, 75). Samuti on



22.1. Täiskasvanud harivesilik.



22.2. Harivesiliku vastne.

22. Kagu- ja Lõuna-Eesti puhtaveeliste veekogudega parkides võib leida endale elupaiga harivesilik (*Triturus cristatus*). Fotod: Merike Linnamägi.

tähtis mitmekesine veetaimestik – kulleled vajavad taimi toiduks, konnad pelgupaigaks ning vesilikud munade kinnitamiseks (Adrados jt 2004, 26). Mitmekesine veetaimestik tagab ühtlasi ka suurema selgrootute fauna, mis on toiduks eri arengustaadiumis kahepaiksetele. Veekogusid tuleb hooldada ja korrapäraselt puhastada, et vältida nende umbekasvamist. Mida suurem, sopilisema kalda ja varieeruvamate tingimustega on veekogu, seda rohkem liike võib seal kohata.

Kahepaiksetele sobivates seisuveelistes pargiveekogudes ei tohiks kasvatada kalu, kuna kahepaiksete kudu ja kulleled on neile toiduks. Peale hariliku kärnkonna kulleste, kes on mürgised, ei saa väiksemates kaladega tiikides areneda ühegi teise kahepaikse järglaskond (Rannap 2011, 35). Väikeste kalavabade tiikide elustik on liigirikas ja mitmekesine ning neis leidub haruldasi liike rohkem kui näiteks jõgedes ja järvedes (Williams jt 2003, 338). Teistpidi ei ole väikesed veekogud ka kaladele soodsad – üldjuhul ei talu nad sellistele veekogudele omast hapnikupuudust ning talvist läbikülmumist. Üheks kõige vastupidavamaks liigiks on osutunud hõbekoger (*Carassius auratus gibelio*) (Brönmark jt 2005, 123), kes on Eestis võõrliik ja keda tihti mitmesugustes veekogudes kasvatatakse (Rannap jt 2009, 92). Peale kõige muu muutub kaladega väikeveekogude vesi sogaseks, kuna kalad kergitavad toitu otsides veekogu põhjast üles muda, samuti söövad ära vetikatoidulise zooplanktoni (vesikirbud jt väiksed loomad), mille tagajärjel hakkavad vohama vetikad; ka ei lase kalad oma liikumisega kujuneda liigirikkal veetaimestikul, mis omastaks suure osa vees olevatest toitainetest ning seeläbi pidurdaks planktonvetikate vohamist (Rannap 2011, 35). Kalade kasvatamine on mõeldav üksnes suuremates veekogudes, kus ka kahepaiksetel on rohkem võimalusi ellu jääda. Kui pargis on mitu veekogu, on otstarbekas neid omavahel mitte ühendada, kuna siis võib ühtaegu kasvatada soovi korral nii kalu kui pakuda elupaika kahepaiksetele.

Kahepaiksed on väga tundlikud ka reostuse ja mürkide suhtes ning seetõttu tuleb pargi hoolduses vältida taimekaitsevahendeid (Uustal jt 2010, 76). Veekogude taimestiku vähendamisel tuleb samal põhjusel kindlasti eelistada mehhaanilisi võtteid keemilistele, sest viimased võivad veekogu ökosüsteemi pikaks ajaks tasakaalust välja viia (Rannap, suul.). Pargi niitmisel, eriti veekogude läheduses, aga ka mujal tuleks osaliselt säilitada kõrgema taimestikuga alad, mis on kahepaiksetele pelgupaigaks (Uustal jt 2010, 76).

Roomajaid on Eestis teada viis liiki ning neid kõiki võib kohata ka parkides. Tavalised liigid on sisalikuliste (*Lacertilia*) hulka kuuluvad arusisalik (*Lacerta vivipara*), kes eelistab niisket keskkonda ja toitub mardikatest, ritsikatest, röövikutest, ämblikest jt selgrootutest (Kiili 1996, 104), ning vaskuss (*Anguis fragilis*), kes toitub samuti selgrootutest ning varjub kändudes, metsakõdus, puutüvede ja kivide all (Kiili 1996, 125). Tunduvalt väiksem tõenäosus on kohata pargis kivisisalikku (*Lacerta agilis*), kuna see liik on Eestis haruldane ning tema elupaigaks on kuivemad liivased alad, nagu rannaluided, nõmmemännikud ja liivakarjäärid (Arnold 2004, 141). Maolistest (*Ophidia*) on parkides sagedane harilik nastik (*Natrix natrix*), vähem esineb harilikku rästikut (*Vipera berus*). Neist esimene eelistab veekogude lähedust ning toitub konnadest ja kullestest, vahel ka sisalikest ja linnupoegadest (Kiili 1996, 132) ning teine peamiselt hiirlastest, aga ka konnadest, linnupoegadest ja sisalikest, kuid elupaigana eelistab pigem kuivemaid ja avatumaid alasid. Roomajate esinemise pargis tagavad sobiv toit ning mitmesugused varjupaigad, nagu kivid, puurondid, lahtine puukoor ja kõrgem rohhtaimestik.

3.3.8. Linnud

Parkide linnustik sõltub otseselt pargi asukohast, suurusest ja struktuurist, mullast ja taimestikust, aga ka pargis paiknevatest hoonetest ja veekogudest ning pargi hooldusest. Need tegurid määravad lindude toitumistingimused (näiteks putukad ja seemned), varjevõimalused ja pesitsuskohad. Lindude kohalolu

elavdab parki – tegemist on ühe kõige liikuvama ja nähtavama liigirühmaga pargis, kelle elutegevus lisab pargi kujundusele helilise mõõtme – parkide juurde kuulub linnulaul.

Värvuliste seltsi (*Passeriformes*) laululindude alamselts (*Passeri*) hõlmab ligikaudu poole kogu maailma linnuliikidest (praegusajal elavaid linnuliike on teada üle 9000) (BirdLife International 2012). Eestis pesitseb 225 liiki linde, kellest 210 liiki on regulaarsed haudelinnud (Elts jt 2009, 3). Parkides kohtab kõige rohkem värvulisi, kes Eestis kuuluvad kõik laululindude hulka, kuid ka teiste linnuseltside esindajaid. Et laululinnud on enamasti väikesed, vajavad nad vähem toitu kui suured linnud ja võivad seetõttu kõiki maastikke asustada viimastest tihedamini (Rootsmäe ja Veroman 1974, 7). Kõige sagedamini esinevad laululinnud on meil linavästri (*Motacilla alba*), põldlõoke (*Alauda arvensis*), kuldnokk (*Sturnus vulgaris*), metsvint (*Fringilla coelebs*) ja salu-lehelind (*Phylloscopus trochilus*) (Renno 1993, 18).

Pesitsemine

Linnud pesitsevad kõigis pargi osades: maapinnal, põõsastel, puude okstel ja tüveõõnsustes ning ka hoonete küljes. Seega tuleb liigirikka linnustiku saavutamiseks jälgida, et kõik loetletud pesitsuspaigad oleksid pargis olemas. Pesitsejad ehk haudelinnud jagunevad pesitsuskoha valiku järgi avapesitsejateks ja suluspesitsejateks.

Avapesitsejad rajavad oma pesa puudele, põõsastele, maapinnale või selle lähedale, aga ka hoonete külge. Enamik meie laululindudest on seotud puhmaste, puude ja põõsastega, mis pakuvad neile kaitset, pesitsusvõimalusi ja toitu (Leuhin 2001, 33).

Maapinnale põõsaste alla teeb pesa ööbik (*Luscinia luscinia*), puistute varju samblarindesse ehitavad pesakoopa punarind (*Erithacus rubecula*) (ill. 23) ja metskiur (*Anthus trivialis*). Rohurindesse või madalale põõsastesse ehitavad oma pesa lehelinnud (*Phylloscopus* spp.), kõrgesse rohtu, puhmastesse ja põõsastikesse aga aed-roolind (*Acrocephalus dumetorum*) (Keppart 2011c).

23. Eesti parkide tunnuslik loodushäl on punarinna laul (*Erithacus rubecula*). Foto: Hanno Zingel.



Alusmets ja põõsarinne on oluline põõsalindudele, kellest sagedasemad on pruunselg-põõsalind (*Sylvia communis*) (Leuhin 2001, 36), kes eelistab lagenidike ja pargi servaalade põõsastikke (Uustal, suul.), ja mustpea-põõsalind (*Sylvia atricapilla*), kes eelistab seevastu rikkaliku põõsarindega metsailmelist puistut (Uustal, suul.). Seal elutsevad ka aed-põõsalind (*Sylvia borin*) (Veedla, suul.), samuti karmiinleevike (*Carpodacus erythrinus*) ja võsaraat (*Prunella modularis*) (Keppart 2011c), keda liiga majandatud või hooldatud parkidest enamasti ei leia (EOÜ 2008, 5). Eriti tihedat põõsastikku (nt lopsakaid hekke) eelistab väikepõõsalind (*Sylvia curruca*) (Zingel, suul.).

Puudele ja põõsastele rajavad endale pesa metsvint (*Fringilla coelebs*), käosuulane (*Hippolais icterina*), leevike (*Pyrrhula pyrrhula*), rästad (*Turdus* spp.) ja talvike (*Emberiza citrinella*), neist viimane võib pesitseda ka maapinnal (Keppart 2011c). Tihedat okaspuuhekki või -põõsast eelistab võsaraat (*Prunella modularis*), nagu ka punaselg-õgija (*Lanius collurio*), laulurästas (*Turdus philomelos*), rohevint (*Carduelis chloris*) (Leuhin 2001, 38) ja kanepilind (*Carduelis cannabina*) (Veedla, suul.), viimane neist võib pesitseda ka lehtpõõsastes ja isegi metsviinapuus (Uustal, suul.).

Puudel pesitsevad suurnokk-vint (*Coccothraustes coccothraustes*), koldvint (*Serinus serinus*), põialpoiss (*Regulus regulus*), hall- ja künnivares (*Corvus corone*, *C. frugilegus*), siisike (*Carduelis spinus*), ohakalind (*Carduelis carduelis*) ja käblik (*Troglodytes troglodytes*) (Keppart 2011c). Viimane neist pesitseb lausa rägastikus, ent võib leppida ka tiheda põõsaga (Leuhin 2001, 38) või suure kuuse ripuvate okstega (Veedla, suul.). Puuokstel, kõige sagedamini kuusel, pesitseb ka kaelustuvi (*Columba palumbus*) (Kumari 1984, 65).

Hoonetel pesitsevad näiteks suitsupääsuke (*Hirundo rustica*), räästapääsuke (*Delichon urbicum*), hall-kärbsenäpp (*Muscicapa striata*), linavästrik (*Motacilla alba*), musträstas (*Turdus merula*) ja kivitäks (*Oenanthe oenanthe*) (Zingel, Veedla, suul.).

Suluspesitsejatele on olulised vanad õõnsustega puud, mida on parkides rohkem kui metsades, kuna nende keskmine vanus on tunduvalt suurem. Õõnsate puude puudumisel võivad suluspesitsejad teha pesa ka hoonete ja rajatiste avadesse, samuti inimese üles pandud pesakastidesse.

Värvulistest on parkides sagedasemad suluspesitsejad tihased (*Parus* spp.), kuldnokk (*Sturnus vulgaris*), must-kärbsenäpp (*Ficedula hypoleuca*), aed-lepalind (*Phoenicurus phoenicurus*), puukoristaja (*Sitta europaea*), varblased (*Passer* spp.), porr (*Certhia familiaris*) ja hakk (*Corvus monedula*) (Keppart 2011c).

Rähnlistest (Eestis 9 liiki, neist 7 kaitse all) pesitsevad parkides väänkael (*Jynx torquilla*), suur- ja väike-kirjurähn (*Dendrocopos major*, *D. minor*), hallpearähn (*Picus canus*) ja viimasel ajal üha rohkem ka tamme-kirjurähn (*Dendrocopos medius*) (Veedla, suul.). Rähnidele on vajalikud surnult seisvad puud ja ühtlasi kindlustavad nad omakorda õõnsuste järjepideva olemasolu pargis, luues sellega uusi elupaiku väiksematele suluspesitsejatele (Remm 2004, 3). Samuti on näiteks väike-kirjurähnile tähtsad vanade puude surnud oksad (EOÜ 2008, 20).

Suluspesitsejatest on tüüpilised pargilinnud veel piiritaja (*Apus apus*), jääkoskel (*Mergus merganser*) ja sõtkas (*Bucephala clangula*). Viimasel ajal on parkides kaitseks koerte ja rebaste eest asunud puuõõntesse pesa tegema ka sinikael-part (*Anas platyrhynchos*) (Veedla, suul.).

Kakulistest on sagedaseks pargielanikuks kodukakk (*Strix aluco*), kes pesitsebki valdavalt kultuurmaastikul (Kontkanen jt 2004, 73). Kakud vajavad

pesitsemiseks vanu õõnsustega puid ning saagialaks parkide läheduses asuvaid põllumaid (EOÜ 2008, 7). Kodukaku Eestis leitud pesadest paiknes 69% puu-õõnsustes (valdavalt lehtpuudes), 18% ehitistes, 6% õõnsates puutüügastes ning 6% mujal, nende seas isegi mõned avapesad (Kontkanen jt 2004, 74). Võimaluse korral võib kodukakk teha pesa ka suure avaga pesakasti (EOÜ 2012: kodukakk). Kodukakkude meeliselupaikadeks ongi põhiliselt laialehised vanad metsad, seetõttu sobivad neile hästi ka pargid ja parkmetsad ning segametsad, kuid suurtes kultuurmetsades ja okaspuistutes neid eriti ei kohta. Kakud eelistavad lehtpuid, sest nendes on pesa- ja varjupaikadeks enam sobilikke õõnsusi. Segamatult pesitsedes kasutavad kodukakud sama pesapaika ja -puud aastaid (Käärt 2009).

Vaheldusliku ülesehitusega parkides võib kohata suurt hulka linde. Linnustiku mitmekesisuse seisukohast on eriti oluline põõsarinde ja õõnsustega puude, aga ka veekogude olemasolu. Teatavad linnuliigid eelistavad pesapaigana mõningaid puuliike ning väldivad teisi, ülejäänutesse suhtuvad aga enam-vähem ükskõikselt. Nii näiteks eelistab käosulane just sireli ladvaoksi (Masing 1971, 344) ja pihlenelat ning aed-põõsalind, aed- ja soo-roolind lehtpõõsaid (Veedla, suul.). Väga silmatorkavalt eelistavad linnud elupuud ning võrreldes lehtpuudega on ka noored kuused soositumad (Masing 1971, 344). Seega tuleks avapesitsejate parki saamiseks istutada rohkem varjet pakkuvaid okaspuid. Raieid kavandades tuleks silmas pidada, et linnustiku jaoks on alusmetsa raiest puutumatul piirkondadel, n-õ saarekestel, rohkem väärtust kui ühtlaselt hõrendatud alusmetsal (TLK 2006, 8). Sama kehtib ka uute põõsarühmade istutamisel – tuleks eelistada suuremaid ja mitmeliigilisi põõsarühmi üksikpõõsastele.

Kahtlemata sõltub pargi linnustik pargi suurusest. Jukka Jokimäki leidis, et linnuliikide pesitsemise sagedus suureneb pargi pindala kasvuga (Jokimäki 1999, 30). Pisemad pargid on elupaigana ebastabiilsemad, väiksema puhverduisvõime ja seesmise heterogeensusega. Siiski tuleks eristada pargi pindala mõju üksikutele liikidele teistest liigirikkust mõjutavatest teguritest. Olulised mitmekesisuse mõjutajad on näiteks domineerivate puude kõrgus ja väikesekasvuliste puude tihedus, aga ka parki ümbritseva maastiku struktuur.

Toitumine

Värvulisi võib jagada seemne- ja putuktoidulisteks, kuid aeg-ajalt võivad nad tarvitada ka mitteloomupärast toitu (Uustal 2010, 82). Isegi seemnetoiduliste lindude poegade käekäik sõltub esimese elunädala jooksul suuresti tugeva kitiinkestata putukatest ja ämblikest, mida vanemad neile toovad, näiteks püüab koduvarblanegi kevaditi oma poegadele lehetäisid ja ämblikke (Uustal jt 2010, 85). Suurem osa tihastest on aga suviti peamiselt putuktoidulised, kuid talvel lähevad üle seemne- ja pähkloidule (Sterry 2006, 23). Seetõttu peab pargis leiduma aasta ringi nii taimset kui loomset toitu ning õigesti valitud restaureerimis- ja hooldusvõtetega on võimalik seda tagada ja soodustada, luues ühtlasi tingimused mitmekesisemale linnustikule pargis.

Kui lindudele on tagatud sobivad pesitsusvõimalused, tegutsevad linnud omakorda kahjuri- ja umbrohutõrjajatena. Kuldnokkade ja kärbsenäppide pesakonnad söövad 600, tihaste ja pääsukeste pesakonnad 300–400 putukat päevas (Uustal jt 2010, 81). Murudest saavad värvulised otsida toiduks vihmausse ja putukaid (Sterry 2006, 29). Pärast pesitsusperioodi lülitavad seemnetoidulised linnud oma menüüsse umbrohuseemned tagasi ning seetõttu tuleb hoiduda iga-sugustest sünteetilisest taimekaitsevahenditest, nagu pestitsiidid ja herbitsiidid (Uustal jt 2010, 81).

Ühtlasi on maas toituvate liikide pärast oluline niita parki vähemalt osaliselt 1–3 korda vegetatsiooniperioodi jooksul, et mitmekesistada toitumistingimusi. Madalmurusat toitumisala eelistavad näiteks rästad, kuldnokk ja punarind, kes söövad vihmausse jt mullaloomi (Keppart, suul.). Näiteks sipelgatoidulise ohustatud III kaitsekategooria rähnilise väänkaela esinemine pargis sõltub otseselt sipelgate arvukusest ja seeläbi otseselt pargi niitmisest, kuna niidetud alal on toitu lihtsam leida (EOÜ 2008, 20). Ning kui üldjuhul on lindude pesitsemiseks pargis oluline põõsarinne, siis maapinnal toituvatele liikidele ja õhust putukaid püüdvatele hall- ja mustkärbsenäpile on soodne hoopis alusmetsa ja põõsaste puudumine. Pargis tervikuna tagab suurema putukate hulga mitmerindelise taimestik.

Lisaks võib parkides käia toitekülalisi, nendeks võivad olla näiteks veelinnud, kes pargi territooriumil ei pesitse, kuid käivad seal toitumas (nt kaheksa liiki veelinde Kuressaare lossipargi vallikraavis) (EOÜ 2008, 8). Või vastupidi – kuldnokk, hallrästas ja vainurästas, kes pesitsevad pargi puudel, toituvad ümberkaudsetel niitudel (Keppart 2009, 93). Ka valge-toonekurg (*Ciconia ciconia*) käib pargis pesitsetes üksnes väljaspool parki toitumas. Pardid, sõtkad, jääkosklad ja luiged toituvad veekogude põhja taimestikust ja elustikust, vihitajad veekogude kaldamudas leiduvatest putukatest ning kui park asub jõe kaldal, võib seal kohata ka jäälindu (*Alcedo atthis*), kelle toiduks on peamiselt kalad. Parki võivad külastada ka talvised läbirändajad, nagu siidisabad (*Bombycilla garrulus*) ja urvalinnud (*Carduelis flammea*).

Seega tuleks pargis istutusi kavandades eelistada taimi, mis pakuvad toitu lindudele või putukatele, kellest linnud toituvad. Rikkalikult pakuvad lindudele pungade, seemnete ja marjade näol toitu vahtrad, kased, pihlakad, pooppuud, läätsupuud, kuslapuud, lumimarjad, toomingad (Rea 1959, 172). Sarapuu lehtedes ja tüveharudes elavad putukad on toiduks paljudele lindudele, pähklistest aga toituvad näiteks pasknäär, mänsak ja puukoristaja (Sterry 2006, 33). Teisedki söödavate viljade või seemnetega puud ja põõsad katavad loodusliku toidulaua paljudele liikidele: mänd, kuusk, tamm, saar, kibuvits jne (Uustal 2010, 83) (ill. 24). Septembris-oktoobris läbirändavatele siidisabadele pakuvad toitu pihlakad, õunapuud ja marjadega põõsad. Lindude toitumisele on olulised ka kord aastas (hilissuvel või sügisel) niidetavad niidud, millelt nad saavad seemneid otsida (Sterry 2006, 31). Kergesti kättesaadavad on lindudele elupuude ja lehiste (eriti väikesekäbiliste liikide) seemned, kuuskede ja kadakate käbid on talviti toiduks käbilindudele, rähnidele, siisikestele, urvalindudele jt värvuliste (Keppart, suul.).

Mida rohkem on pargis varjulisi soppesid, pragusid, puuõõnsusi ja tihedaid põõsaid, seda erinevamaid linde park ligi meelitab. Puud ja põõsad oma tiheda lehestiku ja okastikuga pakuvad kaitset, varju- ja pesapaiku. Tihedad, okslikud ja okkalised põõsastikud ja puhmad on lindudele ideaalsed puhkepaigad pesitsusvälisel ajal ning sobivad hästi pesapaigaks punarinnale, musträstale, laulurästale, metsvindile ja võsaraadile. Üks paremaid kodumaiseid põõsaid, mida eelistada, on viirpuu (*Crataegus* spp.) (Sterry 2006, 38). Viirpuuõitest saavad putukad nektarit, viljad on toiduks värvuliste, asteldega oksad aga pakuvad kaitset pesitsemisel. Viirpuu kõrval on pesitsemiseks suurepärased kodumaised puittaimeliigid ka harilik kuusk ja magesõstar (Uustal, suul.).

Parkide linnustiku kohta võib öelda kokkuvõtlikult, et mida mitmekesisema struktuuriga, vanem ja suurem on park, seda suurem ja liigirikkam on seal pesitsev või toituv linnustik. Mitmekesine puistu, hooned ja rajatised, kiviaiad,



24. Istutusi kavandades tuleks eelistada liike, mis pakuvad toitu lindudele ja on samal ajal dekoratiivsed. Pildil pehme kibuvits (*Rosa mollis*). Foto: Olev Abner.

veekogud, hooldatud ja hooldamata alade vaheldumine pakuvad lindudele varieeruvaid pesitsus- ja toitumisvõimalusi. Linnustikule on soodne, kui pargi koosseisus on võimalikult erineva iseloomuga alasid: avatud lagendikud liigirikka õitsva niidutaimestikuga soodustavad putukate ja seemnete paljusust; mitmerindeline puistu ja eri tihedusega põõsastik on vajalik paljudele põõsa- ja lehelindudele; alusmetsa ja põõsaste puudumine ning heina niitmine on samas soodne maapinnal toituvatele ja õhust putukaid püüdvatele lindudele; vanad õõnsustega puud on elupaigaks suluspesitsejatele ja surnult seisvad puud vajalikud rähnidele. Kõrvalisemad pargiosad võiks jätta iga aasta niitmata, et taimede seemned saaksid valmida. Ka lehti tuleks riisuda kas nii, et osa jääb maha, kevadel või jätta üldse riisumata, kuna peale toitainete pakuvad langenud lehed peidupaika maitstavatele selgrootutele (Uustal 2012, 67). Parki hooldades tuleb avatud alade niitmisel eelistada keskelt lahku või servast serva viise, et lindudel ja väiksematel imetajatel oleks võimalus niidukit vältida (Semm jt 2003, 8). Samuti ei tohi teha raiet lindude pesitsusperioodil aprilli keskpaigast augusti alguseni (Keppart 2011b).

3.3.9. Imetajad

Imetajatest on parkides ühe olulisema liigirühmana esindatud **nahkhiired** ehk käsitiivalised (*Chiroptera*). Maailmas on üle 1100 liigi käsitiivalisi, kellest enamik kuulub väike-käsitiivaliste ehk nahkhiireliste alamseksi (*Microchiroptera*) (Altringham 2011, 1). Eestis on 12 liiki nahkhiiri (Lutsar 2009a, 98), kes kuuluvad kõik nahkhiirlaste sugukonda (*Vespertilionidae*) ning on enamikus siin oma levila põhjapiiril (Kirk 1990, 16).

Eesti Terioloogia Seltsi andmetel (Masing jt 2008, 6) on meil kõige levinum põhja-nahkhiir (*Eptesicus nilssonii*), kes on paikne liik ning elab nii metsades kui asulates (ill. 25). Üsna tavaline on ka pruun-suurkõrv (*Plecotus auritius*). Perekonda *Pipistrellus* kuuluvad liigid on Euroopa kõige väiksemad käsitiivalised ning on meil esindatud kolme liigiga: pargi-nahkhiir (*Pipistrellus nathusii*), üsna laialt levinud ja arvukas; kääbus-nahkhiir (*Pipistrellus pipistrellus*), kes on haruldane, ning pügmee-nahkhiir (*Pipistrellus pygmaeus*), kellel on teada vaid mõni üksik leiukoht. Suurvidevlane (*Nyctalus noctula*), kes on Eesti nahkhiirtest suurim ja elab meil vaid suvel, on samuti haruldane. Perekond *Myotis* on esindatud viie liigiga, kellest levinuim on veelendlane (*Myotis daubentonii*) ja mõnevõrra vähem levinud tiigilendlane (*Myotis dasycneme*). Tõmmulendlane (brandti lendlane e metslendlane) (*Myotis brandtii*), habelendlane (*Myotis mystacinus*) ning nattereri lendlane (*Myotis nattereri*) on kõik haruldased liigid, kaks viimast tõmmulendlasest veelgi haruldasemad. Vähearvukas rändliik on veel hõbe-nahkhiir (*Vespertilio murinus*).

Kõik meil seni leitud nahkhiireliigid, välja arvatud pügmee-nahkhiir, on nagu teisedki Euroopa nahkhiired kaitse all, kuuludes II kaitsekategooriasse. Euroopas on nahkhiired muutunud tugevasti sõltuvaks inimtekkelistest elupaikadest, eriti talvituskohtades ning vajavad seetõttu kaitset (nt Mitchell-Jones jt 2007, Marnell ja Presetnik 2010).

Parkides võib kõige sagedamini kohata põhja-nahkhiirt, pargi-nahkhiirt, pruun-suurkõrva ja veelendlast. Haruldasemad liigid on suurvidevlane, tiigilendlane, tõmmulendlane, hõbe-nahkhiir ja nattereri lendlane. Ülejäänud kolm liiki on Eestis sedavõrd haruldased, et seni on teada ainult üksikud leiukohad, kuid mõisaparkide mitmekesiste ökoloogiliste tingimuste järgi võib siiski arvata, et neist võib leida tegelikult kõiki Eestis esinevaid nahkhiiri (Lutsar 2009a, 99).

Nahkhiired on videviku- ja ööloomad, kes päeval puhkavad varjes, milleks võib olla koobas, kelder, puuõõs ja -lõhe vms, ning on aktiivsed öösiti, mil käivad toitumas. Kuna nahkhiired toituvad putukatest, keda meie kliimas leidub vajalikul hulgal ainult suveperioodil, siis veedavad nad külmaperioodi (oktoobrist aprillini) talveunes (Masing jt 2008, 5). Talvitutakse koobastes ja keldrites, kus on plusskraadidega nullilähedane temperatuur (Kirk 1990, 5). Pargi-nahkhiir, kääbus-nahkhiir, suurvidevlane ja hõbe-nahkhiir on Eestis vaid suveperioodil ning lendavad talvituma lõuna poole.

Käsitiivalised toituvad öise aktiivsusega putukatest (mardikad, liblikad, sääsed) ja ämblikest (Kirk 1990, 16), mida nad püüavad ultraheli-kajalokatsiooni abil. Suuremad ja tugevate hammastega nahkhiired, nagu videvlased, püüavad tihti paksu kitiinkestaga mardikaid; väikesed ja peente hammastega nahkhiired, nagu väiksemad lendlased ja perekonna *Pipistrellus* esindajad, seevastu kahetiivalisi, ehmeitiivalisi jt pehmeid putukaid (Masing jt 2008, 9). Pruun-suurkõrva põhitoiduks on aga ööliblikad (MacDonald ja Barrett 2002, 89). Seepärast eelistab enamik nahkhiiri elualasid, kus asub lähedal mõni veekogu, kuna saakputukate arvukus on nende ääres suur. Sarnaselt lindudega tegutsevad nahkhiired putuka- ja kahjuritõrjuritena: näiteks veelendlane sööb maist oktoobrini umbes 60 000 surusääske ning söödavate putukate seas võib olla otseseid puidukahjureid, nagu näiteks tammemähkurid (Meschede 2005, 12). Perekonna *Pipistrellus* esindajad söövad aga öö jooksul kuni 3000 väiksemat putukat (Entwistle jt 2001, 9). Vastavalt söödavatele putukatele erineb nahkhiirte toitumisalade valik



25. Eesti levinuim nahkhiireliik on põhja-nahkhiir (*Eptesicus nilssonii*). Foto: Rauno Kalda.

liigiti: lendlased eelistavad tuntavalt veekogusid ja puustuid, videvlased aga looduslikke rohumaid ning pargilaadseid maastikke; käabus-nahkhiir eelistab omakorda looduslikke rohumaid ja veekogude ümbrust ning pügmee-nahkhiir poolavatud puustuid, alleesid ja puuderidu (Glendell ja Vaughan 2002, 312). Tihedas alusmetsa taimestik on kohastunud toitu otsima pruun-suurkõrv ja nattereri lendlane, kes püüavad puutüvedel ja lehtedel istuvaid saakloomi (Meschede 2005, 15), vee- ja tiigilendlane teevad seda aga vahetult veepinna kohal lennates (Lutsar 2009a, 99). Mitme nahkhiireliigi toidusedelis ongi silmapaistval kohal ehimestiivalised, kelle vastsed arenevad vees. Peaaegu kõikidele liikidele on sobivaks toitumispaigaks metsalagendikud (Meschede 2005, 15), kus lisaks rohttaimestikus esinevatele putukatele saab kergemini püüda ka maapinnal liikuvaid mardikaid. Liikumiskoridoridena on tähtsad alleed, puuderead jm sihid, mida kasutatakse nii toitumispaikadena kui liikumiseks ühest toitumispaigast teise (Entwistle jt 2001, 20).

Seega on nahkhiirtele tähtis maastiku mosaiiksus ning veekogude olemasolu. Kuid kuna kõik Eestis elavad nahkhiired on metsavööndiliigid, siis on nende elu seotud ennekõike põlismetsailmeliste puistutega, kus on oluliselt rohkem vanu puid, mille õõnsused ja lõhed on neile nii varjekohtadeks kui poegimiskolooniate asukohtadeks, aga ka toitumispaikadeks. Selleks et nahkhiirte kooslus saaks puistus elada, on vaja 25–30 puuõõnsust ehk 7–10 varjepaigapuud hektaril (Meschede 2005, 11). Puistu pakub nii kaitset kui ka toitu ning selles on üldjuhul ka soojem kui avatud aladel (Entwistle jt 2001, 17). Sellisteks põlismetsailmelisteks puistuteks on ka paljud meie vanad pargid. Pargid paiknevad sealjuures tihti veekogude vahetus läheduses, mis on ühtaegu nii toitumispaik kui ka putukate paljunemiskoht. Peale puistu pakuvad päevaseid varjepaiku vanad hooned. Parkidele on omased ka alleed, puuderead, vaate- jm sihid ning avatud ja suletud alade vaheldumine, mis pakub mitmekesiseid lennu- ja toitumisvõimalusi. Nahkhiirtele ongi kõige soodsamad nii rohumaid, veekogusid kui ka eri tiheduse ja struktuuriga puistuosi sisaldavad

maastikupargid, mis moodustavad neile ümbritsevas põllumajandusmaastikus eluks sobivaid “saari” (Glendell ja Vaughan 2002, 309). Peale selle leidub parkides tihti vanu keldreid, mis sobivad nahkhiirtele talvitumispaigaks (Masing 2002a,15). Näiteks talvitub haruldane nattereri lendlane meil üldjuhul just mõisakeldrites (Lutsar 2009a, 99).

Eestis on uuritud parke nii nahkhiirte suviste elupaikadena (Masing 2004a,b; 2008; 2009a,b; Lutsar 2009b jt) kui ka talvitumispaikadena (Masing 2000; 2001a,b; 2002a,b; 2005, jt). Nahkhiirte liigirikkus on pargiti erinev, näiteks 2008. ja 2009. aasta suvel tehtud 60 kaitsealuse pargi käsitiivaliste inventuuri käigus leiti keskmiselt 1–4 tavalist liiki ning 1–2 haruldast liiki pargis (Masing 2008, 2009a). Üldistatult võib öelda, et nahkhiirte poolest on liigirikkamad suuremad pargid, mille lähedal on metsa ja suuremaid veekogusid, nagu näiteks Alatskivi, Luua, Puurmani, Tõstamaa, Vatla, Narva bastionid jt. Nendes parkides elavad ka suuremad suvekolooniad. Samas ei ela suvekolooniad parkides pidevalt ning mõnes fenofaasis pakuvad pargivälised biotoobid neile eluks paremaid tingimusi (Masing 2008, 13). Senised talvitumispaikade inventuurid on kinnitanud, et mõisapargid on nahkhiirtele väga olulised, kuna neis asuvates keldrites talvituvad mitmed meie paiksed nahkhiired. Nahkhiirte eluks ja sigimiseks ideaalseid parke, kus kõik olulised tegurid oleks korraga soodsad, on aga vähe – seda on kinnitanud ka seni tehtud uuringud (Masing 2009b, 20).

Saaremaa käsitiivaliste inventuuri käigus (Nellis 2008) leiti nahkhiiri vähe ning selle põhjuseks on tõenäoliselt asjaolu, et Saaremaa pargid on üldjuhul väikesed ja neis puuduvad arvestatavad veekogud. Kõigist parkidest leiti üldjuhul vaid meie levinumat liiki põhja-nahkhiirt. Ainus erand oli Kuressaare park, kust leiti kokku viis nahkhiireliiki, ning sealse liigi- ja isendirohkuse põhjuseks arvati suuresti olevat vallikraav kui sobiv ja ulatuslik toitumisala.

Nahkhiirte seisukohast on parkides esmatähtis põlismetsailmeliste puistute säilitamine ning neis omakorda võimalikult paljude vanade ja õõnsate puude hoidmine, sest need on kõikidele liikidele sobilikud varje- või sigimispaiad. Mõnede nahkhiireliikide peamised varjepaiad on rähniõõnsused, seega on nahkhiirte kaitseks vaja kaitsta ka rähne (Meschede 2005, 11). Teiseks on oluline tagada pargi mitmekesine struktuur – varieeruvate lennu- ja toitumisvõimaluste pakkumiseks on vaja eri iseloomu, vanuse ja tihedusega puistuosi, suuremaid ja väiksemaid avatud alasid (lagendikke, väljakuid) ja veekogusid. Viimased on eriti tähtsad toitumise seisukohast. Vett on nahkhiirtele vaja joomiseks, kaldataimestik on vajalik saakputukate arenguks ning avatud veepind nende lennult püüdmiseks. Kalda läheduses asuv puistu pakub kaitset toitumise ajal (Entwistle jt 2001, 15) ning vähendab tuulest põhjustatud veepinna lainetust, mis takistab putukate püüdmist, ka lähevad putukad tuulevarju. Et pargipuistu tervikuna pakuks nahkhiirtele tuulevarju, peavad parkide servaalad olema tihedamad ning kogu pargis leiduma paiguti alusmetsa ja põõsastikku. Veekogude puhul tuleks jälgida, et veetaimestik ei kataks veepinda suures ulatuses, selle ohtra esinemise puhul peaks üleliigse taimestiku veekogust eemaldama (Nellis 2008, 6). Veekogu puudumisel võib kaaluda võimalust seda parki või selle lähiümbrusesse rajada. Kuna nahkhiired kasutavad meelsasti alleesid, pargiteid ja sihte lennukoridori-dena, tuleks need hoida avatuna.

Pargis on soovitatav kujundada taimestikku, mis suurendab putukate liigirohkust ja arvukust. Veekogu kaldal aitab kaasa mitmekesine kaldataimestik, rohumaal rohtsed õistaimed ning puuliigid, mis soodustavad putukate

suure mitmekesisuse kujunemist, nagu tammed, haavad, kased, vahtrad, pärnad (Meschede 2005, 18). Putukate suurt liigirikkust soodustavad ka liigirikka taimestikuga rohumaad, mida niidetakse alles pärast õistaimede viljumist. Pargi kõrvalisemates osades on samal eesmärgil soovitatav säilitada võimalusel surnud puid ja lamapuitu. Tuleb hoiduda herbitsiidide ja pestitsiidide kasutamisest, sest need mõlemad vähendavad putukate arvukust (Enwistle jt 2001, 14) ja võivad avaldada nahkhiirtele otsest negatiivset mõju.

Kuna nahkhiired on valguspelglikud, tuleb vältida parkide liigset õist valgustamist. Soovitatav on kasutada madalaid ja nõrgemaid lampe, mis oleksid suunatud maapinnale, mitte aga tugevaid valgusallikaid suunaga puude latvadele või kaugematele objektidele (Masing 2010, 1). Tagasihoidlik paikvalgustus võib olla nahkhiirtele isegi soodne, luues valguslaikude näol saakputukate koondumispaiku. Lisaks tuleks ööseks purskkaevud välja lülitada – vesi teeb nahkhiirte helisagedusel suurt müra ja segab saagi püüdmist, mistõttu nahkhiired väldivad purskkaevude ümbrust (Uustal, suul.). Öine tugev valgustus, putukate vähesus ja inimõju on peamised põhjused, miks linnapargid on nahkhiirtele ebasoodsad (Masing 2009a, 16).

Talvituspaikade ja ülemineku-varjepaikadena kasutatavates vanades keldrites ja koobastes on talvitumiseks soodsa mikrokliima saavutamiseks tähtis sulgeda nende avad, kuid samal ajal säilitada nahkhiirtele sissepääsuavad: väikestes keldrites (kuni 50 m³) läbimõõdus vähemalt 3 cm, suurtes ja praguderohketes mõisa- ja linnusekeldrites läbimõõdus vähemalt 10 cm ning koobastes vähemalt 30 cm, mis peavad olema avatud aasta ringi (Masing ja Keppart 2002b, 16). Samuti on tähtis säilitada sein- ja laepraad ning vältida tuuletõmbust.

Peale nahkhiirte on park elupaigaks **teistele väiksematele imetajatele**, nagu siilid, mutid, hiired, rotid, oravad jt. Sagedaseks pargielanikuks on öise eluviisiga harilik siil (*Erinaceus europaeus*) ning harvem lõunasiil ehk kaelussiil (*Erinaceus concolor*), keda leiab vaid Lõuna-Eestis (Kirk 1990, 12). Siilide elupaigaks on lehtmetsad, põõsastikud, hekid ja rohumaad, eriti eelistavad nad nende elupaikade vahelisi üleminekualasid. Siilid toituvad peamiselt maapinnal leiduvatest selgrootutest, vahel ka konnadest, sisalikest, linnupoegadest jm loomsest toidust, aga ka marjadest, puuviljadest ja seentest (MacDonald jt 2001, 24). Omaette väikeimetajate rühma moodustavad karihiirlased (*Soricidae*), kellest arvukaim ja suurim liik on mets-karihiir (*Sorex araneus*), väikseim aga väike-karihiir (*S. minutus*) (Kirk 1990, 13) ning kes samuti armastavad rohuseid ülemineku- alasid põõsastikes või veekogude kaldataimestik. Karihiired toituvad kõikvõimalikust loomsest toidust, sh raibetest, kuid nende peamine tähtsus seisneb kahjurputukate hävitamises (Uustal jt 2010, 123). Sagedane pargielanik on mutt (*Talpa europaea*), kelle toit on eranditult loomne – peamiselt vihmaussid, aga ka putukad, teod ja isegi väikesed selgroogsed (Kirk 1990, 12). Vanade puude õõnsused on oluliseks elupaigaks oravale (*Sciurus vulgaris*), kes on samuti sage pargielanik. Oravad toituvad peamiselt puuseemnetest, seentest ja marjadest, millele lisaks vajavad ka loomset toitu: linnupoegi ja mune, tiguseid ja putukaid (Kirk 1990, 19).

Pargi hoolduse seisukohast tuleb silmas pidada, et paljudele väikeimetajatele, eriti siilidele ja karihiirtele on pargis olulised kõikvõimalikud varjepaigad, nagu lamapuit, kännud, oksahunnikud ja ka tihedam taimestik. Väärtuslikuks päevaseks varjepaigaks on ka kõrgema taimestikuga ribad puude, põõsaste ja kivide ümber (Uustal jt 2010, 23), millega tuleks niitmisel arvestada.

3.3.10. Kokkuvõte

Eespool käsitletud elustikurühmade vajaduste alusel saab ülevaate pargi iseloomulike omaduste ja elementide mõjust neile. See on kokku võetud alljärgnevas tabelis (tabel 1) ning on üks peamisi metodoloogilisi aluseid sellele järgneva restaureerimisülesande lahendamisel. Elustikurühmade vajadused on rühmade kaupa esitatud ka loendina lisas 1.

	Puit- taimed	Roht- taimed	Samblad	Sambli- kud	Seened	Selg- rootud	Kahe- paiksed ja roo- majad	Linnud	Nahkhii- red	Teised pisi- imetajad
Eri iseloomuga pargiosad	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Vanad laialehised puud			++	++	++	+		+	+	
Puuõõnsused						+		++	++	+
Puittaimestiku liigirikkus		+	+	+	+	+		+	+	(+)
Puittaimede erivanuselisus			+	+						
Taimkatte mitmerindelisus			+	+		+		+	+	+
Rohttaimestiku liigirikkus					+	+		(+)	(+)	+
Head valgustingimused	+	++	+	++						
Puistu mosaiiksus ehk ebaühtlane tihedus	+	+	+			+	+	+	+	+
Alusmets/põõsarinne						+		++	+	+
Veekogud		+	++	+		+	++	+	++	+
Vee- ja kaldataimestik		+	+			++	++	+	+	+
Häilud e võraavad	+	++	+	+					+	
Õie- ja nektaririkkad taimed kogu vegetatsiooniperioodi jooksul						++		(+)	(+)	
Söödavate viljadega taimed								++		+
Surnud puud			+	+	++	+		+	(+)	
Varjepaigad (kõrgema rohttaimestikuga ribad, okсахunnikud jms)						+	+	+		+
Hooned ja keldrid						(+)	(+)	+	++	
Arhitektuursed väikevormid			+	+						

TABEL 1. Parki iseloomustavate omaduste ja elementide mõju elustikurühmadele

■ – mõju ei hinnata, kuna vastava omaduse või elemendi moodustab rühm ise

++ – väga oluline soodustav mõju

+

(+) – eeldatav või kaudne soodustav mõju

4. Restaureerimis- ülesanne

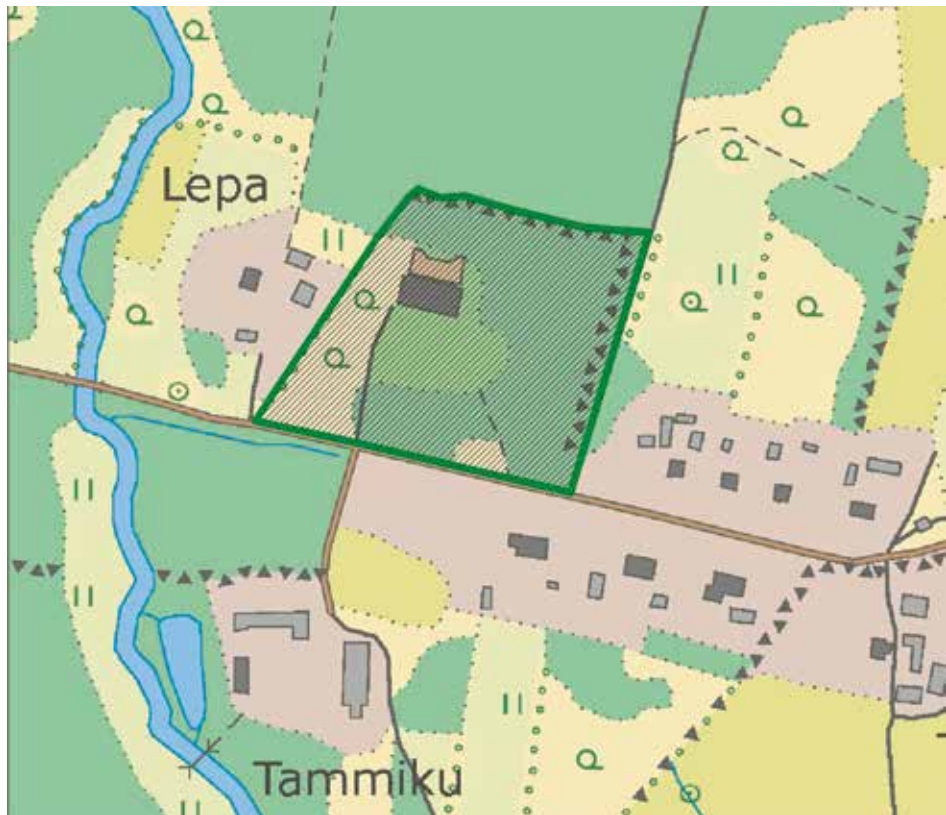
4.1. Audla mõisa park

4.1.1. Mõisa ajalugu. Pargi kujundus ja hetkeolukord

Audla mõisa kohta pärinevad esimesed teated juba 1464. aastast, mil mõisa maad läänistati (Tarvel 2007, 117). Vahetanud eelnevalt korduvalt omanikke, kuulus mõis 17.–18. sajandil Vietinghoffidele, seejärel 1798. aastast kuni riigile võõrandamiseni Buhrmeisteritele (Särg 2007, 9). Praeguse varaklassitsistliku ühekorruselise paekivist peahoone lasi ehitada Carl Johann von Buhrmeister 1805. aastal ja see kannab Eesti väike- ja keskmiste mõisate seas ainulaadset rokokoostiili pitsarit (Maiste 2007b, 834) (ill. 26). Hoone peakorrus on erandliku planeeringuga, kolme esiküljel asuva ovaalsaaliga (Raam 1996, 57). Hoonet iseloomustab ka erakordselt kõrge ehituskvaliteet (Maiste 2007, 834). Pärast võõrandamist olid mõisa maad jagatud 14 üksuseks ja asundatud, mõisa peahoone aga kasutusel algkoolina (Luha jt 1934, 286). Hiljem on seal asunud ka raamatukogu,

26. Audla mõisa peahoone 1922. aastal algkoolina. Foto: Jaan Vali kogu.



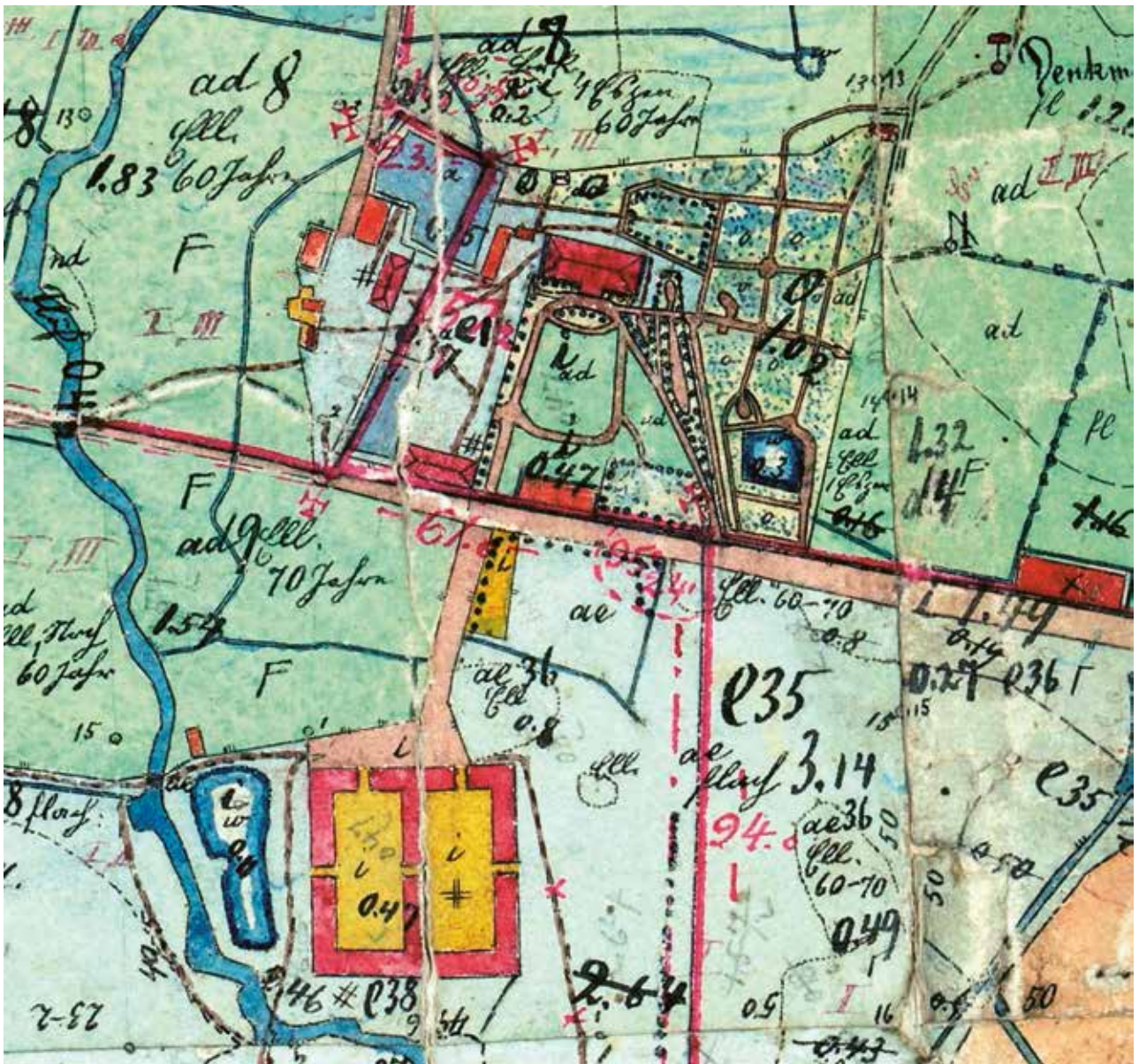


27. Audla mõisa park Eesti põhikaardil. Pargi pindala on 2,1 ha.

kuid alates 1970. aastatest on mõis seisnud tühjana. Hoone kavatseti kasutusele võtta Laimjala sovhoosi keskusena, rekonstrueerida ja koos sellega ka park korradada (Maiste 1977, 1), kuid see kavatsus ei realiseerunud. Peahoone tagaküljel on Nõukogude ajal alustatud selle tarbeks silikaatkividest juurdeehitist, mis on aga pooleli jäänud. Kõrvalhooned asuvad omaette kompleksina peahoonest paarsada meetrit lõunas. Praegu on mõis eraomanduses. Park koos peahoonega on ka muinsuskaitse all (MKR: Audla mõisa park).

28. Esiväljakut ääristav pärnakaar. Foto: Urve Sinijärv.





29. Audla mõisasüda 1888. aasta mõisa üldplaani. EAA 3724-5-2344.

Park (ill. 27) on väike ja põhiosas vabakujunduslik, kuid varaklassitsistlikule mõisaansamlile iseloomulikuna on pargis kasutatud ka regulaarset kujundusvõtet, milleks on olnud korrapärase teederist pargi kirdeosas. Esiväljaku domineerivaks kujunduselemendiks on seda raamiv kaarjas pärnades ridaistutus (ill. 28). Väljakut ümbritsenud ringtee lõppes algselt peahooneesise pandusega, mida mööda oli võimalik otse ukse ette sõita (Maiste 2007, 834). Pargi põhiosa asub peahoonest idas ning on põhja- ja idaservas ümbritsetud kiviaiaga (ill. 30). Selles pargiosas ongi olnud ristuvate teede struktuur, millest annab praegugi aimu vahtraallee fragment. Teedevõrk pargis tervikuna on olnud üsna tihe, nagu tuvastatav mõisasüdame plaanil aastast 1888 (EAA 3724-5-2344) (ill. 29). Sarnaselt peahoonega kannatab ka park pikaajase hooldamatuse all, olles suures osas tugevalt võssa kasvanud (ill. 31). Pargi idaosas on ka lamapuitu ja kuivanud puid. Käesoleva töö vaatlusalustest parkidest on see kõige halvemas seisundis.



30. Põhja- ja idaosas ümbritseb parki kiviaed. Foto: Olev Abner.



31. Audla mõisa esiväljak 2011. aasta suvel. Foto: Urve Sinijärv.

4.1.2. Liigiandmed

Puittaimestiku liigirikkus on väike, 2007. aastal registreeriti inventeerimise käigus 26 puittaimet taksonit, millest 12 olid kodumaised ja 10 võõrliigid (TBA 2007, 2). Alates 1954. aastast on pargis kokku registreeritud 33 liiki puittaimi, neist 14 kodumaist ja 19 võõrliiki (Sander 1997, 52; TBA 2007, 2). Puuliike on olnud kokku 16 ja põõsaid 17, nende seas üks liaan – harilik metsviinapuu (*Parthenocissus quinquefolia*) (vt lisa 3). Vahe kõigi pargis registreeritud liikide ja 2007. aasta andmete vahel on 21,2%.

Pargis valitsevad kodumaised harilikud vahtrad (*Acer platanoides*) ja harilikud saared (*Fraxinus excelsior*). Haruldusi ega silmapistvate mõõtmega isendeid puude hulgas ei ole. Okaspuudest on esindatud üksnes kodumaine harilik kuusk (*Picea abies*). Enamik vanemaid puid leiti olevat püsivas seisundis. Põõsastest peeti märkimisväärseks näärelehise kibuvitsa sorti 'Rubra', mis Mandri-Eestis on haruldane, kuid Saaremaale iseloomulik (Abner, suul.). Soovitati esmalt keskenduda esiväljaku hooldusele ja avada vaade peahoonele, likvideerida isekülvne

puude järelkasv ning suurte puude kuivanud oksad ja oksatüükad. Suuremate raiete planeerimiseks peeti vajalikuks korraldada üksikpuude inventuur, mille alusel koostada raiete plaan ja haljastusplaan.

Rohhtaimi leiti Audla pargis 109 liiki, mis on vaatlusaluste parkide seas keskmine liigirikkus (Reitalu 2007, Audla). Kaitsealuseid taimeliike ei leitud. Kõige huvitavamaks leiuks loeti muskuslille (*Adoxa moschatellina*) esinemist pargi lääneserval vana ülekasvanud kuuseheki all. Muskuslill on Eestis hajusa levikuga liik, mille teised Saare maakonna praegu teada leikohad jäävad saare lääneossa (Kukk ja Kull 2005, 37). Metsistunud rohhtaimedest kasvab pargis kogumikuna sahhalini pargitatar (*Reynoutria sachalinensis*), mis kuulub looduslikku tasakaalu ohustavate võõrliikide nimekirja (RTL 2004, 134, 2076 § 2 lg 10), idaosas üsna ohtralt kirjut liiliat (*Lilium martagon*) ja laialehist kellukat (*Campanula latifolia*) (TBA 2007, 2). Soovitati igal aastal niita ja hoida võsastumast mõisahoonesist kunagist muruväljakut, kuhu on kujunenud ja siiani säilinud keskmise liigirikkusega ja tihedalt kamardunud niidukooslus. Samuti soovitati võsastumise tõkestamiseks niita ka pargi muudes osades, tõrjuda teedele peale tungivaid taimi ning tõsta esile alleede ja puuderidade fragmente.

Samblaid leiti Audla pargist 18 liiki, millest umbes pooled kasvasid maapinnal, pooled muudel substraatidel – peamiselt tüvedel (Ingerpuu ja Vellak 2007, 5). Tavaliste liikide kõrval peeti märkimisväärseks suurt tuhmikut (*Anomodon viticulosus*). Tuhmikute perekond on arvatud vääriselupaikade indikaatorliikide hulka (RT 2009, 18, 218). Sammalde seisukohast loeti park väheväärtuslikuks. Soovitati puhastada võsast ning niita.

Samblikke registreeriti Audla pargis 24 liiki viielt puuliigilt (Leppik ja Nõmm 2007, 5). Kõik leitud liigid on Eestis tavalised samblikuliigid, kaitsealuseid liike ei tuvastatud. Seetõttu loeti Audla pargi samblikukooslus väheväärtuslikuks. Samblike väikest üldarvu peeti tingitult pargi väikesest pindalast, põlispuude vähesusest ja varjulistest kasvutingimustest. Soovitati eemaldada võsa, et luua pargipuudel kasvavatele samblikele paremaid valgustingimusi. Samuti peeti vajalikuks silmas pidada põlispuude järjepidevuse säilimist pargis.

Linde tuvastati Audla pargis 20 liiki 23 paarina, mida peeti nii väikese ala kohta küllaltki suureks arvuks (EOÜ 2008, 4). Lisaks registreeriti pargi lähimbruses veel 15 liiki linde 18 paarina, kelle puhul peeti võimalikuks, et nad kasutavad parki toitumisalana ja võivad teistel aastatel seal ka pesitseda. Suurt liigirikkust ja asustustihedust nii väikese ala kohta arvati kõnealuse pargi puhul tulenevat peaasjalikult hoolduse puudumisest. Tihe alusmets ja põõsarinne võimaldavad pargis elada põõsastikega seotud liikidel, keda hästi majandatud parkidest enamasti ei leia. Peale selle pakuvad õõnsad puud häid pesitsemisvõimalusi suluspesitsejatele. Pargis kohati üht kaitsealust liiki: väike-kirjurähni (*Dendrocopos minor*) noorlindu pargi lääneservas toitumas. Samas peeti tõenäoliseks, et pargi territooriumil see liik siiski ei pesitse, vaid pärineb pargi põhjaservaga piirnevast vääriselupaigast, kus leidub selleks palju sobivamaid puustuid. Linnustiku liigirikkuse säilitamiseks soovitati parki hooldades või taastades jätta alles põõsastunud piirkondi ja õõnsustega puud.

Nahkhiiri on Audla mõisa pargis lendamas nähtud ning peetud võimalikuks, et nad pärinevad ka pargiga külgnevast vääriselupaigast (Nellis, suul.)

Mardikalistest leiti Audla mõisa pargis haruldastest ja huvipakkuvamatest liikidest näiteks *Cyrtanaspis phalerata*, redulane *Orchesia undulata*, küürakmardiklane *Mordellistena neuwaldeggiana*, seeneõgilane *Triphyllus bicolor*,

seenetriinulane *Leistes seminigra*, toonesepahunt *Tillus elongatus*, toonesepalad *Ptilinus pectinicornis* ja *Ptinus subpilosus*, kääviklane *Eucnemis capucina* ja käiguõgilane *Rhizophagus cribratus* (Süda 2008, 30). Mardikalistele peeti pargi seisukorda soodsaks ning leiti, et praeguses olukorras ei ohusta neid otseselt miski. Juhiti tähelepanu pargi äärealadel ja varjulistes kohtadel asuvatele väärtuslikele putukapuudele, milleks on üks suur avatud õõnsusega vaher ja vahtratüügas. Märjiti ära ka pargi idaosas varjus kasvavad sarapuupõõsad kui mardikaile soodsad ning arvestades nende kõrvalist asukohta soovitati neid hooldades olla surnud okste kõrvaldamisega võimalikult tagasihoidlik ja kindlasti mitte välja lõigata kõiki oksid, sest tõenäoliselt elab just neis pargi haruldasim ja ohustatuim mardikaliik *Cyrtanaspis phalerata*.

4.1.3. Restaureerimislahendus

Audla mõisa park on stiilse varaklassitsistliku peahoone juurde kuuluv väike park, mille kujunduses on baroki ja klassitsismi vahelisele üleminekuperioodile iseloomulikult kasutatud ka varasemale perioodile omast korrapärast kujundusvõtet, milleks on olnud korrapärane teerist pargi kirdeosas. Pargi terviklahendus on olnud aga juba algselt ebasümmeetriline ning selle iseloomulikuks omaduseks oli tihe teedevõrk. Pikaajase hooldamatuse tagajärjel on aga park tugevalt võsastunud ja algne struktuur peaaegu täielikult kadunud. Vaatlusalustest parkidest on see kõige halvemas seisundis. Ka enamiku liigirühmade poolest on park liigivaene. Ühegi liigirühma puhul ei leitud haruldusi ega tõstetud esile eritingimusi liikide säilimiseks.

Kogu pargialal on ohtralt peamiselt hariliku vahtra ja saare järelkasvu, mis varjutab nii vaateid kui alustaimestikku. Kuna enamik isendeid kasvab tiheidalt koos ja neist ei ole võimalik kujundada pargipuid, siis on restaureerimisel esmane ja üks olulisim tegevus võsaraie. Et saavutada püsivat tulemust, peab sellele mõne aasta jooksul järgnema tihedam regulaarne niitmine. Esimese sammuna tuleks avada peahoone ümbrus ning esiväljak, sest vaated hoonele on igast küljest kinni kasvanud. Likvideerida tuleks ka peahoone taga asuv nõukogudeaegne pooleli jäänud juurdeehitis ja ehitusjäätmete hunnikud.

Pargi idaosas on praegu üsna varjukas ja ühtlase struktuuriga puistu, mille rohurindes domineerib naat. Tuleks parandada valgustingimusi nii kujunduslikust seisukohast kui ka puit-, ja rohttaimestiku ning samblike kasvu- ja arengustingimuste parandamiseks. Kuna puude tervislikku seisundit on praeguses kinikasvanud pargis kohati võimatu hinnata, peaks esmasele võsalikvideerimisele järgnema üksikpuude inventuur (TBA 2007, 3). Viimase alusel on omakorda võimalik koostada vajadusel detailsem raiete plaan ning seejärel istutusplaan. Valgustingimuste parandamist tuleks teha valikuliselt eeskätt suurte puude alla jäänud loodusliku uuenduse arvelt, millel paljudel juhtudel puudub väljavaade kujuneda liigile omase võrakujuga pargipuudeks, aga ka puistus tervikuna, et kujundada mosaiiksemat struktuuri. Selle abil on võimalik kujundada siia eri suurusega väiksemaid avatud alasid. Mahavõetavate puude kändud tuleks freesida või saagida maapinnaga tasa. Samas on siin lõunapoolses osas võimalik jätta alles ka terviklikke põõsastunud alasid ning õõnsustega puud lindude ja teiste õõnelanike jaoks. Pargi äärealadel ja varjulistes osades on võimalik säilitada ka kände ja väärtuslike elustikupuid ning arvestada sarapuupõõsaste hooldusel soovitusel mitte välja raiuda kõiki kuivanud oksid. Eesmärgiks peaks olema kujundada pargipuistu, kus avatumad alad vahelduvad suletumatega, mis on ühtaegu



32. Audla pargi põhjaosa. Üleval olukord 2011. aasta suvel ning all sama vaade fotomontaažil restaureerituna. Restaureerimislahenduses on parandatud pargipuistu valgustingimusi, likvideerides isetekkelist puude järelkasvu ning luues sellega tingimused põõsaste istutamiseks ja rohttaimestiku liigirikkuse suurenemiseks. Põõsaliikidena on kasutatud harilikku ebajasmiooni (*Philadelphus coronarius*) (vasakul), magedat sõstart (*Ribes alpinum*) (keskel) ning kaugemal suurema grupina harilikku lumimarja (*Symphoricarpos albus*). Pargi servas on taastatud kiviaed.



33. Audla allee. Üleval olukord 2011. aasta suvel ning all sama vaade fotomontaažil restaureerituna. Kujunduslikult väärtuslik vahtra-allee asub pargi idaosas ning on ääristanud kunagist teeristi. See suundub peahoone taha, mis on praegu võsastunud, kuid restaureerimislahenduse kohaselt avatakse. Allees on likvideeritud vigastatud puud ja kuivanud oksad ning seda on ümbrust avades võimalikult esile tõstetud. Avatud on ka vaatesiht ning kujundatud liigirikkamat rohttaimestikku alleepuude all. Teedevõrgu enda taastamise otstarbekus sõltub mõisasüdame edasisest kasutusest.

kujunduslikult vaheldusrikas ja soodustab mitmekülgse elustiku arengut. Lagendike servadesse võiks kavandada uusi istutusi, et tagada nii põlispuude järjepidevus kui erivanuseliste puude olemasolu pargis, mis on oluline nii kujunduslikust aspektist kui ka mitmetele elustikurühmadele. Sealjuures kujuneb pärast raiet eriti oluliseks põõsarinde kujundamine (ill. 32).

Kujunduslikult on üks pargi kõige väärtuslikumaid elemente esiväljakut kaarjalt ääristav pärnarida, mis on heas seisundis. Selle alt tuleks likvideerida juurevõsud, isekülvne järelkasv ning puudelt kuivanud oksad. Kujunduslikult väärtuslik on ka vahtraallee pargi idaosas, mis on ääristanud kunagist teeristi. Ka seda tuleks allee ümbrust avades võimalikult esile tõsta (ill. 33).

Kuna pargi puittaimestiku liigirikkus on väike, võiks uute istutuste kavandamisel olla eesmärgiks seda suurendada. Selliseid liike, mis ajalooliselt pargis on kasvanud ja välja läinud ning tasuks uuesti kasutada, siin ei ole. Ainsana võiks nimetada palsampapplit (*Populus balsamifera*), kuid kuna tegemist on tugevalt juurevõsusid andva võõrliigiga, ei ole seda kasutada soovitatav. Soovitavateks liikideks Audla pargis võiksid olla okaspuudest harilik elupuu (*Thuja occidentalis*), mis sobiks eriti peahoone lähedusse, ning harilik jugapuu (*Taxus baccata*) pargi idaosas varjukatesse piirkondadesse. Peale hariliku kuuse pole okaspuid pargis olnudki, kuid kuna nad on olulised näiteks lindudele ja samas elavdavad pargipuistut märkimisväärselt aasta ringi, on otstarbekas okaspuude osakaalu suurendada. Kuna park on väike ja uute puude istutamiseks sobivaid kohti vähe, võiks eelistada väiksemakasvulisi lehtpuid, mis sealjuures pakuksid elu- ja toitumisvõimalusi võimalikult paljudele teistele elustikurühmadele – õierikkaid, eri ajal õitsevaid, söödavate viljade või seemnetega liike. Sellisteks valikuteks võiksid olla näiteks õite ja viljailu pakkuv pooppuu (*Sorbus intermedia*), harilik toomingas (*Prunus padus*), harilik robiinia (*Robinia pseudoacacia*) ja tatari vaher (*Acer tataricum*). Sealjuures tuleb jälgida, et pargis oleks õitsvaid puistaimi kogu vegetatsiooniperioodi vältel, kuna see tagab suurema putukarohkuse ning samas on väga tulemuslik ka kujunduslikult.

Pargi idaosas põõsarinde kujundamisel sobivad samadel põhjustel kõrvuti hariliku jugapuuga puude vahele poolvarju istutamiseks mage sõstar (*Ribes alpinum*), harilik lumimari (*Symphoricarpos albus* var. *laevigatus*) ja harilik liguster (*Ligustrum vulgare*). Avatud kohtades on selleks head õitsvad harilik ja laialehine ebajasmiin (*Philadelphus coronarius*, *P. Pubescens*), himaalaja hortensia (*Hydrangea heteromalla*) ning harilik ja villane lodjapuu (*Viburnum opulus*, *V. lantana*). Kõige valgusküllasematesse kasvukohtadesse peahoone ümbrusesse ja lagendike servadesse sobivad harilik ja ungari sirel (*Syringa vulgaris*, *S. josikaea*), mitmesugused viirpuud (*Crataegus* spp.) ja kibuvitsad (*Rosa* spp.).

Niitmistiheduse järgi võiks park edaspidi jaguneda kaheks: tihedamini niidetavad esi- ja tagaväljak ning ülejäänud pargiala, kus niidetakse üks või kaks korda vegetatsiooniperioodi jooksul: üks kord pärast jaanipäeva ja teine kord sügisel, et talveks ei jääks kõrget kulu. Esimestel aastatel pärast võsaraiet peaks niitmine olema tihedam, et vältida uut vahtra ja saare pealekasvu, aga ka selleks, et anda võimalus asustada paika uutel rohttaimeliikidel. Kindlasti mitte teha keemilist tõrjet. Niitmisel võiks jätta lagendike servadesse kõrgemaid lookleva servaga ribasid, mis pakuvad kujunduslikult suuri varieeruvusvõimalusi ja on samal ajal väärtuslikuks päevaseks varjepaigaks kahepaiksetele, roomajatele ja pisiimeta-jatele, aga soodne ka selgrootutele. Pargi äärealadel ja varjulistes osades tuleks niita suve teisel poolel ja hiljem üle paari-kolme aasta. Samuti ei pea seal riisuma lehti või kui, siis teha seda vähem kui esindusosades.

Samuti tuleb säilitada ja esile tõsta sammaldunud kiviaed pargi põhja- ja idaküljel. Soovi korral on ajalooliste plaanide alusel võimalik taastada ajalooline teedevõrk, kuid tõenäoliselt pole seda vajalik ega otstarbekas teha täies mahus, võib teha osaliselt või üksnes niitmisega markeerides. Teedevõrgu taastamise vajadus sõltub otseselt mõisasüdame edasisest kasutusest ja selleks vajalike liikumissuundade valikust. Peale esiväljakut ümbritsenud ringtee oleks kujunduslikult kõige mõjuvam taastada kirdeosas asunud teederist.

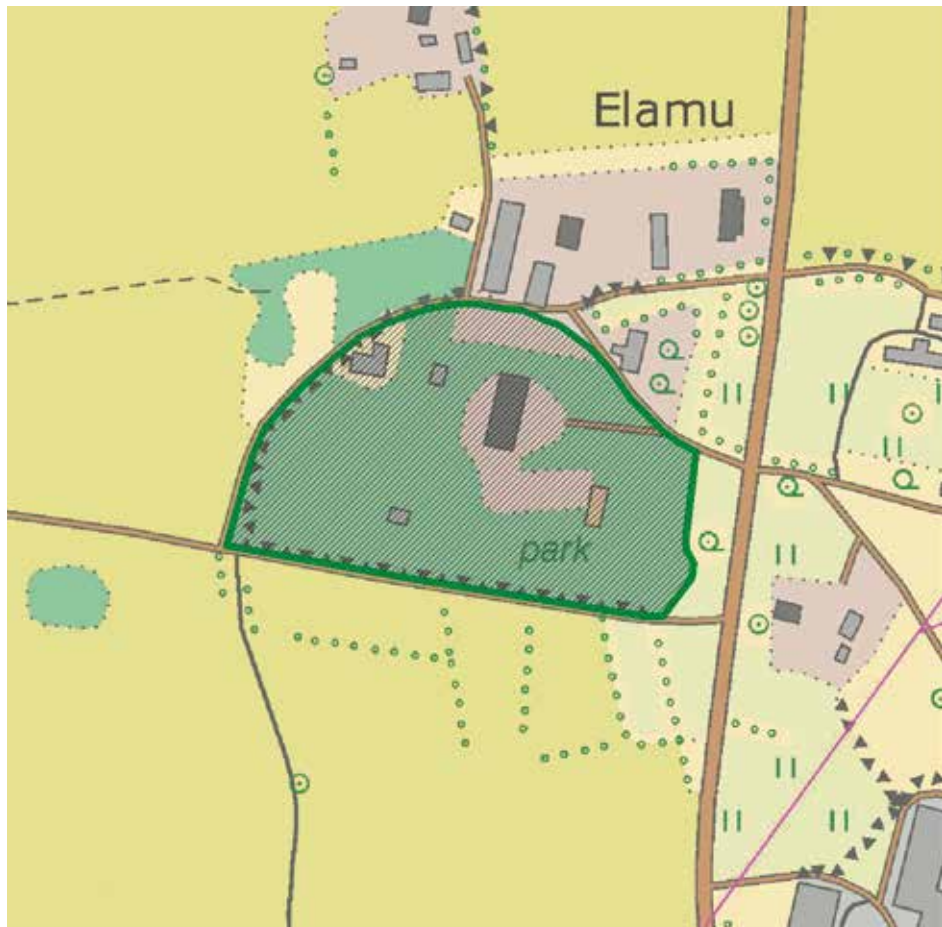
4.2. Koikla mõisa park

4.2.1. Mõisa ajalugu. Pargi kujundus ja hetkeolukord

Koikla mõis on üks Saaremaa vanimaid, esimesed teated sellest pärinevad juba 1399. aastast (Tarvel 2007, 118). Mõis käis sajandite jooksul korduvalt käest kätte, kuid alates 1867. aastast olid selle viimasteks omanikeks Mühlenid kuni riigile võõrandamiseni 20. sajandi alguses (Särg 2007, 48). Mõisa peahoone säilinud ei ole, aastatel 1929–31 ehitati selle alusmüürile Koikla koolimaja (Vare 1976/77, 10), pikk ühekorruseline puitehitis. Kool lõpetas tegevuse 1987. aastal (Reitalu 2007, Koikla) ja praegu on endine koolihoone kasutusel kauplusena (ill. 35).

Park (ill. 34) on vabakujunduslik. Kunagine mõisa peahoone oli paigutatud pargi keskele kõrgemale kohale. Selle asemele ehitatud koolihoone ja praeguse kaupluse ümbrus on pargis ainus suurem avatud ala, mis ulatub kagus asuva endise aida varemeteni (Maiste 1972, 7) (ill. 36). Kauplusesist ala ilmestab

34. Koikla mõisa park Eesti põhikaardil. Pargi pindala on 2,9 ha.





35. Vaade pargist peahoone kohale ehitatud koolimajale. Foto: Urve Sinijärv.



36. Pargi kaguosas asuvad möisaegse aida varemed. Foto: Urve Sinijärv.

piklik ringtee ja kõrge elupuurühm. Muus osas on park võrdlemisi ühtlase puistuga, mistõttu ka üsna varjukas. Jalgteed puuduvad. Ida- ja lääneküljest on park ümbritsetud kiviaiaga, idaosas on väiksemaid abihooneid. Pargi lääneossa on paigutatud puidust püstkoda.

4.2.2. Liigiandmed

Puittaimestiku liigirikkus on väike, 2007. aastal registreeriti inventeerimise käigus 22 puittaimet taksonit, millest 12 olid kodumaised ja 10 võõrliigid (TBA 2007, 3). Alates 1954. aastast on pargis kokku registreeritud 28 liiki puittaimi, neist 15 kodumaist ja 13 võõrliiki (Sander 1997, 52; TBA 2007, 3). Puuliike on olnud kokku 14, põõsaid 14 (vt lisa 3). Vahe kõigi pargis registreeritud liikide ja 2007. aasta andmete vahel on 21,4%.



37. Pargi idaosas kasvab suurte rühmadena mesiputke (*Myrrhis odorata*). Foto: Olev Abner.

Haruldusi puude hulgas ei esine. Pargis kasvab mitu vana jämedat puud, eriti pärnasid ja jalakaid. Parki iseloomustabki suhteliselt suur hariliku jalaka (*Ulmus glabra*) osakaal, aga ka põõsarinde vähesus. Pargi juurde on kuulunud puiestee, kuid see on hävinud (Vare 1976/77, 10), praegu ääristab sissesõiduteed osaliselt kuusehekk. Inventuuri käigus soovitati likvideerida isekylvset puude järelkasvu ning suurematelt ja väärtuslikumatelt puudelt kuivanud oksa ja oksatüükaid, samuti kaaluda põõsarühmade istutamist.

Rohttaimi registreeriti inventeerimise käigus 111 liiki (Reitalu 2007, Koikla), mis oli vaatlusaluste parkide seas üks väiksemaid näitajaid. Kaitsealuseid taime- liike ei leitud. Kogu pargi ulatuses domineerib harilik naat (*Aegopodium podagraria*) ja suhteliselt palju kasvab ka kõrvenõgest (*Urtica dioica*). Huvipakkuvana märgiti ära suure aruheina (*Festuca gigantea*) suur osatähtsus rohurindes, kuna see on liik, mis on sagedam Ida-Eestis ja esineb läänesaartel suhteliselt vähe (Kukk ja Kull 2005, 440). Metsistunud rohttaimedest leidis pargi idaosas suurte rühmadena mesiputke (*Myrrhis odorata*) (TBA 2007, 3) (ill. 37). Võsastumise vältimiseks ja naadi ning kõrvenõgese tõrjumiseks soovitati parki vähemalt kord, esialgu võimalusel kaks korda suve jooksul niita.

Sammalde poolest oli Koikla park oli uuritud parkidest kõige liigivaesem – leiti vaid 14 liiki (Ingerpuu ja Vellak 2007, 5). Soovitusi sammalde kaitseks ette ei nähtud.

Samblikke registreeriti 34 liiki viielt puuliigilt (Leppik ja Nõmm, 2007, 6). Kõik leitud liigid on Eestis tavalised samblikuliigid. Suhteliselt väikese üldarvu põhjuseks peeti pargi väikest pindala, kehvast valgustingimusi ja puuliikide vähesust pargis. Teiste seas registreeriti siin III kaitsekategooriasse arvatud lumisamblik (*Sclerophora nivea*), mis tuvastati üksikleiuuna vahtral, mille alusel oletati, et liik pole Koikla pargis kuigi elujõuline.

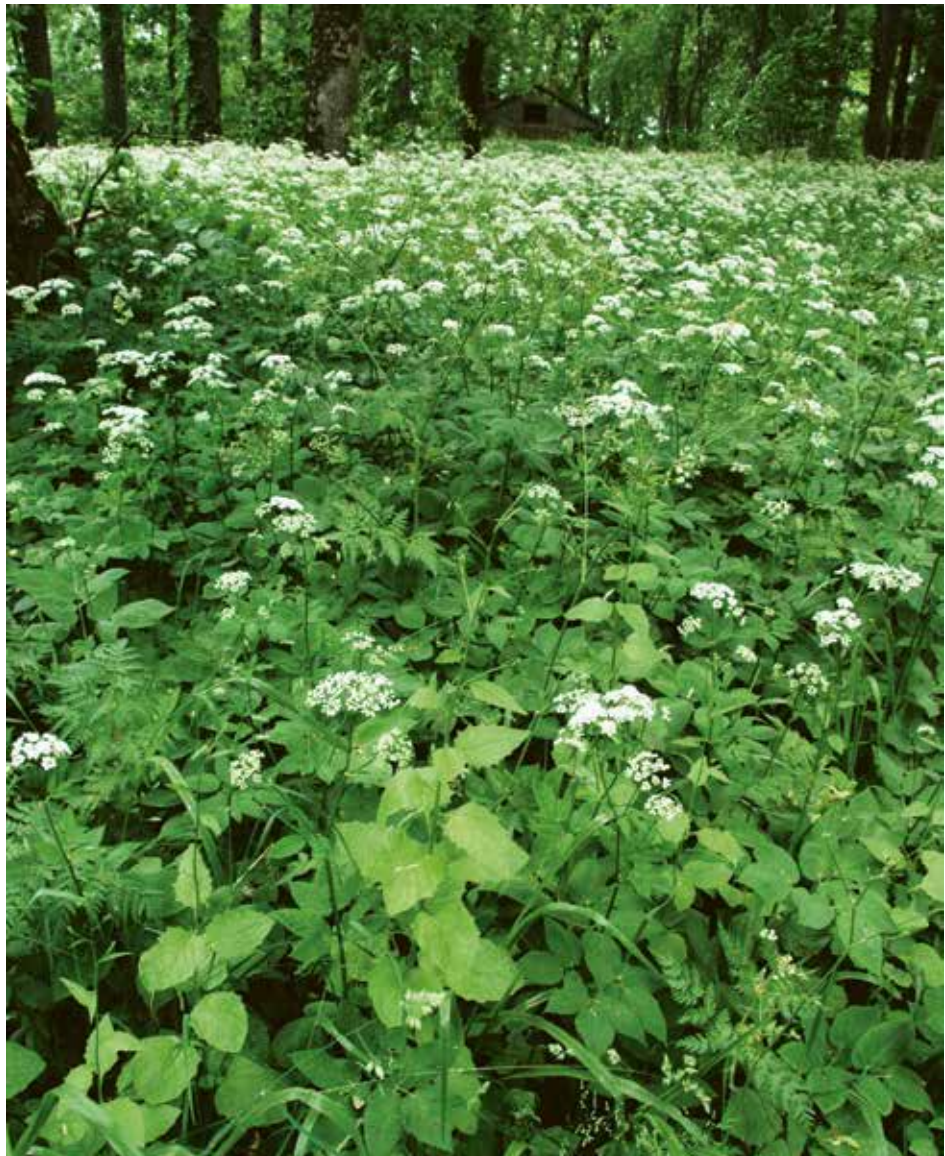
Linde tuvastati pargis 18 liiki 42 paarina (EOÜ 2007, 6). Haudelindude asustihedus oli 16,8 paari/ha, mis oli uuritud parkide keskmisest suurem. Olu- lise osa Koikla pargi linnustikust moodustavad suluspesitsejad, kes kasutavad

vanades puudes leiduvaid õõnsusi. Samas, põõsarinde vähesuse tõttu oli põõsastega seotud liike vähe. Pargi vahetus läheduses kohati III kaitsekategooria liiki mustrahni (*Dryocopus martius*), kuid pargis see ei pesitsenud. 2006. aastal pesitses pargis III kaitsekategooria liik kodukakk (*Strix aluco*), keda 2007. aastal seal näha ei õnnestunud, kuid selle pesitsemist peeti siiski tõenäoliseks, kuna pargis on kodukaku pesitsemiseks sobivaid õõnsusi ja läheduses asuvad põllumaad on kakule head saagialad.

Nahkhiirtest tuvastati Koikla mõisa pargis põhja-nahkhiir (*Eptesicus nilssonii*) (Nellis 2008, 4).

Mardikaliste seisukohast peeti pargi Koikla pargi suhtelist hooldamatust soodsaks (Süda 2008, 12). Puidumardikaile peeti soodsaks ka surnud puid ja põõsaid, mida leidis rohkem pargi läänepoolses osas. Niita soovitati rohkem pargi idaosas. Sealjuures soovitati osaliselt säästa naati pargi lääneosas, kuna naadi õisikud (ill. 38) on head toitumispaigad paljudele mardikavalmikutele, nende hulgas vaid siit pargist leitud naksurile (*Calambus bipustulatus*).

38. Rohhtaimestik domineerib kogu pargi ulatuses harilik naat (*Aegopodium podagraria*). Foto: Olev Abner.



4.2.3. Restaureerimislahendus

Koikla mõisa park on suhteliselt väike ja liigivaene, vaid mardikaliste puhul võis täheldada keskmisest suuremat liigirikkust ja see tulenes tagasihoidlikust hooldusest. Vabakujundusliku pargi võrdlemisi homogeense puistu iseloomulikeks omadusteks on hariliku jalaka suhteliselt suur osakaal, põõsarinde vähesus ja üldine varjucus. Pargis on praegu vaid üks suurem legendik, mis jääb kaupluse ja sellest kagus asuva aida varemete vahele. Omaette probleemiks on rohttaimestiku liigivaesus, ka selles pargis domineerib rohustus peamiselt harilik naat.

Pargi restaureerimisel on kolm peamist ülesannet (ill. 39):

- parandada pargi valgustingimusi ja puistu struktuuri;
- suurendada oluliselt põõsarinnet, mis on vajalik nii kujunduslikust seisukohast kui ka mitmete elustikurühmade elutingimuste parandamiseks;
- kujundada liigirikkamat rohttaimestikku.

Üks pargi peamisi väärtusi on suured jalakad ja õõnsustega põlispuud, mis on olulised nii linnustikule, samblikele kui ka nahkhiirtele. Vanu puid tuleks hooldada, lõigates ära kuivi oksid ja oksatüükaid, kuid seda eeskätt pargi kõige käidavamates osades, st endise peahoone asukoha ja aida varemete ümbruses. Pargi kaugemates osades võiks neid elustiku seisukohast säilitada. Valgustingimuste parandamisel tuleks muidu ühtlast puistut hõrendada, tehes seda sealjuures mitte ühtlaselt, vaid rühmiti, et saavutada suuremat mosaiiksust. Enne kõike tuleks seda teha suurematele puudele allajäänud ning muidu kehvas seisundis puude arvelt. Eesmärgiks peaks olema kujundada suuremaid ja väiksemaid avatud alasid, mis vahelduksid tihedamate puistuosadega ning mille servadesse saaks istutada eri suuruses põõsarühmi. Kaaluda võiks ka mõningate uute puurühmade või üksikpuude istutamist erivanuselise ja mitmekesisema puistu saavutamiseks. Kuna olulisi ja haruldasi epifüüte siit pargist ei leitud, ei ole raie sellest seisukohast probleem, pigem parandab see sammaltele ja samblikele vajalikke valgustingimusi.

Põõsarinde suurendamisel on soovitatavad esmajärjekorras kõige varjutaluvamad liigid, nagu harilik jugapuu (*Taxus baccata*), mage sõstar (*Ribes alpinum*) ja harilik liguster (*Ligustrum vulgare*), mida gruppina varjulisesse kohtadesse istutada. Pärast valgustusraiet võiks istutada tekkinud avatud alade servadesse poolvarjulistes kohtadesse kõrgemaid põõsaid, mis pakuksid elu- ja toitumisvõimalusi võimalikult paljudele teistele elustikurühmadele – õierikkaid, eri ajal õitsevaid, söödavate viljade või seemnetega liike, nagu harilik toomingas (*Prunus padus*), tähk-toompihlakas (*Amelancier spicata*), harilik sarapuu (*Corylus avellana*), harilik villane ja kanada lodjapuu (*Viburnum lantana*, *V. opulus* ja *V. lentago*) jt. Madalamatest põõsastest võiks varakevadise õitsejana istutada suure grupina harilikku näsiniint (*Daphne mezereum*), suvise õitsejana harilikku ja laialehist ebajasmiiini (*Philadelphus coronarius*, *P. Pubescens*) ning nendest hilisema õitsejana himaalaja hortensiat (*Hydrangea heteromalla*). Kaupluse lähedusse, kõige valgusküllasemasse kohta sobiks pargis varemgi kasvanud näärelelise kibuvitsa (*Rosa pimpinellifolia*) täidisõieline kultivar 'Plena'. Sealjuures tuleb jälgida, et pargis oleks õitsevaid taimi kogu vegetatsiooniperioodi vältel, kuna see soodustab putukarohkust ning on samas väga tulemuslik ka kujunduslikult. Puistu mitmekesisustamiseks ja järjepidevuse tagamiseks võiks võimalusel valgematasse kohtadesse istutada harilikke tammesid (*Quercus robur*) ja pooppuid (*Sorbus intermedia*), mis on samuti pargis varemgi kasvanud.

Tsoneerimine eri hooldusvajadustega piirkondadeks ei ole siin tingimata vajalik. Kogu pargi ulatuses on võimalik niitmistihedusega luua taimestikule



39. Koikla mõisa park. Üleval olukord 2011. aasta suvel ning all sama vaade fotomontaažil restaureerituna. Koikla pargi restaureerimisel on kolm peamist ülesannet: parandada pargi valgustingimusi ja puistu struktuuri, suurendada oluliselt põõsarinnet, mis praegu sama hästi kui puudub, ning teha naaditorjet ja kujundada liigirikkamat rohttaimestikku. Valgusküllasematesse kohtadesse on lagendike servadesse võimalik istutada näiteks roosakat enelat (*Spiraea × rosalba*) (vasakul) ja harilikku lodjapuud (*Viburnum lantana*) (paremal) ning kaugemale puude alla varjulisematesse kohtadesse harilikku lumimarja (*Symphoricarpos albus*) ja magedat sõstart (*Ribes alpinum*), mis on puude juurekonkurentsi taluvad liigid. Pargis tervikuna suurendatakse puistu mosaiiksust, kujundades suuremaid ja väiksemaid lagendikke, millega luuakse ühtlasi paremad tingimused rohttaimestikule.

varieeruvaid kasvutingimusi, mis samal ajal suurendab ka pargi kujunduslikku väärtust. Naadi ja nõgese tõrjeks ja rohttaimestiku mitmekesistamiseks, aga ka maas toituva linnustiku huvides tuleks parki osaliselt niita vähemalt kaks korda vegetatsiooniperioodi jooksul, tehes seda kõrgema lõikekõrgusega, lagedatel aladel aga sagedamini. Seega oleks siin tegemist kahe eri niitmistihedusega aladega. Pargi lääneosas on võimalik järgida soovitus säilitada osaliselt naati (Süda 2008, 12) ning rühmiti mesiputki nende kasvualal (TBA 2007, 4). Praeguste ja kujundatavate lagendike niitmisel tuleks jätta nende servadesse lookleva kõrgema taimestikuga riba, mis suurendab nii visuaalset vaheldust kui aitab kaasa mitmekesise rohttaimestiku kujunemisele ja on sealjuures soodne muule elustikule.

Lisaks tuleks parandada parki ümbritsevat kiviaeda, likvideerida või korrastada lagunevaid ehitisi ja rajatise pargi lääneosas, hoida avatuna mõisaaegse aida varemete ümbrus ning kaaluda jalgteede rajamist parki, kuigi siin piisaks tõenäoliselt ka niidetavatest jalgradadest.

4.3. Kuressaare lossipark

4.3.1. Pargi ajalugu, kujundus ja hetkeolukord

Kuressaare lossipargi rajamine on seotud 19. sajandi üldiste suundumustega kogu Euroopas, mil kasutuseta jäänud kindluserajatise haljastama hakati. Kui varem hoiti nende ümbrus hea nähtavuse tagamiseks võimalikult lage, siis nüüd, uues funktsioonis muutusid nad linnaelanike puhkekohtadeks, kuhu istutati puisteid ning neid ümbritsevad tasased alad kujundati parkideks. Kuigi pargi rajamise plaane peeti Kuressaares juba krahv Magnus Gabriel de la Gardie

40. Kuressaare lossipark Eesti põhikaardil. Pargi pindala on 6,6 ha.





43. Glassiipuiestee pargi kaguservas. Foto: Urve Sinijärv.

valitsusajal 17. sajandil (Künnapu 1983, 5), jõuti tegudeni siiski alles 19. sajandi keskel seoses Kuressaare muutumisega ülevenemaalise tähtsusega kuurortlinnaks. Saaremaa sai esimese muda ja merevee raviomadusi kasutava terviseasutuse juba 1824. (Soorsk jt 2007, 754), Kuressaare 1840. aastal (Künnapu ja Maiste 2007, 863). Seoses kuurordiks kujunemisega hakati üha rohkem tähelepanu pöörama ka linna heakorrale. Linnuse koos selle juurde kuuluva bastionide alaga müüs riik Saaremaa rüütelkonnale 1836. aastal (Künnapu 1983, 5).

Pargi (ill. 40) rajamisega tehti algust 1861. aastal linnapea Hugo von der Borgi algatusel (Künnapu 1983, 7). Park rajati Kuressaare Pargivalitsuse juhtimisel linnuse ja linna vahelisele esplanaadi alale. Pinnase ettevalmistamisel satuti vanale

44. Soome arhitekti Gösta Jusléni projekteeritud ning 1922. aastal ehitatud kõlakoda. EAA 2111-1-15280-29.





45. 1980. aastate lõpus parki paigutatud laste mänguväljak. Foto: Urve Sinijärv.

kalmistule, selle tähistamiseks paigutati pargialale lihtne monument (Künnapu ja Maiste 2007, 863). 1862. aasta linnaplaanil (EAA 298-2-34) (ill. 41) on juba esimest korda näha vabakujunduslik pargiala linnuse põhjaküljel. Pargi planeering telliti Riia aednikult H. Göggingerilt (Künnapu 1983, 8). Puidust kuurhoone ehitati parki 1889. aastal linnaarhitekt C. Lorenzeni projekti järgi (Künnapu ja Maiste 2007, 864). 19. sajandi lõpuks oli park laienenud ümber lossi kulgenud ringpuiestee ja Allee tänava äärse pargiosa arvel. Parki paigutati valgustid ning 1887. aasta kevadel hakati rajama alleed piki glassiid ümber linnuse (Künnapu 1983, 12) (ill. 42) (ill. 43). Vabakujunduslikku parki istutati ohtralt ilupuid ja -põõsaid ning sellest kujunes kuurordielu keskus. 20. sajandi algul laiendati parki linnuse idaküljel veelgi (Künnapu 1983, 17). Kuurhoone ees paiknev kõlakoda, mis rajati koos pargiga juba 1860. aastatel, sai oma nüüdse ilme 1922. aastal (ill. 44). Uue, rahvusromantiliste detailidega kujundatud kõlakoja projekteeris Soome parimaid arhitekte sel alal Gösta Juslén (Hansar 2007, 875). 1920. aastate keskel paigutati pargi väljakule kõlakoja ette dekoratiivne lillevaas ning 1938. aastal valmis purskkaev, kuid need mõlemad on hävinud. 1980. aastate lõpus pargi vanimat osa rekonstrueeriti ning siia paigutati arhitekt Aiki Kama projekteeritud laste mänguväljak (ill. 45). 20. sajandi jooksul võrsus linnuse muldvallidele isetekkeline puistu ning linnust ümbritsev vallikraav kasvas kohati umbe (ill. 46). 1990. aastate lõpul ja 2000. aastate algul kindluserajatised puhastati ning vallikraav täideti uuesti veega (ill. 47).

4.3.2. Liigiandmed

Puittaimestiku liigirikkus on suur, 2007. aastal registreeriti pargis 73 puittaimetaksonit, millest 21 olid kodumaised ja 52 võõrliigid (TBA 2007, 25). Alates 1952. aastast on pargis kokku registreeritud 116 liiki puittaimi, neist 29 kodumaist ja 87 võõrliiki (Sander 1997, 49; TBA 2007, 25; Abner 2010, tabel 2). Puuliike on olnud kokku 51, põõsaid 65 ning üks liaan – harilik metsviinapuu (*Parthenocissus quinquefolia*) (vt lisa 3). Vahe kõigi pargis registreeritud liikide ja 2007. aasta andmete vahel on 37,1%.

Lossipargi vanemast osast on kõige terviklikumalt tänapäevani säilinud põhjaosa. Siin on puistus ülekaalus harilikud vahtrad (*Acer platanoides*), kuid palju on

ka läänepärnasid (*Tilia × vulgaris*), harilikke pärnasid (*Tilia cordata*) ja harilikke hobukastaneid (*Aesculus hippocastanum*). Tiheda puistu koosseisus on dendroloogilisi haruldusi, nagu harilik pöök (*Fagus sylvatica*), $\bar{U}=290$ cm, kaks punaste lehtedega harilikku pööki (*Fagus sylvatica* f. *atropunicea*), $\bar{U}=197$ cm ja $\bar{U}=139$ cm, amuuri korgipuu (*Phellodendron amurense*), $\bar{U}=82$ cm, mitu põldvahtrat (*Acer campestre*) ja harilikud jugapuud (*Taxus baccata*). Linnuse hoovis kasvab silmapaistva üksikpuuna Eesti jämedaim harilik pöök, $\bar{U}=344$ cm. Suhteliselt rohkearvuline ja liigirikas on põõsarinne, kuigi osa põõsaid suurte puude all kiratseb. Selle peamisteks põhjuseks on tõenäoliselt pargi varjulius, kehv muld ning ebajärjepidev ja võib-olla ka vale hooldus. Põõsastest on ülekaalus harilik sirel (*Syringa vulgaris*), harilik ebajasmiin (*Philadelphus coronarius*) ja laialehine ebajasmiin (*Philadelphus pubescens*). Pargi kirdeosale on iseloomulikud hariliku kuuse (*Picea abies*) rühmad ja pooppuude (*Sorbus intermedia*) rida. Põõsastest on arvukad harilik sirel ja tema valgeõieline vorm (*Syringa vulgaris* f. *alba*) ning harilik lumimari (*Symphoricarpos albus* var. *laevigatus*). Alates 2002. aastast on pargi kirdeossa istutanud noori tammesid Kuressaare linna külastanud riigipead. Pargi välisservas kulgeva allee põhiline puuliik on harilik vaher, vaid lõuna- ja kaguservas on allee koosseisus harilikku pärna, kirdeservas läänepärnasid ja lääneservas aga parkidele ebatüüpilisena künnapuid (*Ulmus laevis*).

Pargi põhjaosa puistu seisund hinnati üldiselt heaks, kuigi puudel esines kuivanud ja murdunud oksid. Arvestades puude vanust loeti see loomulikuks. Tähelepanu pöörati pargi kirdepoolses osas asuvatele hariliku kuuse rühmadele, mis hakkavad

46. Kuressaare linnus ja seda ümbritsev park 1995. aastal. Foto: Ann Tenno.





47. Kuressaare linnus ja vallikraav pärast 2000. aastate puhastustöid. Foto: Endel Grensmann.

pikkamööda hääbuma. Suhteliselt halvas seisundis leiti olevat ka kirdeosa poopuud, mille tüvedel on näha tuletaeliku viljakehi, mistõttu võivad osal puudel harud mõne aja pärast muutuda murdumisohhtlikuks. Kuivanud okstega puid leiti ka harilike saarte hulgas. Parki ümbritseva vahtraallee koosseisus oli samuti üsna palju halvas seisundis puid: puuvõrades leidis kuivanud harusid ja oksi, tüvedel suuri vigastusi, näha oli seente, eelkõige soomustoriku viljakehi. Mitmed vanad pärnad, harilikud vahtrad ja saared pargis olid seest õõnsad. Soovitati hooldada puistut ja noorendada põõsaid. Esmajärjekorras soovitati eemaldada kuivanud ja murdunud oksad ning tüükad haruldastelt puudelt pargi põhjaosas. Peeti vajalikuks hakata ette valmistama halvas tervislikus seisundis hariliku kuuse ja saare, samuti alleepuude asendamist. Pargi kirde- ja lääneossa soovitati istutada uusi põõsarühmi.

Rohhtaimi leiti Kuressaare lossipargist 134 liiki (Reitalu 2007, Kuressaare). Nende seas oli kaks III kaitsekategooriasse kuuluvat käpalist:

1) suur käopõll (*Listera ovata*) – pargi kirdeosas jämedate mahasaetud puude kändude ümber, kuhu nad olid muru niitmise käigus ilmselt teadlikult kasvama jäetud;

2) kahelehtine käokeel (*Platanthera bifolia*) – kolm isendit pargi lõunaserval kitsal mururibal.

Lisaks kasvas pargis II kaitsekategooriasse kuuluv roomav akakapsas (*Ajuga reptans*), kuid see ilutaimena kasvatatav liik arvati esinevat siin ilmselt kultuurist metsistununa, mitte looduslikus kasvukohas. Metsistunud rohttaimedest kasvavad pargis harilik kirikakar (*Bellis perennis*) ja lõhnav kannike (*Viola odorata*) (TBA 2007, 25). Pargi rohukamara tihedus ja liigirikkus varieerus sõltuvalt valgustingimustest, kuid liigilist koosseisu silmas pidades ei peetud niitmist kusagil vastunäidustatuks ja leiti, et see võiks jätkuda senise sagedusega. Oluliseks peeti põõsarinde olemasolu pargis.

Sammalde poolest osutus Kuressaare lossipark üllatavalt liigirikkaks vaatamata sellele, et park asub linnas ning on suhteliselt suure inimkoormusega – kokku leiti siit 40 samblaliiki (Ingerpuu ja Vellak 2007, 6). See oli ka uuritud parkidest ainus, kust leiti kaitse alla kuuluv samblaliik: III kaitsekategooriasse kuuluv müür-nokksammal (*Rhynchosygium murale*). Leid oli selle liigi 17. leiukoht Eestis ja Saaremaal on seda kaitsealust liiki leitud veel vaid Kaali meteoriidikraatrist. See leiti kasvamas lossi viiva silla lähedal, lossi ümbritseva veega täidetud vallikraavi kaldanõlval olevatel kividel. Müür-nokksammal vajab kasvuks niisket lubjarikast substraati, eelistatavalt lubjakive (Nyholm 1965, 503). Liigi säilimiseks selles leiukohas ei peetud vajalikuks erilisi meetmeid, tuleks vaid säilitada kive vallikraavi kaldarinnatisel ning vältida inimeste tallamist ja ronimist nendel. Mainimisväärseks peeti pargi üllatavalt suurt registreeritud tutikute (*Orthotrichum*) arvu, mida oli kuus liiki. Nende seas oli peale tüveliidide ka kiviliike. Just kivide samblafloora oli selles pargis rikkalik, sisaldades kümmet liiki. Erilisi soovitusi sammalde kaitseks ei antud.

Samblikke leiti Kuressaare lossipargist 56 liiki, 11 puulliigilt, millega see oli uuritud parkidest üks liigirikkamaid (Leppik ja Nõmm 2007, 7). Suurt liigirikkust pargis soodustavad varieeruvad mikrokliimaatilised tingimused, suur puuliikide mitmekesisus ja pargipuude suur arv. Pargist leiti väga haruldane samblikuliik *Bacidia circumspecta*, mis kasvas pärnal. Seda liiki on varem leitud vaid Vilsandi saarelt. Leiti ka III kaitsekategooriasse arvatud lumi-nuisamblik (*Sclerophora nivea*), mis kasvas elujõulise populatsioonina pargi saartel ja jalakatel. Pargi praegust hooldamisrežiimi peeti samblike liigirikkuse säilimisele soodsaks ning soovitati ka edaspidi jätta paremini valgusele eksponeeritud puud vahelduma varjulisemate puude-põõsaste gruppidega.

Linde registreeriti pargi territooriumil 32 haudelinnuliiki 92 paarina (EOÜ 2008, 8). Lisaks registreeriti 8 liiki toitekülalisi (veelinnud lossi vallikraavis), kes pargi territooriumil ei pesitse. Pargi lähiumbruses registreeriti 10 liiki 16 paarina. Viimased kasutavad parki toitumiseks, kuid võivad mõnel aastal pargis ka pesitseda. Kuressaare lossipargis leidub mitmesuguseid elupaiku, mis võimaldavad seal levida nii inimkaaslejatel (pääsukesed, hakk, vares, kuldnokk, põldvarblane), metsade ja põõsastikega seotud liikidel (porr, metsvint, põõsa- ja lehelinnud) kui ka avamaastiku liikidel (linavästriik, kivitäks). Tähelepanuväärseim liik on kaelus-kärbsenäpp (*Ficedula albicollis*), kelle esmapesitsus Eestis tõestati alles 2004. aastal Pidula pargis. Alates 2006. aastast on kaelus-kärbsenäpp pesitsenud ka Kuressaare Lossipargis, mis on siiani ka ainus püsivalt asustatud leiukoht Eestis. Lisaks registreeriti kolme kaitsealuse liigi esinemine: toitumas nähti ühte jõgitiiru (*Sterna hirundo*), kuid see liik pargis kindlasti ei pesitse. Suitsupääsukesed (*Hirundo rustica*), nagu ka räästapääsukesed ja piiritajad, pesitsesid 2007. aastal pargi südames asuva lossi hoonel. Varasematel aastatel on suitsupääsukesed pesitsenud ka kuursaali hoonel. Leiti ka üks koldvindi (*Serinus serinus*)

territoorium, see liik on pargi eri osades pesitsenud juba aastaid. Pargi hooldamise käigus soovitati jätta alles nii palju õõnsustega puud kui võimalik, sest need on olulised suluspesitsejatele, kelle hulka kuulub ka kaelus-kärbsenäpp. Samuti peeti tähtsaks põõsarinde olemasolu.

Nahkhiiri kohati Kuressaare lossipargis vaatluste käigus viit liiki: tiigilendlane (*Myotis dasycneme*), veelendlane (*Myotis daubentonii*), põhja-nahkhiir, pargi-nahkhiir (*Pipistrellus nathusii*) ja kääbusnahkhiir (*Pipistrellus pipistrellus*) (Nellis 2008, 4). Lendlased toituvad valdavalt madalal vee kohal lennates lossi vallikraavis. Pargi- ja kääbusnahkhiired toituvad nii pargipuude võrade vahel kui ka avatud rohumaade kohal. Põhja-nahkhiirt kohati vaid pargipuude võrade vahel ja nende all lendamas. Kuressaare lossipargi liigi- ja isendirohkuse põhjuseks peeti suures osas just vallikraavi kui sobivat ja ulatuslikku toitumisala. Lossi vallikraavi ümbruses soovitati pargi senine puistu võimalikult suures osas säilitada. Leiti, et lossipargi lõunaserv on raiutud nii hõredaks, et see ei paku enam tuulevarju, mis muudab pargi lõunaosa tuulisema ilmaga nahkhiirtele ebasobivaks, kuna putukad lähevad mujale tuulevarju ning veepinna lainetus segab lendlastel sealsete saakloomade püüdmist.

Mardikalistest leiti Kuressaare lossipargist haruldastest ja huvipakkuvamatest liikidest põrniklane (*Gnorimus nobilis*) ning süsiklased (*Prionychus ater* ja *Mycetochara humeralis*) (Süda 2007, 40). Mardikaliste üldine liigiline koosseis oli siin pargi üldise hooldatuse tõttu võrreldes teiste parkidega väiksem. Kuna pargis leidub väga väärtuslikke vanu ja õõnsustega lehtpuud, soovitati neid võimalikult kaua jalal seisvana säästa. Mardikalistest elavad neil punase raamatu liigid *Prionychus ater* (esmasleid Saaremaal) ja üksnes Saaremaal esinev õiepõrnikas (*Gnorimus nobilis*), mis mõlemad on suured liigid. Õiepõrnikat on siin leitud varemgi, kuid pole teada, millised on tema haudepuud.

4.3.3. Restaureerimislahendus

Kuressaare lossipark on silmapaistev vabakujunduslik park, mille kujundust on rajamisest peale iseloomustanud ilupuude ja -põõsaste suur osakaal. Ka kõigi teiste elustikurühmade poolest on park rikkalik, mis on eriti tähelepanuväärne arvestades asjaoluga, et tegemist on linnapargiga. Siit leiti haruldusi ja kaitsealuseid liike, nende seas koguni viis liiki nahkhiiri.

Pargi restaureerimisel tuleb põhitähelepanu suunata taimestikule. Tähelepanu vajavad nii puud, põõsad kui ka rohhtaimed, mille kasvutingimuste seisukohast on vaja eeskätt parandada valgustingimusi, millega ühtlasi paraneb pargi üldilme.

Restaureerimistegevusi kavandades on võimalik tugineda Tallinna Botaanikaia 2010. aastal tehtud Kuressaare lossipargi puittaimestiku haljastuslikule hinnangule (Abner 2010), kus on antud ülevaade pargi puistu kujunemisest, hinnang selle tervislikule seisundile ning soovitusel edasisteks tegevusteks.

Praegune pargipuistu on kohati pigem liiga ühtlase ja tiheda struktuuriga, mistõttu kiratsevad puude all nii põõsad kui rohurinne. Ajalooliselt on pargi struktuur olnud varieeruvam, kuid esiteks seepärast, et algselt istutatud puud on jõudnud või jõudmas põlispuude ikka, ning teiseks hilisematel perioodidel tehtud juurdeistutuste tõttu on pargipuistu tihenened ning paljud lagendikud ja vaated kinni kasvanud. Üldiseks kujundustaotluseks peaks olema avatud ja suletud alade vaheldumine, kõrvutades valgusele paremini eksponeeritud alasid varjulisemate puu- ja põõsagruppidega. See on oluline nii kujunduse

seisukohast kui ka kõikidele elustikurühmadele mitmekesiste elutingimuste säilitamiseks, aga ka nende parandamiseks ja loomiseks. Puistu struktuuri mosaiiksemaks muutmine tuleks võimalikult ühildada puittaimestiku hinnangus soovitatud halvas tervislikus seisundis (hääbuvate, paljude kuivanud okste ja harudega ning oluliste mädanikukahjustustega) puude likvideerimisega, millega samal ajal parandatakse pargi valgustingimusi, jättes vabanevad kohad avatuks ja mitte kavandades nende asemele uusi istutusi. Eriti põhjapoolses pargiosas tuleks esmane tähelepanu hooldusel pöörata haruldastele puudele ja pargilagendike taastamisele. Parandades puude kasvutingimusi, on võimalik neile samal ajal vaateid avada.

Kuressaare lossipargis on suurepärased võimalused kasutada restaureerimisel esmajärjekorras pargis ajalooliselt kasvanud liike, eriti aktsentsete ja haruldaste puuliikide hulgast.

Haruldased **puuliigid**, mis pargis aja jooksul välja läinud, on okaspuudest näiteks palsamnulud (*Abies balsamea*) ja siberi nulud (*Abies sibirica*) ning lehtpuudest hariliku saare leinavorm 'Pendula', ameerika pärn (*Tilia americana*) ja hiina papli (*Populus simonii*) püstiste okstega sort 'Fastigiata'. Kuna palsamnulg kannatab Eestis viimase 15 aasta jooksul must-pahktäi käes (Abner, suul.), siis ei ole see liik restaureerimisel soovitatav, küll aga ülejäänud nimetatud puud ja eriti siberi nulg, mis oma kitsa tumeda koonusja võraga hästi puistus esile pääseb ja seda visuaalselt märkimisväärselt elavdab. Peale nende on pargis kasvanud ka euroameerika pappel (*Populus × canadensis*), mida võiks samuti kasutada, kuid kuna tegu on suurekasvulise puuga, siis võib sellele liigile sobiva kasvukoha leidmine osutada keerulisemaks kui eespool mainitutel.

Põõsastest tuleks kasutada esmajärjekorras 19. sajandil ja 20. sajandi algul pargi rajamisel kasutatud liike, mis taluvad varju ja poolvarju, ning kujundada neist nii ühe- kui mitmeliigilisi põõsarühmi, eelistades sealjuures viimaseid (Abner 2010, 13), kuna need on ka elustiku seisukohast soovitatavamad. Varjutaluvatest liikidest soovitati igihaljastest põõsastest harilikku jugapuud (*Taxus baccata*) (ill. 48), harilikku pukspuud (*Buxus sempervirens*), läiklehist mahooniat (*Mahonia aquifolium*) ning heitlehistest põõsastest harilikku lumimarja (*Symphoricarpos albus* var. *laevigatus*), magedat sõstart (*Ribes alpinum*), harilikku kuslapuud (*Lonicera xylosteum*), harilikku ligustrit (*Ligustrum vulgare*), villast lodjapuud (*Viburnum lantana*), harilikku pihlenelat (*Sorbaria sorbifolia*), lõhnavat ja nutka vaarikat (*Rubus odoratus*, *R. parviflorus*).

Poolvarju soovitati ebajasmiinide liike ja sorte (*Philadelphus* spp.), harilikku sirelit (*Syringa vulgaris*), tatari kuslapuud (*Lonicera tatarica*) ja selle sorte, looklevat ja vârdforsüütiat (*Forsythia suspensa*, *F. × intermedia*), lodjap-põisenelat (*Physocarpus opulifolius*), roosakat, hambulist, tara- ja keskmist enelat (*Spiraea × rosalba*, *S. × billardii*, *S. chamaedryfolia*, *S. media*), näärelehist kibuvitsa (*Rosa pimpinellifolia* syn. *spinosissima*) ja selle kultivare 'Rubra' ja 'Plena', mets-kibuvitsa (*Rosa majalis*) ja eriti selle sorti 'Focundissima', aga ka harilikku kikkapuud (*Euonymus europaeus*) ja verevat kontpuud (*Cornus sanguinea*). Valikuid tehes võiks eelistada põõsaid, mis pakuvad elu- ja toitumisvõimalusi võimalikult paljudele teistele elustikurühmadele – õierikkaid, eri ajal õitsevaid, söödavate viljade või seemnetega liike. Sealjuures tuleb jälgida, et pargis oleks õitsevaid taimi kogu vegetatsiooniperioodi vältel, kuna see soodustab putukarohkust, mis on oluline nii lindudele kui nahkhiirtele ja samas väga tulemuslik ka kujunduslikult.



48. Harilik pöök (*Fagus sylvatica*) Kuressaare lossipargis. Üleval olukord 2011. aasta suvel ning all sama vaade fotomontaažil restaureerituna. Pöögi all varjus on kasutatud kõige varjutaluvamaid ja sealjuures Saaremaal looduslikult kasvavaid liike, nagu harilik luuderohi (*Hedera helix*) ja harilik jugapuu (*Taxus baccata*). Harilik luuderohi asendab varjulistes tingimustes pinnakattetaimena rohttaimestikku ning võib ronida ka mööda pöögi tüve üles. Aeglasekasvulist ja igihaljast harilikku jugapuud on istutatud endiste kiratsevate pöösaste asemele suurema grupina.



49. Kuressaare losspargis sirelid. Üleval olukord 2011. aasta suvel ning all sama vaade fotomontaažil restaureerituna. Kuressaare lossipargile on iseloomulik hariliku sireli valgeõielise vormi (*Syringa vulgaris* f. *alba*) ohtrus. Kiratsevaid põõsaid tuleks kas noorendada või asendada, eelistades just seda värvi õitega sireleid. Paremalt pool teed on poolvarjulistes tingimustes muru asemel pinnakattetaimena kasutatud mõõlajat valdsteiniat (*Waldsteinia geoides*).



50. Kuressaare lossipargi teed. Foto: Urve Sinijärv.

Säilitatavat põõsarinnet tuleb hooldada ja noorendada ning sõltuvalt liigist valida sobiv noorendusvõte (ill. 49), samuti on põõsaste kasvu soodustamiseks varjus soovitatav põõsastealust multšida kompostiga (Vaasa 2012).

Mitu puuliiki pargis kannatab ka haiguste ja kahjurite käes. Nii tuleks lähiajal likvideerida ja asendada näiteks kaitsevalli taha jääval nn varjatud teel kasvavad saaresurmast kahjustatud harilikud saared. Asendusliigiks on soovitatud pensilvaania saart (*Fraxinus pennsylvanica*), mis on vastupidavam nii pakasele kui ka haigustele ning on dekoratiivsem, lehtides varem ja langetades lehed hiljem (Abner 2010, 12). Asendada tuleks ka harilikud kuused pargi kirdeosas, mida ennustatakse hääbuvat. Asendusliigiks soovitati serbia kuuske (*Picea omorika*), mis talub linnatingimusi paremini. Ka hariliku jalaka asemele soovitati jalakapässikule vastupidavamat künnapuud (*Ulmus laevis*).

Lossikompleksi ümbritseva glassiipuiestee koosseisus on ülekaalus harilikud vahtrad. Arvestades puude kasvukuju (puude harunemist), on puiestee algseks kujundusideeks olnud pügada puid 3–4 m kõrguselt. Esmane löökus on ka toimunud, kuid hiljem on puid lastud kasvada vabalt (Abner 2010, 5). Paljude vaht-rate tervislik seisund on halvenenud tüvemädanike tõttu, mistõttu on puud välja

51. Vallikraavi ümbritsev glassiirinnatis. Foto: Urve Sinijärv.



langemas. Allee restaureerimisel soovitati nende asendamiseks kasutada suuri puukoolis ette kasvatatud istikuid kõrgusega vähemalt 4,5 m ja rinnasdiameetriga 6 cm, kuna väiksemad puud ei suuda suuremate varjus konkurentsi taluda.

Seoses praeguste varieeruvate ja pigem kehvade valgustingimustega on **rohttaimestik** pargis kohati väga hõre või puudub sootuks. Rohttaimestiku kasvutingimuste parandamiseks ja liigirikkuse suurendamiseks võiks praegustele peaaegu taimestikuta aladele lisada mulda ning külvata varjulist kasvukohta taluvat muruseemet. Kuid et ka edaspidi jääb parki kindlasti varjukamaid piirkondi, siis võiks seal kasutada muru asemel ka pinnakattetaimi. Nendeks soovitati näiteks harilikku luuderohu (*Hedera helix*), eriti selle sorti 'Baltica', ning väikest igihalja (*Vinca minor*), peale nende veel tipmist puksrohtu (*Pachysandra terminalis*) ja mitmesuguseid püsikuid, näiteks kurerehasid (*Geranium spp.*) (Abner 2010, 13). Puude all saab muru asemel kasutada ka looduslikke varjulembeid pinnakattetaimi, nagu harilikku maikellukest ehk piibelehte (*Convallaria majalis*), harilikku metspipart (*Asarum europaeum*), leselehte (*Maianthemum bifolium*), maajalga ehk kassiratast (*Glechoma hederacea*) ja roomavat metsviitsa (*Lysimachia nummularia*).

Pargi teedevõrk restaureerimisel esimeses järjekorras tähelepanu ei vaja (ill. 50). Põhjalikku restaureerimist vajaks aga vallikraavi ümbritsev glassiirinnatis (ill. 51). Peale selle, kuna Kuressaare kuurordiarhitektuuri siduvaks elemendiks on olnud dolomiidist või tsemendist valatud dekoratiivvaasid, mida leidis nii pargis, eraaedades kui ka piirdeaedade kaunistusena (Künnapu ja Maiste 2007, 865), võiks kaaluda nende paigutamist pargi eri piirkondadesse.

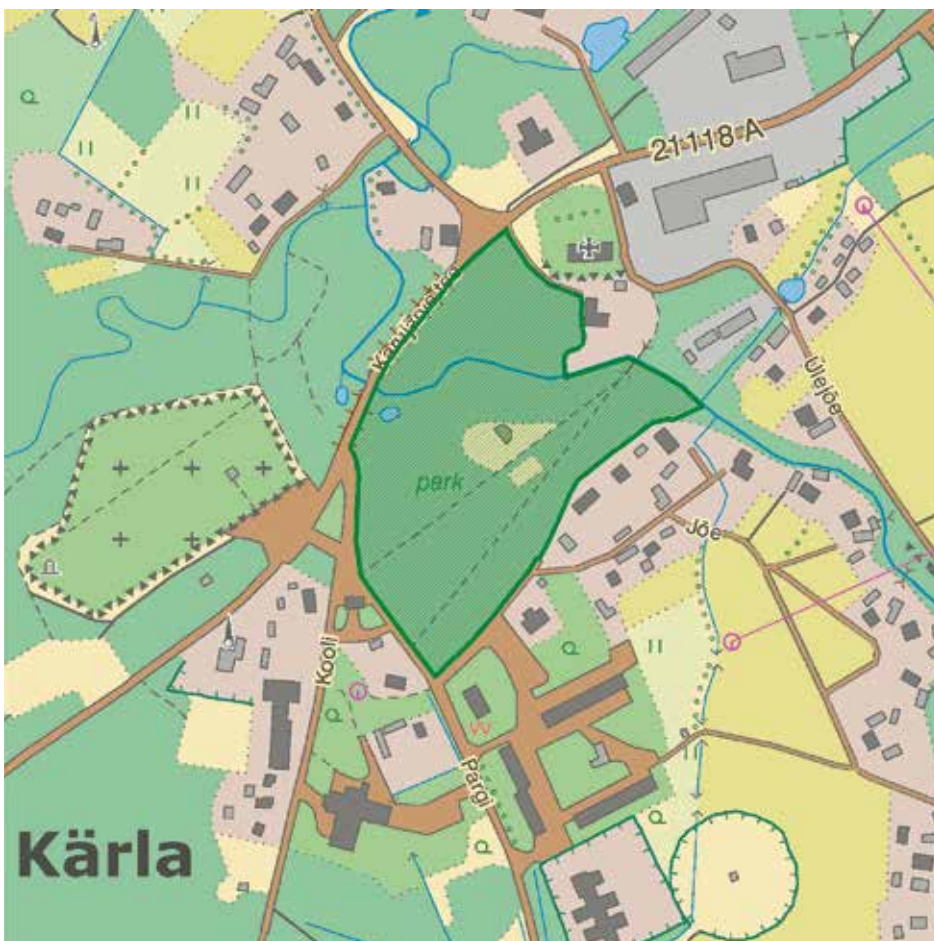
4.4. Kärla kirikupark

4.4.1. Ajalugu. Pargi kujundus ja hetkeolukord

Kärla kirikupark asub Kärla Maarja Magdaleena kirikust ja sellest kagus asunud pastoraadihoonest edelas. Kirik rajati arvatavasti 14. sajandi algul, kuid 1556. aasta tulekahjus sai see rängalt kannatada (Pesti ja Rikas 1983, 87). Praegune klassitsistlik pühakoda ehitati aastatel 1842–43 varisemisohtlikuks muutunud keskaegse kirikuhoone asemele (Vihuri 2007, 422) (ill. 52). Pastoraadihoone, mis oli keskmise suurusega vanem puidust ühekorruseline ehitis (Ranniku 1977, 136), on hävinud, säilinud on vaid selle keskel asunud mantelkorstna varemed.

52. Kärla kirik 1930. aastate keskel. Foto: Vahur Kuhlbergi kogu.



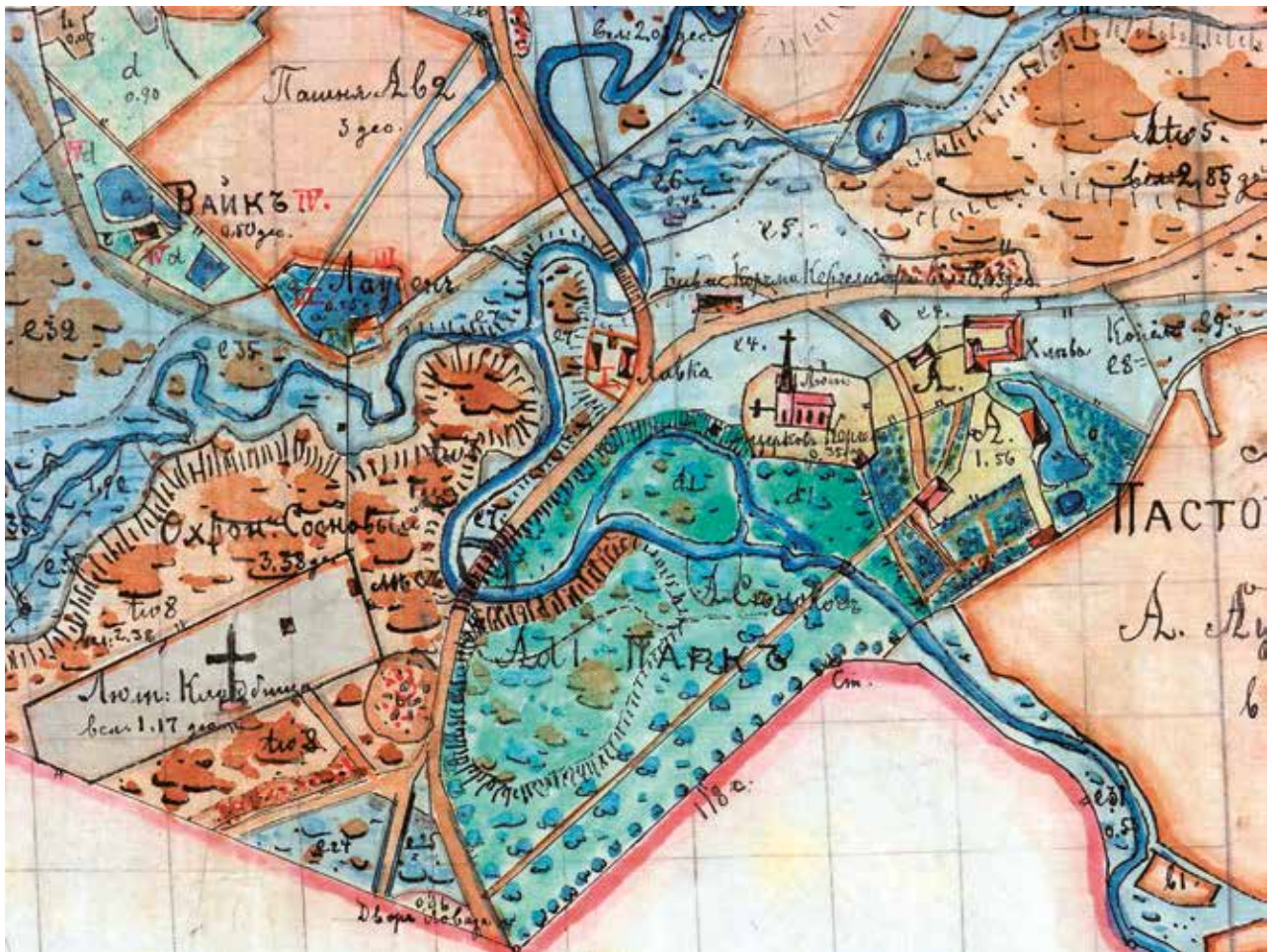


53. Kärla kirikupark Eesti põhikaardil. Pargi pindala on 4,7 ha.

Pargi (ill. 53) rajas Kärla pastor Johann Heinrich Koch, kes teenis Kärlas 1795–1828 (Sander 2008), ning see on olnud algusest peale vabakujunduslik. Kujunduses on olnud kesksel kohal Kärla jõgi, mis lookleb ida-lääne suunas läbi pargi. Kärla kirikumõisa 1904. aasta plaanil (EAA 3724-5-2238) (ill. 55) on näha,

54. Kärla kirikupargi ajalooline peatee. Foto: Urve Sinijärv.





55. Kärla kirik ja pastoraat 1904. aasta kirikumõisamaade plaanil. EAA 3724-5-2238.

et pastoraadihoone juurde viis läbi pargi edelast kirdesse sirge alleega ääristatud tee, mis on tänaseni alles ja osaliselt praegugi pargi peatee (ill. 54). 1920.–30. aastatel kujundati endine kiriku- ja pastoraadipark ümber asulasiseseks rahvapargiks (Ranniku 1977, 136). Siia paigutati laululava jm pargirajatised ning pargi edelaossa istutati kagu-loodesuunaline saareallee. Mõlemat alleed pargis on eri aegadel täiendatud, mille tulemusena on need nüüd eriliigilise ja -vanuselise koosseisuga. Muus osas on pargi puistu vabakujunduslik, põhjapoolne osa on salumetsailmeline, lõunapoolne osa poolavatud ja pidevalt niidetav. Osa ajaloolisest pargialast teisel pool jõge kirikust lõunas ja endise pastoraadihoone ümbruses on nüüdseks hoonestatud ja eraomanduses ega moodusta enam pargi põhiosaga ühtset tervikut. Ülejäänud osa on aga praegugi väärtuslik ennekõike asulasisesese haljasalana ning siin korraldatakse rahvaüritusi (ill. 56).

4.4.2. Liigiandmed

Puittaimestiku liigirikkus on väike, 2007. aastal registreeriti inventeerimise käigus 29 puittaimet taksonit, millest 20 olid kodumaised ja 9 võõrliigid (TBA 2007, 5). 2011. aastal on seoses hoolduskava koostamisega tehtud uus inventuur (Paju jt 2011, 15), mille käigus inventeeriti detailselt pargi lõunapoolne osa. Alates 1977. aastast on pargis kokku registreeritud 37 liiki puittaimi, neist 24 kodumaist

ja 13 võõrliiki (Sander 1997, 53; TBA 2007, 5; Paju jt 2011, 15). Puuliike on olnud kokku 22, põõsaid 15 (vt lisa 3). Vahe kõigi pargis registreeritud liikide ja 2007. aasta andmete vahel on 21,6%.

Puistu eripäraks on hariliku männi (*Pinus sylvestris*) suhteliselt suur osakaal, läänepoolses pargiosas on määnd ülaringes valitsev. See on tingitud asjaolust, et park on rajatud osaliselt alale, kus Kärla pastor Jodocus Kohl 17.–18. sajandi vahetuse paiku männikülvi teel kiriku ümbruses liikuma hakanuid liivikuid kinnistas ja metsastas (Sander 2008). Pargis on ka suuri sangleppi (*Alnus glutinosa*), harilikke kuuski (*Picea abies*) ja jõe ääres harilikke saari (*Fraxinus excelsior*). Haruldusi puude hulgas ei ole. Põõsarinne on vaene ja vähearvukas. Puittaimestiku inventeerimise käigus soovitati pargi metsaosa säilitada võimalikult looduslikuna, istutada juurde põõsarühmi ning likvideerida kuivanud ladvaga jalakas, mis võib olla nakatunud jalakapässikuga.

Rohttaimi leiti Kärla pargis 236 liiki, mis oli kõigi inventeeritud parkide kohta suurim liikide arv (Reitalu 2007, Kärla). Suur liigirikkus loeti tingitaks eelkõige kasvukohtade mitmekesisusest, sest peale regulaarselt hooldatava osa jääb pargi koosseisu veel lõik Kärla jõest oma kaldataimestiku ja veekeskkonnaga, samuti kirikut ümbritsev kuiv aruniit.

Leiti kaks kaitsealust taimeliiki.

1. II kaitsekategooria liik jumalakäpp (*Orchis mascula*) kahest kohast naadi kasvukohatüüpi sanglepikust: jõe vasakult kaldalt umbes 50 ja paremalt kaldalt kümnekond isendit, millest ca 30% olid generatiivsed – kevadised õiepungadega ja suvised juba õitsemise lõpetanud. Kaitseks midagi peale praeguste kasvukohatingimuste säilitamise ette ei nähtud.

2. III kaitsekategooria liik aas-karukell (*Pulsatilla pratensis*) samuti kahe leiukohaga. Esimene neist oli Kärla kirikust vahetult põhja pool asuval kuival aruniidul, mille servas kasvavad suured männid. Liigi säilimiseks soovitati jätta kuni taimede viljumiseni nende lähiümbrusest muru niitmata. Teine leiukoht oli pargi lääneservas bussipeatuse vastas palumännikus. Selles kasvukohas peeti vajalikuks vältida vanade kaevete tasandamist, mis võiks kaasa tuua karukella kahjustamise või hävimise. Soovitati pargi edasist hooldamist jätkata senises mahus, kuna praegune hooldatava ala rohukamar on tihe, suhteliselt tallamiskindel ja

56. Pargi keskel on legendik rahvapärimuste korraldamiseks. Foto: Urve Sinijärv.



liigirikas. Niidetava ala laiendamist laululavast jõe poole ei peetud vajalikuks, sest palumänniku riba liitub sujuvalt hooldatava alaga ja mitmekesisstab pargi kasvukohti. Jõelammil kasvav sanglepik soovitati säilitada looduslikuna, sest see on elupaigaks paljudele liikidele, nende seas pargi floorat rikastavatele saluaitmedele. Kirikut ümbritsevat värvikirevat ja liigirikka rohustuga kuiva aruniitu soovitati koosluse säilimiseks niita mõõdukalt, mitte liiga sageli.

Sammalde poolest osutus Kärla park väga liigirikkaks, kokku leiti siit 52 liiki (Ingerpuu ja Vellak 2007, 7). Seda soodustab siin reljeef – kasvukohtade mitmekesisusele annab palju juurde parki läbiv Kärla jõgi oma vahelduva kõrgusega kallastega. Kõige väärtuslikum leid pargis oli Lyelli tutik (*Ortotrichum lyellii*), kuna see liik oli varem Eestis teada vaid ainsas leiukohas Viidumäe looduskaitsealal. Lyelli tutik on Euroopas lõunapoolsema levikuga liik ning Saaremaal püsib ta ilmselt tänu soojemale merelisele kliimale. Liik on kantud punase raamatu nimestikku ja selle püsimiseks peeti vajalikuks säilitada pargis vanu lehtpuid. Puude praegust tihedust peeti sobivaks, soovitati vältida liigset hõrendamist, aga samal ajal ka võsastumist. Jõeäärsed kasvukohad lisavad Kärla pargi floorasse püsivat mullaniiskust vajavaid ning isegi vees kasvavaid samblaliike, mis mujal puuduvad. Näiteks harilik koonik (*Conocephalum conicum*) on iseloomulik varjuliste metsaojade kallastele ja sõnajalg-nöorsammal (*Cratoneuron filicinum*) kasvab tihti allikate läheduses. Hammas-tähtsammal (*Mnium hornum*) ning harilik kariksammal (*Frullania dilatata*) on vääriselupaikade tunnusliikideks (RT 2009, 18, 218).

Samblikke leiti Kärla pargis 57 liiki seitsmelt puuliigilt, millega see oli inventeeritud parkide hulgas üks liigirikkamaid (Leppik ja Nõmm 2007, 8). Suur liigirikkus tuleneb eriilmelistest pargiosadest, kus varieeruvad nii puuliigiline koosseis kui ka valgustingimused. Leiti üks haruldane samblikuliik *Ochrolechia turneri*, mis kasvas toomingal. Seda on varem leitud Eesti lääneosast, kus see eelistab hästi valgustatud kasvukohta. Leiti ka III kaitsekategooriasse arvatud luminiuisamblik (*Sclerophora nivea*), mis kasvas hooldatud pargiosa vahtratel. Pargi praegust hooldamisrežiimi peeti samblike liigirikkuse säilimisele soodsaks. Soovitati pargi hooldamata osas veel võsa eemaldada, arvestades sealjuures, et üle pargi säiliks hajusalt ka toomingaid.

Linde leiti Kärla pargis 24 liiki 49 haudepaarina, mis oli vaatlusaluste parkide keskmisest suurem liigirikkus (EOÜ 2008, 10). Asustustihedus oli veidi väiksem, 11 paari/ha. Liigirikkuse põhjuseks peeti mitmesuguste elupaikade olemasolu – pargi lõunaosa on hästi hooldatud eriilmeline hõre puistu, kus on nii okas- kui ka lehtpuid. Alusmetsa ja põõsaste puudumine ning heina niitmine on soodne maapinnal toituvatele rästastele ja õhust putukaid püüdvatele hall- ja must-kärbsenäpile. Jõe orus kasvav lammimetsailmeline salumets on mitmerindelise taimestiku ja tiheda põõsastikuga ja seal leiavad soodsa elupaiga põõsa- ja lehelinnud, käblik. Surnult seisvad puud on vajalikud rahnidele. Pargis pesitseb III kaitsekategooria liik kodukakk (*Strix aluco*), toitumisalana kasutab parki ka II kaitsekategooria liik kanakull (*Accipiter gentilis*). Aastate jooksul on Kärla park olnud elupaigaks II kaitsekategooria liigile roherahnile (*Picus viridis*), kuid liigi üldine arvukus langeb ja 2007. aastal see lind pargis ega selle ümbruses ei pesitsenud. Pargi praegust hooldamist peeti linnustikule soodsaks ning soovitati niitmist jätkata samas mahus. Peeti vajalikuks hoida jõe kaldaid võimalikult looduslikuna ning vältida liigset inimõju. Leiti, et mõnes kohas võiks avada vaateid jõe, kuid kindlasti hoiduda lausalisest alusmetsa

ja põõsastiku raiest. Hooldamise käigus soovitati jätta alles nii palju õõnsustega puid kui võimalik ning säilitada surnult seisvaid puid kui olulisi elurikuse hoidjaid.

Nahkhiirtest tuvastati Kärla pargist põhja-nahkhiir (Nellis 2008, 4).

Mardikalistest leiti Kärla pargis haruldastest ja huvipakkuvamatest liikidest ebaväesklane *Euglenes pygmaeus*, tooneseplased *Anobium thomsoni* ja *Microbregma emarginata*, siklased *Grammoptera ruficornis* ja *Necydalis major*, driliid *Drilus concolor*, kääviklane *Hylis cariniceps* ning redulased *Hallomenus axillaris* ja *Hallomenus binotatus* (Süda 2007, 38). Kärla jõe org soovitati hoida võimalikult puutumatu ja looduslikuna. Puutumata soovitati jätta ka siin südamemädaniku tõttu murdunud üksik jäme kuusk, kuna tõenäoliselt elab sel kuusel haruldane kääviklane *Hylis cariniceps*, keda seni oli Eestist leitud vaid ühel korral, samuti Lääne-Saaremaalt, ja tooneseplane *Anobium thomsoni*. Tasasel pargialal loeti mardikaliste jaoks olulisemaks vanad jämedad männid, üksik jäme kuusk, mille korbast leiti tooneseplane (*Microbregma emarginata*), ja mitu jämedat tüvemädanikuga sangleppa. Viimastel huvitavaid liike ei tuvastatud. Pargi praegust hooldust ei peetud entomoloogilisest aspektist vajalikuks kuidagi piirata.

4.4.3. Restaureerimislahendus

Kärla vabakujunduslik ja looduslähedase ilmega park osutus kõigi liigirühmade poolest silmapaistvalt liigirikkaks, mis on tingitud eelkõige kasvukohtade mitmekesisusest. Üldjoontes tuleks pargi praegust hooldust ja struktuuri säilitada, kuid eriti lõunapoolses poolavatud osas on võimalik selle kujunduse vaheldusrikkust ka oluliselt suurendada.

Park jaguneb kolmeks eri iseloomuga osaks:

I jõeäärne salumetsailmeline ala;

II lääneosas asuv palumännik (ill. 57);

III poolavatud lõunaosa koos laululava ja kiigeplatsiga.

I ja **II** Nii jõeäärne lammimetsailmeline salumets kui lääneosas asuv palumännik on väärtuslikud oma looduslike kasvukohtade poolest ja erilist sekku- mist ei vaja. Jõe ääres võiks korrastada sealse kohati raskesti läbitava jalgraja ning avada sellelt mõned vaated jõe ja kirikule, kuid üldiselt peaks nende alade ilme

57. Kärla kirikupargi lääneosas asuv palumännik. Foto: Urve Sinijärv.



säilitama võimalikult looduslikuna (ill. 58). Eelkõige linnustiku seisukohast on siin oluline hoiduda lausalisest alusmetsa ja põõsastiku raiest, teha seda mõõdukalt ning kujundada see n-ö saareliselt, mitte ühtlaselt hõredana.

III Põhilised restaureerimistegevused tuleks teha pargi lõunaosas. Esimese sammuna tuleks likvideerida laululavast lõunasse jääv suur kuivanud ladvaga jalakas, mis võib olla kahjustunud jalakapässikust ja on sel juhul nakkusallikaks (TBA 2007, 6). Kohe tuleks likvideerida ka selle lähedusse jääv kuivanud ladvaga harilik saar.

Edelapoolses pargiosa peaks olema eesmärgiks suurendada pargipuistu mosaiikust: praeguses suhteliselt ühtlases puistus võiks puude seisundist lähtudes kujundada avatumaid alasid ja põõsarinnet. Siin on palju allajäänud puid, millel puudub väljavaade kujuneda liigile omase võraga pargipuudeks, ning eriti iseloomulik on see pargi lääneservale. Kogu pargi poolavatud lõunaosale on tehtud uus ja detailsem dendroloogiline inventuur (Paju jt 2011, 15), mille alusel on siin võimalik teha valgustus- ja harvendusraie. Samal ajal on oluline puude järjepidevuse tagamiseks valida välja perspektiivsed noored puud, mille valgustingimuste eest edaspidi hoolitseda ning millest kujundada tulevased pargipuud.

Kuna kogu pargi lõunaosas põõsarinne sama hästi kui puudub, on seal üks põhilisi restaureerimistegevusi selle taastamine. Põõsagrupid on vajalikud ennekõike pargi kujunduse seisukohast, kuid ka lindudele ja putukatele, samuti samalde, samblike ja rohttaimede kasvukohtade mitmekesistamiseks (ill. 59).

Kärkla pargile on omased kodumaised liigid, mida võiks eelistada ka uute istutuste tegemisel. Valgusrohkematele kohtadele pargi keskosas laululava ja kiigeplatsi läheduses võiks istutada putukatele ja lindudele vajalikke eri aegadel õitsvaid põõsaid ja söödavate viljadega liike, nagu Saaremaale omaseid viirpuid (*Crataegus* spp.) ja kibuvitsu (*Rosa* spp.), aga peale nende ka traditsioonilisi pargipõõsaid, nagu harilik ja laialehine ebajasmiin (*Philadelphus coronarius*, *P. pubescens*), harilik ja ungari sirel (*Syringa vulgaris*, *S. josikaea*) ja nende sordid.

Varjulisematesse kohtadesse puude alla pargi lääneosas võiks istutada grupiti magedat sõstart (*Ribes alpinum*) ja läikivat tuhkpuid (*Cotoneaster lucidus*), kuna neid liike võib istutada puudele üsna lähedale (Vaasa 2012, 92). Okaspuudest talub väga hästi varju harilik jugapuu (*Taxus baccata*). Mitmerindelise puistu saavutamiseks istutada poolvarjulistes kohtadesse kodumaiseid kõrgemaid põõsaid, nagu harilikke sarapuid (*Corylus avellana*), harilikke toomingaid (*Prunus padus*), harilikke kikkapuid (*Euonymus europaeus*) ning madalmaid harilikke lodjapuid (*Viburnum opulus*), harilikke kuslapuid (*Lonicera xylosteum*) ja verevaid kontpuid (*Cornus sanguinea*). Samas tuleb silmas pidada, et osa linnuliike vajab just hõredat, niidetavat ja alusmetsata puistut (EOÜ 2008, 11), mistõttu võiks paiguti säilitada ka praegust puistustruktuuri.

Niitmiseega on samuti võimalik parki nii kujunduslikult kui ka liigikaitseliselt mitmekesistada. Regulaarselt niidetav (suve jooksul mitu korda) peaks olema vaid pargi keskosa laululava ja kiigeplatsi ümbruses. Ülejäänud lõunapoolses pargiosas niita vaid korra suve jooksul pärast õistaimede viljumist. Tihedamini niidetava ala servadesse jätta looklev 1–2 meetri laiune niitmata riba, mis elavdab parki visuaalselt ja tekitab veel ühe taimerinde, mis on soodne nii rohttaimestiku mitmekesisusele kui lindudele, kahepaiksetele, pisiimetajatele ja selgrootutele. Et üks selgrootute peamisi toite on õietolm ja nektar, siis tuleb tagada, et pargis oleks õitsvaid puit- ja rohttaimi kogu vegetatsiooniperioodi vältel, mis on väga tulemuslik ka kujunduslikult.



58. Kärla jõgi. Üleval olukord 2011. aasta suvel ning all sama vaade fotomontaažil restaureerituna. Kärla kirikuparki läbiva Kärla jõe kallastel kasvab lammimetsailmeline salumets, mis on väärtuslik oma looduslike kasvukohtade poolest. Siin võiks vaid korrastada kohati raskesti läbitava jalgraja ning avada sellelt mõned vaated jõe, likvideerides selleks üksikuid puid, millega paranevad veidi ka valgustingimused, kuid üldiselt peaks ala ilme säilima võimalikult looduslähedasena.



59. Kärla pargilagendik. Üleval olukord 2011. aasta suvel ning all sama vaade fotomontaažil restaureerituna. Kärla kirikupargi lõunaosa iseloomustab põõsarinde vähesus, mille suurendamine on siin üks olulisemaid restaureerimistegevusi. Lahenduses on kasutatud põõsagruppe, mis koosnevad eri aegadel õitsevatest või söödavate viljadega liikidest, nagu Saaremaale omastest viirpuudest (*Crataegus* spp.) ja kibuvitsadest (*Rosa* spp.), lisaks nendele ka traditsioonilistest pargipõõsastest, nagu harilik ja laialehine ebajasmiin (*Philadelphus coronarius*, *P. pubescens*), harilik ja ungari sirel (*Syringa vulgaris*, *S. josikaea*) ja nende sordid. Samuti on suurendatud rohttaimestiku liigirikkust.

Artes Terrae OÜ on 2011. aastal koostanud pargile hoolduskava (Paju jt 2011), mida selle põhjalikkuse ja väljapakutud lahenduste poolest võiks käsitleda pigem pargi projektina. Seda erandlikkust on mainitud ka hoolduskava sissejuhatuses (lk 5). Hoolduskava pöörab päris palju tähelepanu pargi elustikule ning seda peamiselt tänu siinseski töös kasutatud Saaremaa parkide liigiinventuuride soovitudele ja andmetele. Lisaks elustikku eraldi käsitlevatele peatükkidele antakse konkreetseid suuniseid elustiku kaitseks nii puistu kui avatud murualade hoolduse peatükkides (lk 33–36). Ning kuna hoolduskavas tehakse ettepanekuid uute istutuste kavandamiseks (lk 45), siis esitatakse ka nende valiku puhul liigikaitselisi kaalutlusi. Hoolduskava pakutav lahendus tervikuna on üsna sarnane siin pakutuga.

4.5. Lööne mõisa park

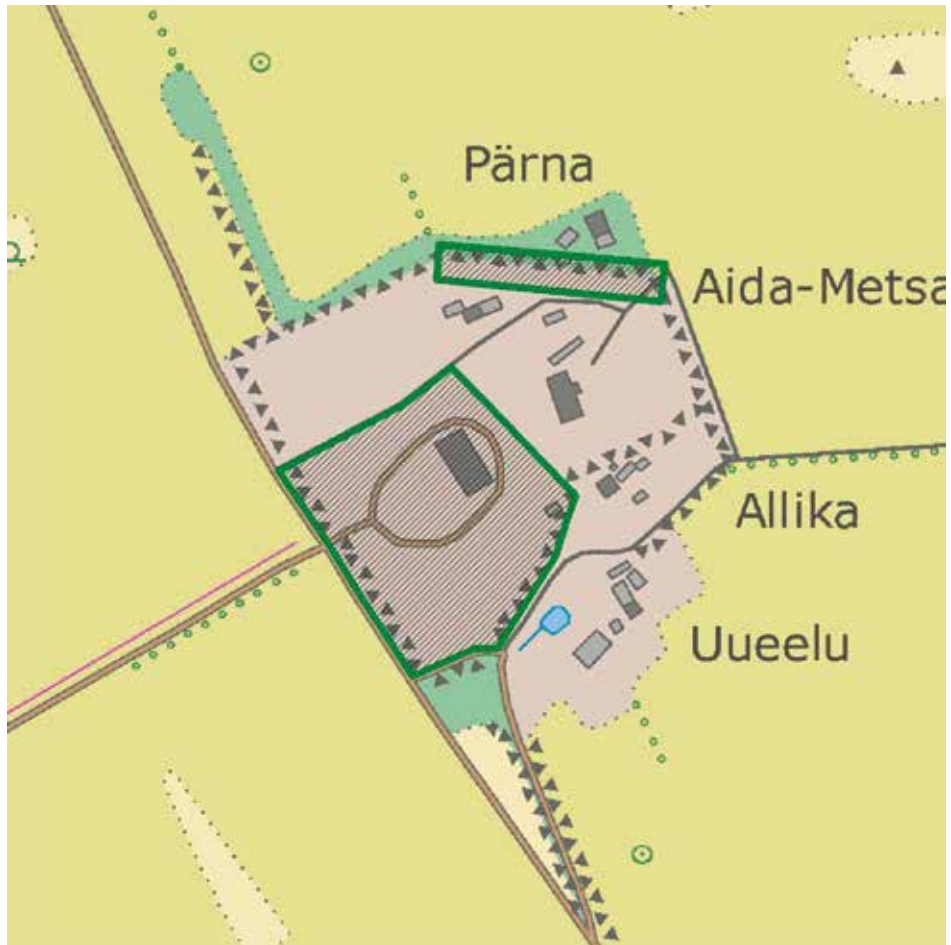
4.5.1. Mõisa ajalugu. Pargi kujundus ja hetkeolukord

Lööne mõis asub Kesk-Saaremaal ning seda on esimest korda mainitud 1489. aastal (Tarvel 2007, 118). Ühekorruseline, kõrge sokli ja poolkelpkatusega barokne paekivist mõisamaja valmis 18. sajandi lõpus (Raam 1996, 69). 1864. aastal on lisatud neogooti stiilis kahekorruseline keskrisaliit ja ohtralt dolomiidist ehisdetalle. Mõis vahetas korduvalt omanikke, neist ühed pikaajalisemad olid Guldenstubbed, viimased omanikud aga enne riigile võõrandamist Buxhoevedenid (Särg 2007, 79). Hoonet kaunistabki Guldenstubbede raidkivivapp, mis on dateeritud samuti 1864 (Maiste 1996, 323). Kõrvalhooneid säilinud ei ole. Pärast võõrandamist kasutas peahoone kohalik kool (Särg 2007, 80) (ill. 60). 1970. aastatel oli mõis kasutusel turismibaasina (Pesti ja Rikas 1983, 104), praegu on see taas eraomanduses. Park koos peahoonega on ka muinsuskaitse all (MKR: Lööne mõisa park).

Park (ill. 61) peahoone ümber on väike ning ümbritsetud kiviaiaga. Peahoone ees on ringteega väljak nelja suure pärnaga. Pargi ainus suurem säilinud puistuosa asub peahoonest loodes. Sellest põhja pool on ajalooliselt asunud

60. Lööne mõisa peahoone 1920. aastatel algkoolina. Foto: Jaan Vali kogu.





61. Lõõne mõisa park Eesti põhikaardil. Pargi pindala on 1,6 ha.

teederistiga neljaks jaotatud pargiosa, kuid pärast võõrandamist on siia rajatud talumajapidamine. Kõige tähelepanuväärsem kujunduselement pargis on selle talumajapidamise taha jääv 130 meetri pikkune kõrge pärnaallee, mida iseloomustab peaaegu okstevaba keskosa (ill. 62). Allee põhjapoolses otsas on pärnaring. Ka vahetult peahoone taha on pärast võõrandamist rajatud asunikutalu, mistõttu ajalooline pargiala jääb suures osas mõlema mainitud talu maadele ja algses funktsioonis on vaid peahoone juurde kuuluval kinnistul. Park oma algses suurus ja funktsioonis on tuvastatav Lõõne mõisa 1899. aasta plaanil (EAA 3724-5-2454 l. 1) (ill. 63).

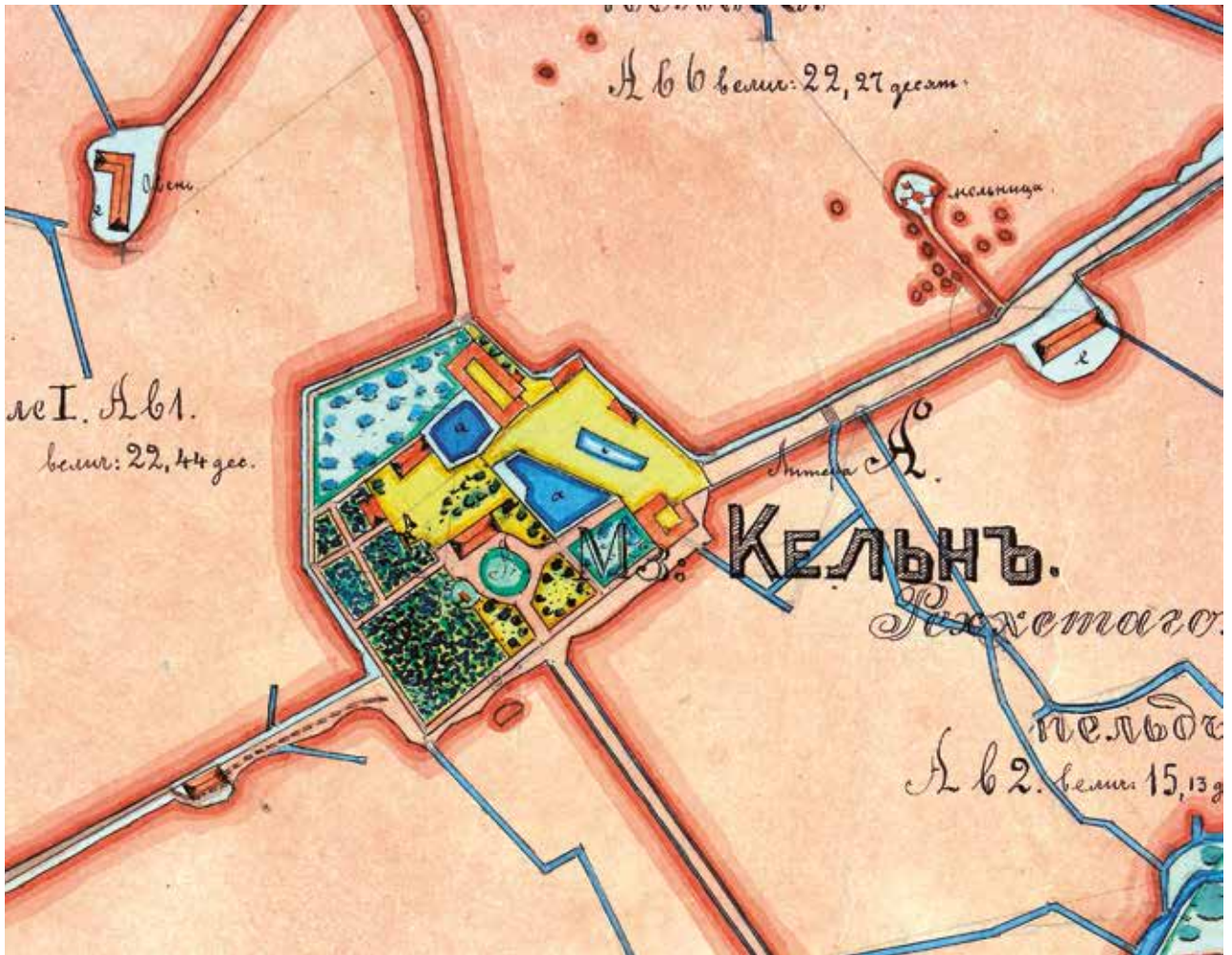
4.5.2. Liigandmed

Puittaimestiku liigirikkus Lõõne pargis on väike, 2007. aastal registreeriti siin 29 puittaimet taksonit, millest 16 olid kodumaised ja 13 võõrliigid (TBA 2007, 11). Alates 1954. aastast on pargis kokku registreeritud 40 liiki puittaimi, neist 17 kodumaist ja 23 võõrliiki (Sander 1997, 56; TBA 2007, 11). Puuliike on olnud kokku 20, põõsaid sama palju ning nende seas ka üks liaan – harilik metsviinapuu (*Parthenocissus quinquefolia*) (vt lisa 3). Vahe kõigi pargis registreeritud liikide ja 2007. aasta andmete vahel on 27,5%.

Kaitstavat pargiosa ümbritsevad eri vanuses harilikud saared (*Fraxinus excelsior*). Peahoone ees kasvab neli laiavõralist läänepärna (*Tilia × vulgaris*).



62. Pargist põhja pool asuv 130 meetri pikkune pärnaallee. Foto: Urve Sinijärv.



63. Lööne mõisasüda 1899. aasta mõisa üldplaanil. EAA 3724-5-2454 l. 1.

Õierohketest puudest on esindatud esiväljaku servas kasvavad harilikud hobukastanid (*Aesculus hippocastanum*), $\bar{U}_{max}=158$ cm, ning okaspuudest palsamnulu ja siberi nulu hübriid (*Abies balsamea* × *A. sibirica*), $\bar{U}=194$ cm. Peahoonest põhja pool kasvab jäme harilik saar, $\bar{U}=342$ cm. Põõsastest on arvukaim harilik sirel (*Syringa vulgaris*). Suuremaid rühmi moodustab ka harilik lumimari (*Symphoricarpos albus* var. *laevigatus*). Haruldane on hariliku ebajasmiiini (*Philadelphus coronarius*) kollaselehine kultivar 'Aureus'. Silmapaistev on pargist kirdesse jääv hariliku pärna (*Tilia cordata*) allee, $\bar{U}_{max}=244$ cm; $H=30$ m. Pargi puistu seisund loeti üldiselt heaks ja püsivaks, kuigi puudel esines kuivanud oksid ja murdunud harusid. Inventeerimise käigus soovitati likvideerida kuivanud oksad ja tüükad ennekõike esiväljakut ümbritsevatel puudel ning isekülvsed puud parki ümbritseva müüri ääres.

Rohttaimi leiti Lööne pargist 136 liiki, kaitsealuseid liike nende seas ei olnud (Reitalu 2007, Lööne). Huvipakkuvaks peeti siinset metsistunud maitse- ja ravimtaimede kollektsiooni, mis ilmselt pärineb kunagisest kooli ürdiaist. Seal registreeriti järgmised liigid: estragonpuju (*Artemisia dracunculoides*), maa-pirn (*Helianthus tuberosus*), harilik iisop (*Hyssopus officinalis*), harilik leesputk (*Levisticum officinale*), aedruut (*Ruta graveolens*) ja harilik mustnupp (*Sanguisorba minor*). Metsistunud rohttaimedest kasvab pargis kõrget maasikat (*Fragaria*

moschata), kirjut liiliat (*Lilium martagon*), metstulpi (*Tulipa sylvestris*) ja eri õievärvusega harilikke kurekelli (*Aquilegia vulgaris*) (TBA 2007, 10). Mõisahoonesise muruväljaku niidukamarat peeti üsna hästi säilinuks ja soovitati pargi jooksvat hooldamist alustada just selle regulaarsest niitmisest.

Samblaid leiti Lööne pargist 23 liiki, kõik tavalised liigid (Ingerpuu ja Vellak 2007, 9). Sammalde poolest pargil kaitseväärtust ei leitud.

Samblikke leiti Lööne pargist 45 liiki kaheksalt puuliigilt, kõik Eestis tavalised samblikuliigid (Leppik ja Nõmm 2007, 10). Liigirikkus pargis oli keskmisest suurem, selle põhjuseks peeti varieeruvaid ja pigem häid valgustingimusi. Leiti III kaitsekategooriasse kuuluv lumi-nuisamblik (*Sclerophora nivea*), mis registreeriti vaid ühel saarel, ja seega ei peetud liiki pargis väga elujõuliseks. Edaspidisel hooldamisel soovitati eemaldada põlispuude ümbert võsa ja piirata iluhekke, samuti likvideerida prügi.

Linde tuvastati Lööne pargi territooriumil 24 liiki 28 paarina (EOÜ 2008, 13). Pargi hooldamatust koos ümbritsevate talude kõrghaljastusega peeti heaks eelduseks mitmekesisele linnustikule. Registreeriti kuus kaitsealust liiki. Neist valge-toonekure (*Ciconia ciconia*) puhul leiti asustamata pesa. Viimane pandi siiski kirja kui potentsiaalne kaitsealuse liigi pesapaik – neid esineb Saaremaal vaid kümnekond paari. Tuuletallajat (*Falco tinnunculus*) nähti esimesel loenduskorral, kui üks lind varavalges pargist välja lendas. Teisel loenduskorral liiki ei kohatud, mistõttu peeti tõenäoliseks, et pesitsemine selles piirkonnas 2007. aastal ebaõnnestus. Kodukakk (*Strix aluco*), väänkael (*Jynx torquilla*) ja punaselgõgija (*Lanius collurio*) pesitsesid pargi territooriumil igauks ühe paarina. Suit-supääsukesed (*Hirundo rustica*) pesitsesid kagupoolsete talude hoonetel. Soodustamaks linnustiku liigilise mitmekesisuse säilimist, soovitati parki hooldades võimalusel alles jätta õõnsustega puid ning põõsastunud piirkondi.

Nahkhiirtest on Lööne pargis tuvastatud põhja-nahkhiir (*Eptesicus nilssonii*) ja suurkõrv (*Plecotus auritus*) (Nellis, suul.)

Mardikalistest leiti Lööne pargist haruldastest ja huvipakkumatest liikidest toonesepelased *Dorcatoma flavicornis*, *Microbregma emarginata*, *Ptilinus pectinicornis* ja *Priobium carpini*, torikuõgilane *Sulcaxis fronticornis*, roisklane *Plegaderus caesus*, küürakmardiklane *Mordellistena neuwaldeggiana*, siklane *Stenocorus meridianus*, näklane *Ctesias serra*, käiguõgilane *Rhizophagus parallelocollis*, seenemardiklane *Colensis immunda* ja ebavälesklane *Euglenes pygmaeus* (Süda 2008, 21). Huvipakkuva puidumardikana märgiti ära ka liblikaliik suur-haavaklaastiib (*Sesia apiformis*), kelle kolm eksemplari tabati pargi ainsal jämedal haaval olnud akenpüünisest. Liblika röövik elab peamiselt elusate haabade, harvem paplite juurekaelte puidus. Mardikate seisukohast loeti pargi hooldatus (keskosa niitmine) optimaalseks. Surnud okste koristamisel ja puhastusraiel soovitati puitmaterjal kasvõi osaliselt koondatuna mõnda varjatummasse kohta vähemalt aastaks-paariks alles jätta, et sellest puitmaterjalist koorunud liigid saaksid ümber kolida ega häviks kohe põletamise läbi. Näiteks toodi haruldase küürakmardika *Mordellistena neuwaldeggiana* vastsed, kes elavad tõenäoliselt pargi keskel kasvavate vanade pärnade surnud okstes. Mardikate jaoks väärtuslikuks peeti ka kruusateeäärset hobukastanite rida, milles mitu puu pakuvad häid elupaiku. Samuti peeti oluliseks pargi põhjapoolsed küljel leiduvaid surnud puid ja tüükaid, mida soovitati mõõdukalt alles jätta. Ka pargi läänenurka jäävat ainsat jämedat ja mardikatele soodsalt eksponeeritud tüvevigastusega haaba soovitati säilitada.

4.5.3. Restaureerimislahendus

Lööne park on väga väike ja see on tingitud mõisasüdame tükeldamisest maa-reformi käigus 20. sajandi algul. Suur osa ajaloolisest pargialast asub naaberkin-nistute taluõuedel. Pargi terviklikkus on rikutud, kaitse all on üksnes peahoone juurde kuuluv kinnistu ning eraldiseisev pärnaallee pargi kunagises põhjaservas, mis kuulub pargi põhiosa juurde lahustükina. Seega on park kujunduslikult saa-nud tugevalt kannatada ning restaureerimise seisukohast saab rääkida üksnes esiväljaku ja seda raamiva pargipuistu ilme parandamisest. Kunagine korrapä-rane teeristiga neljaks jaotatud pargiala pargi põhjaosas on kadunud ja ka üle-jäänud pargipuistu on leidnud uue funktsiooni talumajapidamiste kõrghaljastu-sena, olles kaotanud oma algse struktuuri.

Pargi üldine liigirikkus liigirühmade poolest oli pigem tagasihoidlik kui rik-kalik. Ainus rühm, mis siin teistest suurema liigirikkusega eristus, oli linnustik ja seda peeti tingituks hooldamatusest. Kui linnustiku seisukohast soovitati restau-reerimise käigus jätta alles õõnsustega puid ja põõsastunud piirkondi, siis üldiselt soovitati mitme liigirühma puhul läbivalt parki hooldada ja likvideerida võsa.

Restaureerimisel tuleks esimese sammuna korrastada esiväljaku avatud ala (ill. 64). Muruväljaku niidukamar leiti siiski olevat üsna hästi säilinud ja soovi-tati pargi jooksvat hooldamist alustada just selle regulaarsest niitmise-st. Prae-gune vahetult peahoone ette, selle vasakule küljele rajatud lille- ja tarbeaed tuleks likvideerida. Esinduslike lillepeenarde rajamiseks on sobiv esiväljaku serv või keskpaik. Võimalikult tuleks esile tõsta väärtuslikke ja ilusa võraga läänepärnasid.

Esiväljaku lähiümbruses tuleks esiteks puudel saagida esteetiliselt häirivad kuivanud oksad ja oksatüükad. Teine oluline tegevus on ringväljakut ümbrit-sevate põõsaste noorendamine, kuna praegused põõsarühmad on vananenud, ülekasvanud ja kaotanud oma esteetilise välimuse (ill. 65).

Pargi servaalad võivad jääda tihedamaks, kuid siingi tuleks valikuliselt teha hooldusraiet. Hooldamatusest on pargi servades kiviaia ääres üsna palju hariliku saare ja vahtra järelkasvu, mis kahjustab müüri, suleb vaateid ja varjutab põõ-said. Põhja poole jääva pärnaallee alt tuleb likvideerida juurevõsud ning hool-dada puid. Samas on pargi servaaladel võimalik jätta puudele ka kuivanud oksi ja säilitada terviklikke põõsastunud alasid.

Uuteks istutusteks sobivaid kohti on pargis vähe, ent kui neid peaks korras-tustööde käigus tekkima, siis eelistatud liikideks võiksid olla pargis ajalooliselt kasvanud põõsaliigid, nagu vārdforsüütia (*Forsythia × intermedia*) päikselistel kohtadel ja harilik liguster (*Ligustrum vulgare*) varjulistel. Samuti teised Eesti parkidele ajalooliselt omased põõsad, mis samal ajal pakuksid elu- ja toitumis-võimalusi võimalikult paljudele teistele elustikurühmadele – õierikkad, eri ajal õitsevad, söödavate viljade või seemnetega liigid.

Niitmiseageduse poolest võiks park jaguneda kaheks: peahooneesist ring-väljakut koos selle lähiümbrusega võiks niita tihedamini, kaugemaid alasid 1–2 korda vegetatsiooniperioodi jooksul, sealjuures võiks esimene niitmine toimuda pärast jaanipäeva ja teine enne sügisesi külmi, et talveks ei jääks kõrget kulu (TBA 2007, 10).

Esiväljakut ümbritsev ringtee on amortiseerunud ja tuleks uuesti rajada. Praegune teekatend on murukamaraga kohati läbi kasvanud ja selgete piirideta. Kriitikat ei kannata ka peahoone keskteljel asuv puidust värav, mille taha on pai-gutatud silt, mis keelab valdaja loata siseneda. Peahoone taga ja pargi lõunaosas tuleb koristada ehitus- ja muu praht.



64. Lõone esiväljaku põhjaserv. Üleval olukord 2011. aasta suvel ning all sama vaade fotomontaažil restaureerituna. Esiväljaku lähiehitistes tuleks puudel saagida kuivanud oksad ja oksatüükad. Teine oluline tegevus on ringväljakut ümbritsevate pöösaste noorendamine, kuna praegused põõsarühmad on vananenud, ülekasvanud ja kaotanud oma esteetilise välimuse. Samuti tuleks võimalikult esile tõsta väärtuslikke ja ilusa võraga puid, nagu palsam nulu ja siberi nulu hübriidi (*Abies balsamea* × *Abies sibirica*) (vasakul) ning nelja laiavõralist läänepärna (*Tilia* × *vulgaris*) (paremal).



65. Lööne mõisa esiväljak. Üleval olukord 2011. aasta suvel ning all sama vaade fotomontaažil restaureerituna. Lööne esiväljakut ümbritsev ringtee on amortiseerunud ja tuleks uuesti rajada. Praegune teekatend on murukamaraga kohati läbi kasvanud ja ilma selgete piirideta. Esinduslike lillepeenarde rajamiseks on sobiv esiväljaku serv või keskaik.

**4.6. Muhu
pastoraadi
park
(Liiva park)**

4.6.1. Pastoraadi
ajalugu. Pargi
kujundus ja
hetkeolukord

Kirikumõis kujunes 13. sajandi II poolel ehitatud Muhu Katariina kiriku (ill. 66) juurde arvatavasti juba Rootsi ajal. Pastoraadihooneid on aegade jooksul olnud mitu. Praeguseni on säilinud 1830. aastate alguses valminud ühekorruseline puust hoone (Rullingo 2001, 265) (ill. 67). Kui Liiva algkool 1948. aastal maha põles, anti see kooli kasutusse (MKR 2012: Muhu pastoraadi peahoone). Lisaks kasutas mitu asutust seda kontoriruumidena. Pikka aega oligi pastoraadihoone kohendatud kooliks, kuid nüüd on see tagastatud kogudusele ning kooli jaoks on ehitatud selle kõrvale uus hoone. Park koos pastoraadihoonega on ka muinsuskaitse all (MKR: Muhu pastoraadi park).

Väikesel looduslikul künkal asuva pastoraadi juurde kuulunud pargi (ill. 68) praegune üldilme on vabakujunduslik. Osaliselt on säilinud kunagisi jalgteid

66. Muhu Katariina kirik ja pastoraat 20. sajandi alguses. Foto: Rein Saksakulmu kogu.



67. 1830. aastate alguses valminud ühekorruseline pastoraadihoone. Foto: Urve Sinijärv.



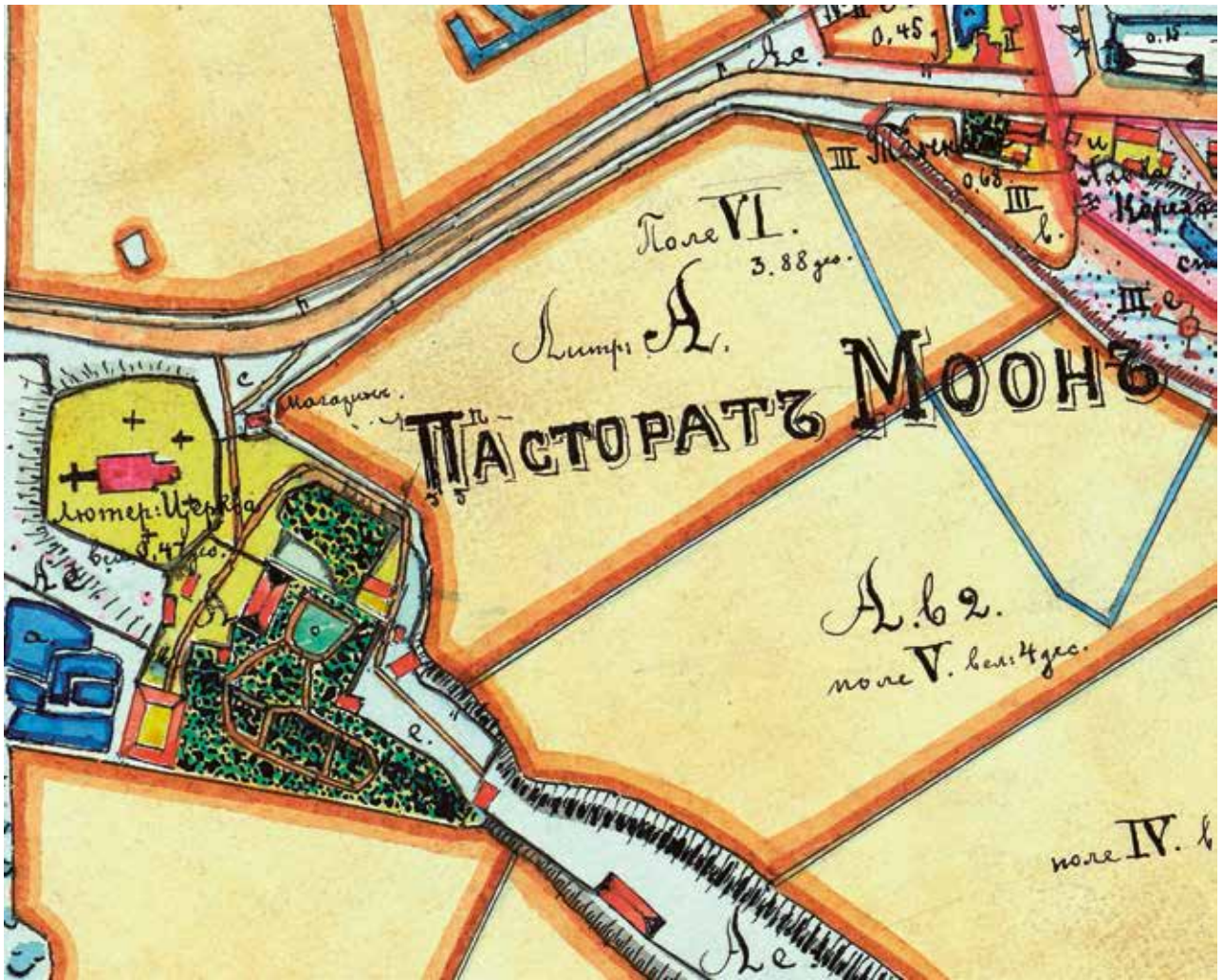


68. Muhu pastoraadi park Eesti põhikaardil. Pargi pindala on 0,8 ha.

ääristanud põlispuude ridu. Park on olnud algselt suurem, kuid alles on vaid pastoraadihoonest lõuna poole jääv pargiosa. Selle algne suurus ja struktuur on tuvastatav Muhu pastoraadi 1909. aasta plaanil (EAA 1292-1-207) (ill. 70). Parki ümbritseb kiviaed, mida on viimastel aastatel ümberladumisega korrastatud, kooli jaoks on siia paigutatud palliplats ja laste mänguväljak. Põõsarinnet ega veekogusid pargis pole, omaette kujunduselemendiks on nii grupiti kui üksikult vabalt paiknevad maakivid (ill. 69). Kogu pargiala on niidetav.

69. Parki ilmestavad nii grupiti kui üksikult paiknevad maakivid. Foto: Urve Sinijärv.





70. Muhu kirik ja pastoraat 1909. aasta kirikumõisa plaanil. EAA 1292-1-207.

4.6.2. Liigandmed

Puittaimestiku liigirikkus on väike, 2007. aastal registreeriti siin vaid 10 puittaime taksonit, millest 7 olid kodumaised, 3 võõrliigid (TBA 2007, 6). Alates 1954. aastast on pargis kokku registreeritud 47 liiki puittaimi, neist kodumaiseid 16 ja võõrliike 31 (Sander 1997, 54; TBA 2007, 6) (vt lisa 3). Puuliike on olnud kokku 16 ja põõsaid 31, kuid kuna teadaolevalt on varasematel aastatel inventeeritud ka pastoraadihoone ja kiriku ümbrust (Abner, suul.), mis praegu kaitsealuse pargi koosseisu ei kuulu, siis ei saa neid andmeid 2007. aasta tulemustega võrrelda.

Pargi puistus valitsevad harilikud saared (*Fraxinus excelsior*) ja harilikud vahtrad (*Acer platanoides*), võõrpuuliikidest kasvavad siin harilikud hobukastanid (*Aesculus hippocastanum*) ja hall haab (*Populus × canescens*). Põõsarinne on tagasi lõigatud, esineb kannuvõsu. Pargi puistu seisund loeti heaks ja püsivaks. Soovitati jätkata pargi hooldust, saagida puudel kuivanud oksad ja tüükad. Juurdeistutusteks erilisi võimalusi ei nähtud, välja arvatud põõsarindes.

Rohhtaimi leiti Muhu pastoraadi pargist 95 liiki, mis oli inventeeritud parkide seas väikseim arv (Reitalu 2007, Liiva). Põhjuseks loeti pargi väike pindala, kehvad valgustingimused suurte puude all ning suur tallamiskoormus. Kaitsealuseid taimeliike ei leitud, kõige huvitavamaks floristiliseks leiuks loeti kare

mõrkjas (*Picris hieracioides*), mis on kogu Eestis suhteliselt harva esinev liik ja Muhu saarel 2007. aasta seisuga ainus teadaolev leiukoht. Taimestikust lähtuvaid soovitusi pargi edasiseks hooldamiseks ei tehtud. Rohhtaimestik kannatab küll suure tallamiskoormuse all, kuid praegustes tingimustes ei nähtud võimalust seda ka vältida.

Samblaid leiti 18 liiki (Ingerpuu ja Vellak 2007, 8). Maapinnal oli samblaid vähe, rohkem oli neid tüvedel ja kividel. Märkimisväärsem liik oli kividelt leitud suur tuhmik (*Anomodon viticulosus*), mis on parkide ja märgalade laialehiste metsade vääriselupaikade tunnusliik (RT 2009, 18, 218, § 16 ja 26). Sammalde seisukohast ei peetud pargile kaitsestaatust vajalikuks.

Samblikke leiti Liiva pargis 35 liiki neljalt puuliigilt, mis kõik on Eestis tavalised (Leppik ja Nõmm 2007, 9). Arvestades pargi väikest pindala ja puuliikide vähesust loeti samblike liigirikkus küllaltki suureks ja seda soodustab siin avatus valgusele. Pargis registreeriti punasesse raamatusse arvatud tähelepanu vajav liik pärna-salusamblik (*Parmelina tiliacea*), mida kasvas ohtvalt kõigil uuritud puudel. Muhu pastoraadi pargi pärna-salusambliku populatsioon on teadaolevalt Eestis üks suurimaid ja vajab kindlasti säilitamist. Pargi praegust hooldamisrežiimi ja senise avatuse säilitamist peeti pärna-salusambliku elupaiganõudlustele vastavaks ja samblike liigirikkuse säilimiseks sobivaks.

Linde tuvastati 11 liiki 18 paarina (EOÜ 2008, 12). Ühtegi kaitsealust liiki ei kohatud. Märkimisväärseks peeti kahe laulva käosulase leidmist nii väikeses puistus. Soodustamiseks linnustiku liigilise mitmekesisuse säilimist, soovitati pargi hooldamise käigus jätta alles võimalikult palju õõnsustega puid.

Nahkhiiri on nähtud lendamas ümber kõrvalasuva kiriku, kuid liigimääranguid pole tehtud (Nellis, suul.).

Mardikalistest leiti Muhu pastoraadi pargist haruldastest ja huvipakkuvamatest liikidest siklane *Stenocorus meridianus*, tooneseplane *Ptilinus pectinicornis*, kōduõgilane *Dienerella clathrata*, roisklane *Dendrophilus corticalis* ja seenetriinulane *Mycetaea subterranea* (Süda 2008, 51).

Mardikaile peeti siin väärtuslikuks üht juurekaelaõõnsusega saart ja mõnesid vähem või rohkem haigeid vahtraid. Üllatavaks loeti haruldase atleetsiku (*Stenocorus meridianus*) leid väikesest hooldatud asulapargist. Peeti tõenäoliseks, et liik asustab pargis saart ja võimalik, et ka vahtrat puujuurte piirkonnas. Koleopterooloogilisest aspektist ei olnud pargi kaitsekorraldusele midagi ette heita ega ka olulist uut soovitada. Teadlikult soovitati väärtustada tüveõõnsustega puid, sest lisaks neis leiduda võivatele (linnu)pesadele võib samas elada ka terve hulk pesadega seotud mardikaid, nidikoole. Õõnsaid puid eelistavad ka paljud ksülo- ja saprobiontsed mardikad, kellest suur osa pole kuigi sagedad. Ka vaatasid ühest puuõõnsusest välja tumedat karva orava pojad (EOÜ 2008, 12).

4.6.3. Restaureerimislahendus

Muhu pastoraadi väike vabakujunduslik park on liigivaene, samuti iseloomustab seda teedevõrgu ja põõsarinde puudumine. Tähelepanuväärne on siin punase raamatu tähelepanu vajava liigi kategooriasse kuuluva pärna-salusambliku populatsioon, mis on teadaolevalt Eesti suurimaid ja vajab säilitamist. Liiki leidus ohtvalt kõigil uuritud puudel.

Pargi restaureerimisel on kõige olulisem tegevuspõõsarinde taastamine, mis on vajalik nii kujunduse kui liigikaitse eesmärgil. Kuna puude all on suhteliselt varjukas, on võimalik kasutada peamiselt varjutaluvaid liike. Soovitatavateks



71. Muhu pastoraadi park (Liiva park). Üleval olukord 2011. aasta suvel ning all sama vaade fotomontaažil restaureerituna. Üks kõige olulisemaid tegevusi on pöösarinde taastamine. Selleks suurendatakse puistu mosaiiksust, likvideerides üksikud puud ja kujundades seeläbi avatumaid alasid. Soovitatavateks liikideks on kõige varjulisemates kohtades harilik jugapuu (*Taxus baccata*), mage sõstar (*Ribes alpinum*) ning harilik liguster (*Ligustrum vulgare*). Poolvarjulisemates kohtades eelistada öitsvaid või söödavate viljadega liike, nagu harilik toomingas (*Prunus padus*), harilik sarapuu (*Corylus avellana*), harilik lumimari (*Symphoricarpos albus*), harilik ja laialehine ebajasmiin (*Philadelphus coronarius*, *P. pubescens*), roosakas enelas (*Spiraea × rosalba*). Pöösagruppe võib kujundada nii ühe- kui mitmeliigilistena, kombineerides eri kõrgustega.

liikideks võiksid olla kõige varjulisemates kohtades harilik jugapuu (*Taxus baccata*), mage sõstar (*Ribes alpinum*) ning harilik liguster (*Ligustrum vulgare*). Poolvarjulistes kohtades eelistada õitsvaid või söödavate viljadega liike, nagu harilik toomingas (*Prunus padus*), harilik sarapuu (*Corylus avellana*), harilik lumimari (*Symphoricarpos albus* var. *laevigatus*), harilik ja laialehine ebajasmiin (*Philadelphus coronarius*, *P. pubescens*), roosakas enelas (*Spiraea × rosalba*). Põõsaid tuleks istutada gruppidega avatumate alade servadesse ja neid võib kujundada nii ühe- kui mitmeliigiliseks, kombineerides eri kõrgustega (ill. 71). Tulemus on visuaalselt mitmekesisem ning ka näiteks linnud vajavad just põõsastikku, mitte üksikuid põõsaid.

Teine oluline tegevus on puistu hooldamine. Puudelt tuleks eemaldada vaid esteetiliselt häirivad kuivanud oksad ja tüükad ning säilitada lindudele, oravatele ja mardikalistele olulisi tüveõõnsustega puid. Uusi puid istutada ei ole eriti võimalik, sest park on väike ja raieid, mille tulemusena võiks avaneda istutuskohti, ei ole ette näha. Ka on pärna-salusambliku populatsioonile oluline tagada puistu avatus valgusele praegusel tasemel. Likvideerima peaks vaid väheperspektiivseid allajäänud puid, mida ühildada mosaiiksema struktuuri kujundamisega. Parki tuleks niita kord-kaks suve jooksul.

Teedevõrku taastada pole tõenäoliselt otstarbekas, kuna selleks puudub vajadus – park on kogu ulatuses niidetav ja käidav. Välja tuleks vahetada laste spordi- ja mänguinventar.

4.7. Mõntu mõisa park

4.7.1. Mõisa ajalugu. Pargi kujundus ja hetkeolukord

Sõrve sääre lõunaosas asunud Mõntu mõis rajati 17. sajandi keskpaiku (Öpik 2007, 182). Esindusliku neogooti stiilis puust peahoone (ill. 72) laskis 1880. aastail ehitada mõisa viimane omanik Oskar Arkadius Otto von Ekesparre (Särg 2007, 91). Pärast riigile võõrandamist tegutses selles aastail 1923–41 Mõntu kool (Vare 1977, 18). Koolihoone, endise härrastemaja, lasid 1941. aastal punaväelased torpeedodega rusudeks (Kask 2008) ning praeguseks on kogu mõisa hoonetus täielikult hävinud. Kooli asukohale on paigutatud mälestuskivi. Pargi maad kuuluvad riigile.

72. Mõntu mõisa puidust neogooti stiilis peahoone 20. sajandi algul. Foto: Jaan Vali kogus.

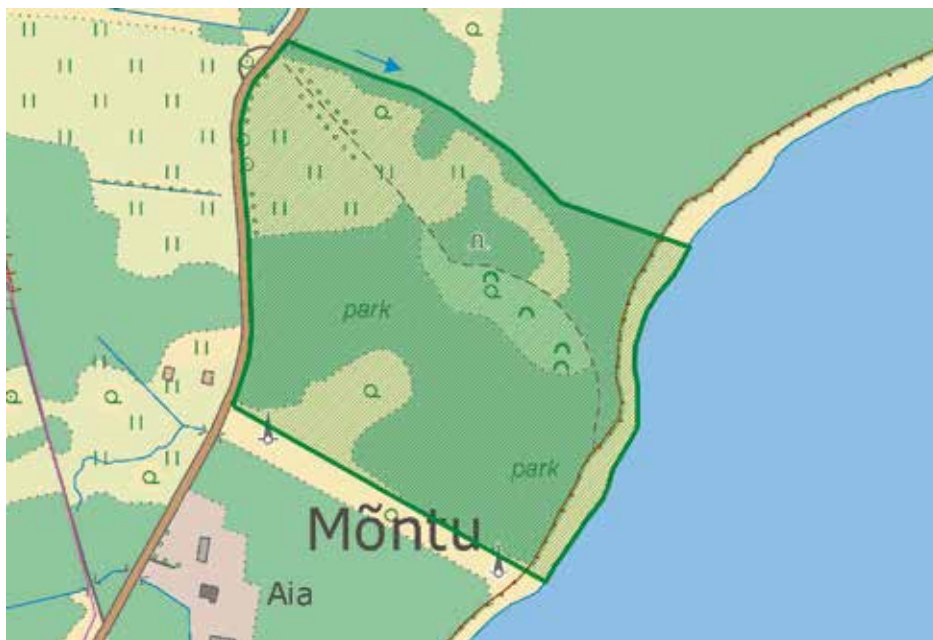




73. Mõntu mõisasüda 1887. aasta mõisa üldplaani. EAA 3724-5-2049.

Suurejooneline maastikupark (ill. 74) rajati koos viimase peahoonega 19. sajandi IV veerandil (Särg 2007, 91). Kuigi aastate jooksul märkimisväärselt võsastunud, on siiski praegugi tänu seal leiduvatele eksootilistele puuliikidele ja avaratele aasadele võimalik aimata kunagist esinduslikku vabakujunduslikku pargikujundust. Pargi algne kujundus ja struktuur on hästi tuvastatav Mõntu mõisa 1887. aasta plaanil (EAA 3724-5-2049) (ill. 73). Salme–Sørve maanteelt

74. Mõntu mõisa park Eesti põhikaardil. Pargi pindala on 9,3 ha.



viib peahoone asukoha juurde hobukastani-pärnaallee. Kahel pool alleed on küllalt hästi säilinud avarad pargiaasad. Edelaosas piirab parki astanguline mere- rand, kust avanevad vaated ümbruskonnale. 1880. aastail mõisast paarsada meetrit põhja poole maantee äärde rajatud Ekesparrede perekonna kalmistu ja kabel on hävinud koos muu mõisaaegse hoonestusega (Särg 2007, 91). Pargialal leidub II maailmasõjast ja Nõukogude perioodist pärit militaarrajatisi, nagu rannakaitse suurtükkide alused jm.

4.7.2. Liigiandmed

Puittaimestiku liigirikkus on keskmine, 2007. aastal registreeriti inventeerimise käigus 55 puittaime taksonit, millest 34 olid kodumaised ja 21 võõrliigid (TBA 2007, 12). Alates 1954. aastast on pargis kokku registreeritud 78 liiki puittaimi, neist 39 kodumaist ja 39 võõrliiki (Sander 1997, 57; TBA 2007, 12), seega on märkimisväärne hulk võõrliike aja jooksul välja läinud. Puuliike on olnud kokku 38, põõsaid 40 (vt lisa 3). Vahe kõigi pargis registreeritud liikide ja 2007. aasta andmete vahel on 29,5%.

Metsistavas pargis püüab tähelepanu peahoone juurde viinud loode-kagu-suunaline läänepärnade (*Tilia × vulgaris*) rida. Pärnade vastu teisele poole teed on istutatud harilikke hobukastaneid (*Aesculus hippocastanum*). Pargiaasade ääres kasvab ohtralt harilikke mände (*Pinus sylvestris*). Kirdepoolse pargiaasa servas on Saaremaa vanim ja suurim euroopa nulg (*Abies alba*), Ü=277 cm, H=23,5 m, mis annab järelkasvu. Nii pargi põhjaservas kui ka lõunaosas valitsevad kodumaised puuliigid. Põhjaosas kasvab jämedaid sangleppasid (*Alnus glutinosa*), jämedaima Ü=280 ja 350 cm, üks jäme harilik jalakas (*Ulmus glabra*), Ü=267 cm, ja harilik tamm (*Quercus robur*), Ü=302 cm.

Tähelepanuväärseks loeti nii looduslike puuliikide suuri isendeid kui vanade, mõisaaegast pärit võõrliikide isendeid. Suuremõõtmeliste põlispuude seisund hinnati üldiselt püsivaks. Lõunapoolses osas on ülekaalus harilikud vahtrad (*Acer platanoides*) ja harilikud saared (*Fraxinus excelsior*). Pargiaasa servas on harilikke

75. Pargis moodustab suuri kogumikke roosade tädisõitega näärelehine kibuvits (*Rosa spinosissima*, syn. *Rosa pimpinellifolia*) 'Rubra'. Foto: Olev Abner.



pärnasid (*Tilia cordata*) ja harilikke jalakaid ning ka euroameerika pappel (*Populus × canadensis*). Kuna kodumaised liigid uuenevad hästi, siis nende järelkasvu tõttu hakkavad kaduma pargi kirde-, kesk- ja idaosas lagedad pargiaasad. Ka põõsarühmad hakkavad looduslike liikide järelkasvu all kiratsema. Kunagise peahoone aseme lähedal kasvab hariliku vahtra punaste lehtedega kultivar 'Schwedleri'. Huvitavaks peeti hariliku viirpuid (*Crataegus rhipidophylla* s.l.) levikut pargis. See puuliik on levinud pärast II maailmasõda peahoone asemest lõuna ja ida poole ja moodustanud paiguti läbipääsmatu võsa. Pargi rannapoolses servas on uuenenud harilik kikkapuu (*Euonymus europaeus*). Põõsastest moodustab suuri kogumikke roosade täidisõitega näärelehine kibuvits (*Rosa spinosissima*, syn. *Rosa pimpinellifolia*) 'Rubra' (ill. 75).

Soovitati likvideerida kodumaiste liikide isekülvset järelkasvu, ennekõike haruldaste puude ja kunagise peahoone asukoha ümbruses, aga ka kinnikasvatatel lagendikel. Silmapaistvamatel puudel soovitati teha hooldusloikust. Tehti ettepanek kaaluda maantee äärde istutatud pooppuude rea (osalist) likvideerimist, kuna puud kiratsevad ning edaspidi varjutavad vaate sissesõidualleele ja aruniidule.

Rohhtaimi registreeriti Mõntu pargis 200 liiki, millega see oli inventeeritud parkidest üks liigirikkamaid (Reitalu 2007, Mõntu). Kaitsealuseid taimeliike leiti 10, sealhulgas kolm liiki II ja seitse liiki III kaitsekategooriast, millega Mõntu on suurima kaitsealuste soontaimeliikide arvuga park Saare maakonnas.

II kaitsekategooria liigid:

1) nurmlauk (*Allium vineale*) – kahe kogumikuna, kokku vähemalt 13 taime maanteega idas külgneval kuival aruniidul;

2) vaheline lõokannus (*Corydalis intermedia*) – laial alal saluaimestikuga põõsastikus pargi edelanurgas, kokku umbes 2000 isendit, mis on selle liigi suurim teadaolev populatsioon Saaremaal;

3) väikeseõiene hiirehernes (*Vicia lathyroides*) – umbes 50 taime kuiva aruniidu keskosas. Et leidmise ajaks oli enamik taimi õitsemise juba lõpetanud, peeti võimalikuks, et kõiki isendeid ei märgatud ja liik on siin arvukamgi.

III kaitsekategooria liigid:

1) kare jürilill (*Cardamine hirsuta*) – kuiva aruniidu lõunapoolses osas ning niidu ja võsastiku piirimail peamiselt sigade tuhnutud lappidel, kokku umbes 300 isendit;

2) müürkevadik (*Draba muralis*) – kuiva aruniidu edelaosas, sigade tuhnutud lappidel ja nende ümbruses, kokku kuni 200 isendit;

3) laialehine neiuvaip (*Epipactis helleborine*) – pargi sissesõidualle ümbruses, kokku kuni 30 isendit;

4) suur käöpõll (*Listera ovata*) – üksikute hajusate isenditena (kokku kuni 50 isendit) kuival aruniidul, peamiselt selle servaaladel;

5) hall käpp (*Orchis militaris*) – kuiva aruniidu maanteepoolses servas, kus leiti kuni 20 isendit;

6) kahelehine käokeel (*Platanthera bifolia*) – üksikute isenditena pargi põhjaserval niidu ja metsa piirimail;

7) rohekas käokeel (*Platanthera chlorantha*) – hajusalt kuival aruniidul, kokku kuni 50 isendit.

Pargi põhjaosas kasvas nõgeselehine kellukas (*Campanula trachelium*), mis on salumetsade ja parkide taim, metsistunud rohhtaimedest pargi lõunaosas mesiputk (*Myrrhis odorata*) ja metstulp (*Tulipa sylvestris*) (TBA 2007, 12).



76. Rohhtaimestiku liigilise koosseisu poolest on pargi kõige väärtuslikumaks osaks maanteega ida poolt külgnev kuiv aruniit. Foto: Urve Sinijärv.

Nii kooslusena kui liigiliselt koosseisult hinnati pargi kõige väärtuslikumaks osaks maanteega ida poolt külgnev kuiv aruniit (ill. 76). Seepärast loeti pargi edasise hooldamise käigus oluliseks tegevuseks selle ala iga-aastast niitmist. Kuna siin kasvab mitu üheaastast kaitstavat taimeliiki, siis nende säilitamiseks tuleb niita alles pärast taimede õitsemist, lasta loog pärast niitmist kuivada, kokku riisuda ja ära vedada. Vahelmise lõokannuse kasvutingimuste parandamiseks soovitati tõrjuda militaarrajatiste piirkonnas laiutavat võsa.

Samblaid leiti Mõntu pargist 33 liiki (Ingerpuu ja Vellak 2007, 10). Tähelepanuväärivamad liigid olid harilik hännik (*Isothecium alopecuroides*) ja harilik pael-sammal (*Metzgeria furcata*), mis on vääriselupaikade tunnusliigid (RT 2009, 18, 218). Kuigi liike leiti suhteliselt palju, leiti, et park ei olnud siiski nii liigirikas, kui eeldati maastikulise mitmekesisuse alusel – reljeef on vahelduv ning pargi servas kulgeb kraav, kuid ka kasvukohad süvendatud kraavi ääres ei lisanud brüofloorasse liike. Soovitusi sammalde kaitseks eraldi ei esitatud.

Samblikke registreeriti Mõntu pargis 58 liiki üheksalt puuliigilt (Leppik ja Nõmm 2007, 11). Kõik need on Eestis tavalised samblikliid ning kaitsealuseid liike nende seas ei olnud. Suur liigirikkus arvati tulenevat erilmelistest pargiosadest ja pargi suurest pindalast. Pargi hooldamisel soovitati eemaldada võsa ja piirata põõsastikku, et parandada valgustingimusi põlispuude jalamil kasvavatel samblikel.

Linde tuvastati pargi territooriumil 19 liiki 52 paarina (EOÜ 2008, 15). Nende hulgas oli üks kaitsealune liik – väike-kirjurähn (*Dendrocopos minor*). Soodustamiseks liigilise mitmekesisuse säilimist, soovitati pargi hooldamise käigus võimalusel alles jätta õõnsustega puud ja põõsastunud piirkondi. Rähnide tarbeks soovitati kõrvalisemates pargiosades jätta püsti jalal kuivanud ja kuivavaid puid.

Nahkhiirtest tuvastati Mõntu pargis põhja-nahkhiir (Nellis 2008, 4).

Mardikalistest leiti Mõntu pargist haruldastest ja huvipakkumatest liikidest tooneseplesed (*Hedobia imperialis*, *Xyletinus ater*), siklased (*Aegomorphus clavipes*, *Anaglyptus mysticus*, *Clytus arietis*, *Grammoptera ruficornis*, *Obrium brunneum* ja *Oplosia cinerea*), kärsaklane (*Phloeophagus turbatus*), driliid (*Drilus concolor*), naksurlane (*Agriotes sputator*), kääviklane (*Eucnemis capucina*), villimardiklane

(*Meloe proscarabaeus*), raisamardiklane (*Dendroxena quadrimaculata*), lühitiiblane (*Velleius dilatatus*) ja süsiklased (*Mycetochara axillaris* ja *Mycetochara humeralis*). Soovitustes tõsteti esile järgmist. Ennekõike vältida lagedate pargiosade võsastumist, kuna koleopteroloogilisest aspektist peeti siin väärtuslikemaiks vanu tüveõõnsustega vahtraid, vanu pärnasid ja üksikut euroopa nulgu, põõsastest aga vanu sarapuupõõsaid, viirpuid, kontpuid, kibuvitsu ning metsõunapuid. Pargi suhtelist hooldamatust peeti mardikaliste seisukohast positiivseks. Soovitati võimalusel jätta alles puude, okste ja kännutüükaid ning ka pargis asuvaid kuivanud viirpuid ja sarapuid. Lisaks leiti, et astangu servas kasvavaid sarapuid ei tohiks üldse kuivanud okstest puhastada. Juhul kui pargis tehakse puhastusraiet, soovitati puitmaterjal kasvõi osaliselt koondatult vähemalt aastaks-paariks alles jätta, et sellest koorunud liigid saaksid ümber kolida.

4.7.3. Restaureerimislahendus

Mõntu mõisa park erineb tavapäraest mõisaparkidest, kuna mõisaaegne hoonestus on täielikult hävinud ja selle praegune üldilme pigem looduslik kui kunstlik. Tegemist on kunagise vabakujundusliku maastikupargiga, kus ainsaks korrapäraseks elemendiks on olnud maanteelt peahoone juurde viiv allee. Arvestades pargi kõrvalist asukohta, vähest kasutatavust ja maaomandit, ei ole tõenäoline kunagise pargistruktuuri taastamine algsele lähedasel kujul, vaid siin tuleb keskenduda peamiselt olemasolevate väärtuste säilitamisele ja pargi hooldamisele. Parki iseloomustab kõigi liigirühmade poolest keskmisest oluliselt suurem liigirikkus, mis oli eriti suur rohttaimede puhul (ca 200 liiki, neist 10 kaitsealused). Nende puhul loeti nii kooslusena kui liigiliselt pargi kõige väärtuslikumaks osaks maanteega külgnev kuiv aruniit. Pargi restaureerimisel tulebki põhitähelepanu suunata pargi põhjaosa poolavatud aladele – niitudele ja neid ääristavale puistutele, mis on vaadeldavad parki loode-kagu suunas läbivalt teelt. Sealjuures tuleb keskenduda järgmistele tegevustele.

1. Hooldada kunagist mõisa sissesõidualleed, kuna see on üks pargi olulisi- maid kujunduselemente, mis loob esimese mulje kogu pargist. Allee koosseisus on palju põlispuid, mis on väärtuslikud nii visuaalselt kui ka elupaikadena. Puudele tuleb teha hoolduslõikust, likvideerida nende ümbert juurevõsud ja isetekeline looduslik järelkasv (ill. 77).

2. Parandada haruldaste ja silmapaistvate puude kasvutingimusi ja avada nende vaated. Siin tuleb eriti esile tõsta pargis kasvavat suuremõõtmelist euroopa nulgu (ill. 78) ning hariliku vahtra kultivari 'Schwedleri'. Nii nende kui teiste tähelepanuväärsete mõõtmete ja välimusega põlispuude ümber tuleks valgustingimuste ja vaadeldavuse parandamiseks likvideerida kodumaiste liikide järelkasvu. Et euroopa nulgu annab siin looduslikku uuendust, siis puule järglase kasvatamiseks soovitati kaitsta noori nulgusid ulukite eest võrkaiaga (TBA 2007, 12).

3. Vältida lagedate pargiosade võsastumist. Selleks tuleb lagedaid alasid vähemalt kord aastas niita. Maanteega külgneva kuiva aruniidu taimekoosluse peamiseks kaitsemeetmeks on selle iga-aastane niitmine pärast õitsemist ning loo äravedamine.

4. Tõrjuda tagasi looduslikku järelkasvu ja põõsastikku. Kuna kodumaised liigid uuenevad pargis jõudsalt, siis nende järelkasvu tõttu on pargi kirde-, kesk- ja idaosas kadumas pargiaasad. Ka põõsarühmad võivad hakata looduslike liikide järelkasvu all kiratsema. Peamiselt hariliku saare, vahtra ja jalaka võsa raie on kõige olulisem kunagisest peahoonest itta ja lõunasse jääval alal. Inventeerimise käigus soovitati likvideerida ka osa viirpuid ning kärpida hariliku lumimarja



77. Mõntu pargi peatee. Üleval olukord 2011. aasta suvel ning all sama vaade fotomontaažil restaureerituna. Mõntu pargi restaureerimisel on üks olulisemaid tegevusi kunagise mõisa sissesõiduallee hooldamine, kuna see on pargi peamisi kujunduselemente ja jätab esimese mulje kogu pargist. Allee koosseisus on palju põlispuuid, mis on väärtuslikud nii visuaalselt kui elupaikadena. Puudele tuleb teha hoolduslõikust, likvideerida juurevõsud ja isetekkeline looduslik järelkasv. Pargi peateel avada vaatesiht ning tõsta esile ilusa võrakujuga läänepärnasid (*Tilia × vulgaris*).



78. Kirdepoolse pargiaasa servas (keskel) kasvab Saaremaa vanim ja suurim euroopa nulg (*Abies alba*), mille ümbrust tuleks avada. Foto: Urve Sinijärv.



79. Pargialal leidub II maailmasõjast ja Nõukogude perioodist pärit militaarrajatisi, nagu rannakaitse suurtükkide alused jm. Foto: Urve Sinijärv.

põõsastikku, samas säilitada sireleid, enelaid ja näärelehise kibuvitsa rühmi (TBA 2007, 14). Võsaraiele peab tulemuse tagamiseks mõne aasta jooksul järgnema korduv niitmine.

5. Esile tõsta kunagise mõisa peahoone asukohta. Siin võiks maha võtta ka suuremaid kodumaiseid ise alale levinud puid ja põõsaid. Kännud tuleks siin freesida või maapinnaga tasa saagida. Säilitatavatel istutatud puudel kunagise peahoone ümber saagida ära kuivanud oksad ja oksatüükad.

6. Esile tõsta militaarrajatisi. Kunagised rannakaitse suurtükkide alused (ill. 79) ja muud pargis olevad militaarrajatised tuleks võsast puhastada nii juurdepääsu kindlustamiseks kui vaadeldavuse parandamiseks. On tehtud ettepanek koos sõja-ajaloolastega rajada parki õpperada militaarobjektide ja haruldaste või muul moel tähelepanuväärsete puude ja taimedega tutvumiseks (TBA 2007, 14). Rajatiste ümbruses laiutava võsa tõrjet peeti vajalikuks ka vahelmise lõokannuse kasvutingimuste parandamiseks.

7. Likvideerida (osaliselt) maantee serva istutatud pooppuude rida (ill. 80). Ettepanek tehti puittaimestiku inventeerimise käigus ning kujunduse seisukohast on see õigustatud, sest praegu on puud väiksed ja ei varja vaadet pargiaasale



80. Maantee servas võiks likvideerida sinna istutatud pooppuude rea, kuna enamik puid kiratseb. Foto: Urve Sinijärv.

ega peahoone juurde suunduvale alleele, kuid suuremaks kasvades sulgevad selle. Enamik puid sealjuures kiratseb ning tõenäoliselt ei ole neil tulevikus neile algset kavandatud esteetilist väärtust.

8. Hoida kaugemad pargiosad looduslikuna. Lõunapoolses pargiosas saab arvestada elustiku seisukohast antud soovitustega säilitada surnud puid ja kuivanud viir- ja sarapuid, mitte puhastada sarapuid kuivanud okstest ja säilitada puhastusraiel saadav puitmaterjal kasvõi osaliselt koondatuna vähemalt aasta-paar. Pargi kõige käidavamates kohtades, mille hulka kuulub ka mererand, võiks aga siiski puistu hooldusele suuremat tähelepanu pöörata. Pargi metsailmelisele osale on kasulik mõõdukas majandamine, alusmetsa mosaiiksus ning puurindes väikemate häilude kujundamine valgustingimuste parandamiseks ja rohttaimestiku liigirikkuse soodustamiseks.

Peale loetletud tegevuste, mis on suunatud seniste väärtuste säilitamisele, on nii kujunduse kui liigikaitse kaalutlustel võimalik kaaluda ka uute istutuste tegemist, milleks võiksid olla ennekõike kõrgemad õitsvad põõsad lagendike servadesse, aga ka aktsentsed üksikpuud või nende grupid, sest ruumi- ja valgustingimused pargis on head ning eespool loetletud tegevuste tulemusena need paranevad veelgi. See võimaldaks taasluua kunagist silmapaistvat maastikuparki ja tagaks ühtlasi selle järjepidevuse. Valikuid tehes tuleks ühtlasi pidada silmas, et istutatavad puud ja põõsad pakuksid elu- ja toitumisvõimalusi võimalikult paljudele teistele elustikurühmadele, mistõttu võiks eelistada õierikkaid, eri ajal õitsevaid, söödavate viljade või seemnetega liike, sh okaspuid.

Nii võiks siin kasutada võõrpuuliike, mis on meie mõisaparkidele omased aktsentsed liigid: okaspuudest esiteks ajalooliselt pargis kasvanud musta mändi (*Pinus nigra*) ning teiseks euroopa ja siberi lehist (*Larix decidua*, *L. sibirica*), lisaks siberi nulgu (*Abies sibirica*) ja alpi seedermandi (*Pinus cembra*); lehtpuudest esiteks pargis ajalooliselt kasvanud hariliku tamme püramiidvormi 'Fastigiata' ning teiseks mägi- ja hõbevahtrat (*Acer pseudoplatanus*, *A. Saccharinum*), lisaks mandžuuria pähklipuud (*Juglans manshurica*), amuuri korgipuud (*Phellodendron amurense*) ja harilikku pööki (*Fagus sylvatica*). Kõrgetest põõsastest võiks lagendike serva istutada ohtralt näiteks eri aegadel õitsevat harilikku ja ungari sirelit (*Syringa vulgaris*, *S. josikaea*) ja nende sorte ning harilikku, amuuri ja virgiinia toomingat (*Prunus padus*, *P. maacki*, *P. Virginiana*). Sealjuures tuleb tagada, et pargis oleks õitsevaid taimi kogu vegetatsiooniperioodi vältel, mis suurendab putukarohkust ja on seeläbi soodne näiteks lindudele ja nahkhiirtele, aga väga tulemuslik ka kujunduslikult.

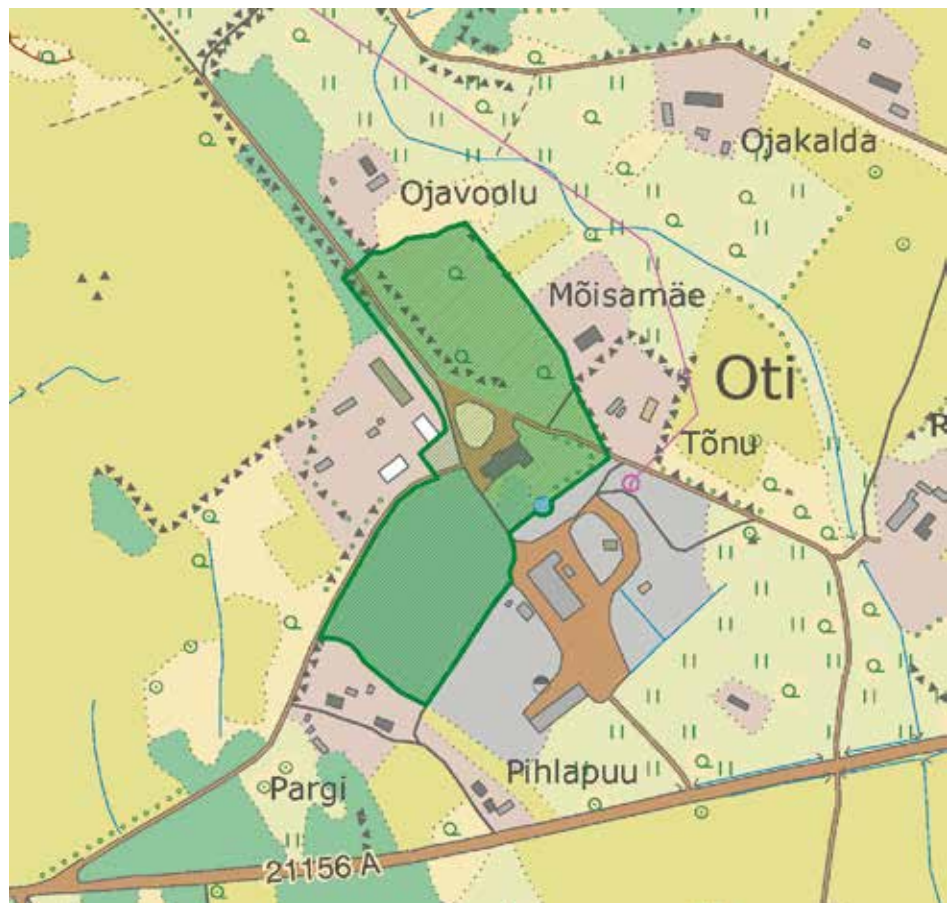
4.8. Oti mõisa park

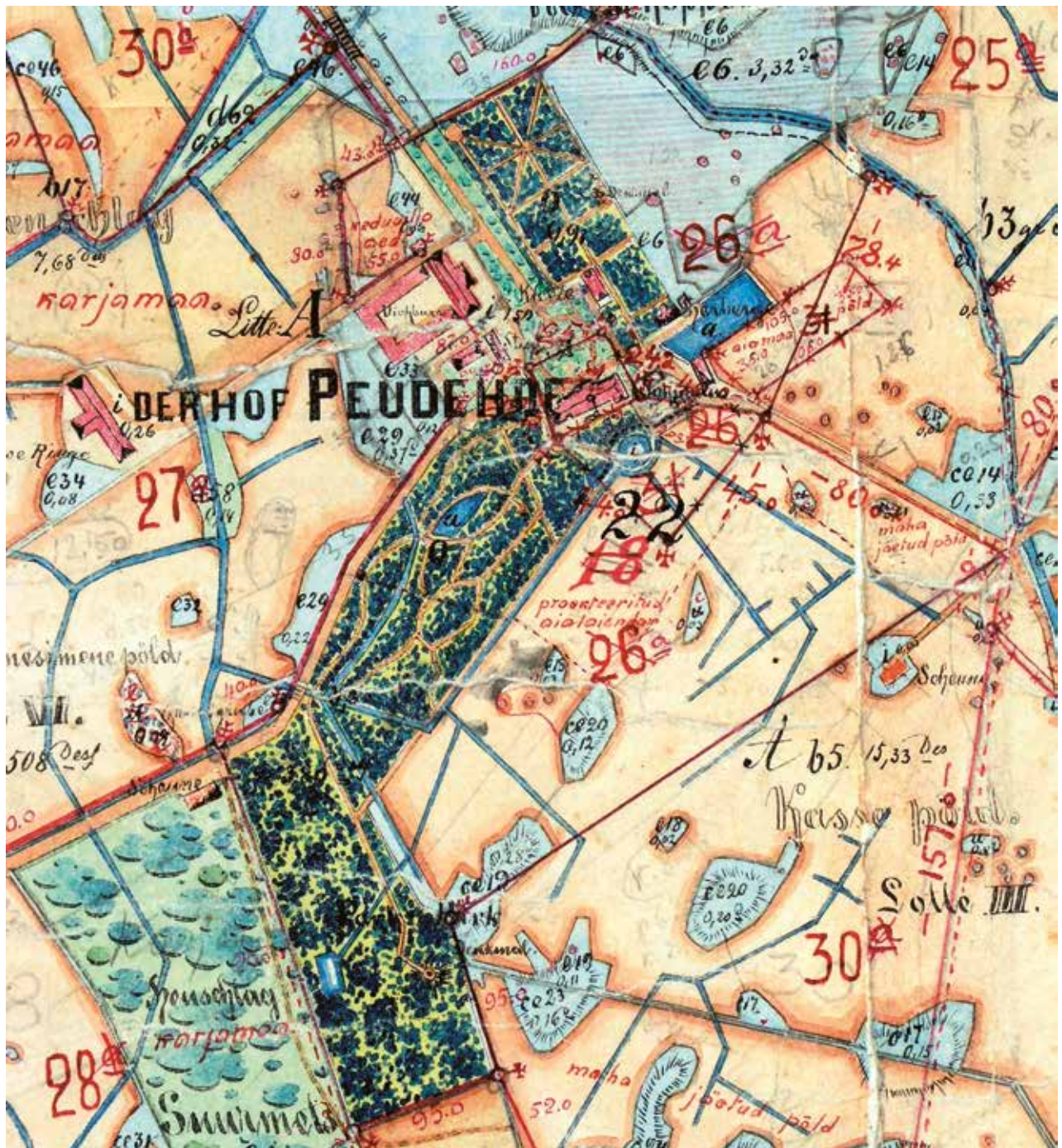
4.8.1. Mõisa ajalugu. Pargi kujundus ja hetkeolukord

Oti mõis on üks vanimaid Saaremaal, esimest korda on seda mainitud juba 1309, seega on see kõige vanem kirjas mainitud Saaremaa mõis (Tarvel 2007, 116). Pikka aega kuulus mõis Uexküllidele ja hiljem Aderkasidele, kes püstitasid 18. sajandil praeguse kivihoone (Särg 2007, 97). Algne barokne keldriga põhiosa oli ühekorruseline, hiljem täiendati mõlemat otsa saledatele ümarsammastele toetuvate rõdudega (Raam 1996, 74). 19. sajandi keskel lisati hoonele veel järeklassitsistlikus stiilis kahekorruseline keskrisaliit, mis võimaldas avardada vestibüüli ja ehitada teisele korrusele saali. Risaliidi esimese korruse aknad kujundati ümarkaarsetena, selle ees paiknes dolomiitbalustraadiga avar terrass (Särg 2007, 97). Samuti täiendati fassaade rohkete dolomiidist ehisedetailidega. Hoonet tervikuna iseloomustabki rikkalik raiddekoor ning seda peetakse üheks esinduslikumaks historitsistlikuks ehitiseks Saaremaal (Raam 1996, 74). Fassaadi kaunistab Aderkaside raidkivivapp, mis on dateeritud 1850 (Maiste 1996, 323). Peahoone läheduses esiväljaku ääres asub 18. sajandist pärinev ainulaadsete suurtest puhtalt tahutud detailidega kiviait (Pesti ja Rikas 1983, 106). Pärast riigile võõrandamist on peahoone 20. sajandi jooksul olnud kasutusel nii korterite kui ka kontoriruumidena (Mõisaportaal: Oti). Näiteks 1930. aastatel kasutas hoonet ringkonna riigimaade valitseja (Luha jt 1934, 708), 1950. aastatel asus siin aga Põide masina-traktorijaam (Ilus jt 2007, 484). Praegu on mõis eraomanduses. Park koos peahoonega on ka muinsuskaitse all (MKR: Oti mõisa park).

Park (ill. 81) koosneb kahest osast, mis paiknevad peahoonest põhjas ja edelas. Põhjapoolne osa on olnud regulaarse kujundusega ja kiirtena hargnevate

81. Oti mõisa park Eesti põhikaardil. Pargi pindala on 4 ha.





82. Oti mõisasüda 1786. aasta mõisa üldplaani. EAA 2072-3-426d I. 58.

teederistidega. Tänaeni on säilinud hobukastanite rida peahoonele suunatud tee servas. Edelapoolne osa on vabakujunduslik, vahelduvate lagendike ja puuderühmadega, kaugemad osad on kinni kasvanud. Mõlema pargiosa teeb ainulaadseks osaliselt kunstlikult lainjaks kujundatud maastik muidu tasases ümbruskonnas. Ajalooliselt on edelapoolne pargiosa jätkunud veel kolmanda suurema pargialana lõunasse, mis on nähtav mõisasüdamel 1889. aasta plaanil (EAA 3724-5-2384) (ill. 82), kuid see on säilinud vaid osaliselt ega moodusta enam pargi põhiosaga ühtset tervikut. Nii põhja- kui edelapoolne pargiosa on suures osas regulaarselt niidetavad. Peahoone põhjaküljele on viimaste aastate jooksul rajatud



83. Peahoone põhjaküljele on viimaste aastate jooksul rajatud noor kollektsiooniaed, mis ei haaku ajaloolise pargi kujundusega. Foto: Urve Sinijärv.

noor kollektsiooniaed, kuhu kuulub üle 70 ilutaimet, lisaks on sinna ohtralt kuhjatud aianduslikke kujunduselemente, mis ei haaku ajaloolise pargi kujundusega (ill. 83). Peahoone taga paikneb ümmargune ajalooline tiik.

4.8.2. Liigiandmed

Puittaimestiku liigirikkus ajaloolises pargiosas on väike, 2007. aastal registreeriti siin 30 puittaimet taksonit, millest 16 olid kodumaised ja 14 võõrliigid (TBA 2007, 15). Nendele lisanduvad viimaste aastate jooksul peahoone põhjaküljele rajatud noore kollektsioonიაia taimed, mida on üle 70, kõik võõrliigid. Alates 1954. aastast on ajaloolises pargiosas kokku registreeritud 37 liiki puittaimi, neist 18 kodumaist ja 19 võõrliiki (Sander 1997, 58; TBA 2007, 15). Puuliike on olnud kokku 16, põõsaid 21, lisaks ka roomavate vartega väike igihali (*Vinca minor*) (vt lisa 3). Vahe kõigi ajaloolises pargiosas registreeritud liikide ja 2007. aasta andmete vahel on 18,9%.

Pargi põhjapoolses osas on peahoonele suunatud tee servas säilinud vana hari-like hobukastanite (*Aesculus hippocastanum*) rida, millest osa on uuendatud noorte puudega. Selle tee ja kirdepoolse kiviaia vahelises pargipuistus on praegu valitsevateks liikideks harilikud saared (*Fraxinus excelsior*) ja harilikud vahtrad (*Acer platanoides*) ning kogu alal kasvab massiliselt harilikku lumimarja (*Symphoricarpos albus* var. *laevigatus*). Edelapoolses pargiosas lisandub lagendike ümber nimetatutele ka harilikke pärnasid (*Tilia cordata*) ja vanu viljapuid. Enamik vanu puud pargis on püsivas seisundis. Silmapaistvalt jämedaid ($D > 1$ m) puud on vahtrate hulgas. Kodumaised liigid uuenevad hästi ja moodustavad olulise osa pargi puudest. Vana-maid põõsarühmi on vähe ja enamik neist on jäänud suurte puude all kiratsema.

Noore kollektsioonიაia uusistutuste liigilist koosseisu ei peetud ajaloolisele pargile kohaseks, kuigi nende hulgas on mitu dendroloogilist haruldust, nagu metasekvoia (*Metasequoia glyptostroboides*), hõlmikpuu (*Ginkgo biloba*), Maximowiczi kask (*Betula maximowiczii*), arukase (*Betula pendula* cv. cv.) eri värvi või eri kujuga lehtedega kultivarid jt. Suureks kasvades sulgeksid puud osa ajaloolisest pargilagendikust. Soovitati kaaluda noore kollektsioonიაia taimede ümberistutamist, jättes peahoone juurde lagendike serva alles vaid mõned

traditsioonilised pargipuud. Peahoonest kagu poole soovitati istutada mõned suuremad põõsarühmad ning kaaluda peahoone ees praeguste taimede asendamist levinumate mõisapargi taimedega, nagu näiteks pargiroosidega. Samuti peeti oluliseks jätkata vanade puude hooldust ning tehti ettepanek likvideerida ümber pargimüüri noori järelkasvu isendeid.

Rohhtaimi registreeriti pargis 128 liiki (Reitalu 2007, Oti). Leiti üks kaitsealune liik: III kaitsekategooriasse kuuluv laialehine neiuvaip (*Epipactis helleborine*), mis esines hajusalt pargi metsistunud lõuna-edelaosas võsas. Selle kõrval olid huvipakkuvad veel kaks liiki: pürenee kurereha (*Geranium pyrenaicum*), mis esimest korda leiti 1999. aasta kevadel peahoone kõrvalt, kuid praegu kasvab peaaegu kogu pargi hooldataval alal. Siin on üks selle liigi väheseid leiukohti Eestis ja Saaremaa ainus teadaolev leiukoht. Teine liik oli müürilill (*Cymbalaria muralis*), millel on Oti pargis Saaremaa ainus kindel leiukoht. Pargi edasise hooldamise käigus soovitati jätkata korrastatud ja hästi välja kujunenud kama- raga muruväljakute hooldamist senises mahus. Mõisahoonest edelas paiknevas metsistunud osas soovitati pargiteedele ja muudele praeguseks ainult aimata- vatele pargi struktuurielementidele peale tungivat võsa tagasi tõrjuda ja lageda- maid osi niitma hakata.

Samblaid leiti Oti pargist 27 liiki (Ingerpuu ja Vellak 2007, 11). Olulisim neist oli Eesti punase raamatu haruldaste liikide kategooriasse kuuluv karvtutik (*Orthotrichum diaphanum*), millel Eestis oli inventeerimise ajal teada kaheksa leiukohta, neist Saaremaal oli see teine. Soovitati parki kogu ulatuses korrastada.

Samblikke registreeriti Oti pargis 33 liiki neljalt puuliigilt (Leppik ja Nõmm 2007, 12). Kõik need on Eestis tavalised samblikuliigid. Liigirikkus on keskmine ning tingitud vähestest puuliikidest pargis. Pargis registreeriti üsna haruldane samblikuliik – sinakas härmasamblik (*Physconia detersa*), mis leiti ühel pärnal. Leiti ka III kaitsekategooriasse arvatud lumi-nuisamblik (*Sclerophora nivea*), mida registreeriti saartelt ja vahtratelt. Soovitati pargi seni hooldamata aladel võsa eemaldada.

Linde tuvastati pargi territooriumil 23 liiki 54 paarina, asustustihedus oli 23,5 paari/ha (EOÜ 2008, 17). Nii liikide arv kui ka linnustiku asustustihedus olid suuremad kui Saaremaa parkides keskmiselt. Suur liikide arv arvati tulenevat mitmesugustest elupaikadest – pargis on mitmekesine puistu, hooned, kiviaiad, hooldatud ja hooldamata alad. Samuti on mõisa ümbrusse pandud üles hulgaliselt pesakaste. Suluspesitsejate osakaal kogu linnustikust oli märkimisväärne – tihaseid (rasva- ja sini-) pesitses pargis vähemalt 12 paari, kuldnokki üheksa ja must-kärbsenäppe kolm paari. Üle poole neist kasutasid pesitsemiseks pesakaste, kuid osa ka loodusliku päritoluga õõnsusi. Õõnsuste järjepideva olemasolu kindlustavad rähnid, kellest uurimisaastal pesitses pargis kaks paari suur-kirjurähne. Registreeriti ka ühe III kaitsekategooria liigi – väänkaela (*Jynx torquilla*) esinemine. Varasematel aastatel on pargis pesitsenud ka III kaitsekategooria liik kodukakk (*Strix aluco*). Kuigi vaatluspäevadel selle liigi olemasolu tuvastada ei õnnestunud, peeti seda tõenäoliseks, sest pargis on kodukaku pesitsemiseks sobivaid õõnsusi ja läheduses asuvad põllumaad on head saagialad. Soodustamaks liigilise mitmekesisuse säilimist, soovitati pargi hooldamisel jätta alles õõnsustega puud ning põõsastunud piirkondi. Rähnide tarbeks soovitati kõrvalisemates pargiosades jätta püsti jalal kuivanud ja kuivavaid puid. Pesakastide lisamist parki ei peetud otstarbekaks, sest vanades puudes on õõnsusi piisavalt ja rähnid tekitavad neid ka juurde.

Nahkhiirtest on Oti pargis nähtud põhja-nahkhiirt (Nellis, suul.).

Mardikalistest leiti Oti pargist haruldastest ja huvipakkuvamatest liikidest näiteks ebakärsaklane *Choragus sheppardi* ja kõdumardiklane *Eutheia schaumii* (Süda 2008, 37). Üllatavaks leiuks loeti vääriselupaikade indikaatorliigi, metallpõrnika (*Liocola marmorata*) arvukas esinemine. Soovitati tormis murdunud või muul põhjusel lõigatud puitmaterjal koondada kõrvalisemasse ja varjulisemasse pargiossa ning mitte põletada paari aasta jooksul. Pargimurude niitmisel soovitati puistuga külgnevatel lagealadel jätta vähemalt meetrilaiused siilud niitmata. Väärtuslikumatest “putukapuudest” tõsteti esile vana tüveõõnsusega hobukastanit allee mõisapoolses osas ja tüveõõnsustega vanemaid õunapuid.

4.8.3. Restaureerimislahendus

Oti mõisa park on kujunduslikult pigem erandlik kui tavapärane. Historitsistliku peahoone juurde kuuluvad kaks eraldiseisvat ristkülikukujulist pargiosa, mis on olnud algselt vastandliku kujundusega – põhjapoolne regulaarne ja edelapoolne vabakujunduslik. Põhjapoolse pargiosa ristuvate ja kiirtena hargnevate teede struktuur on praeguseks kadunud ja ala on suures osas metsistunud. Edelapoolne pargiosa on olnud lahendatud lookleva teedevõrguga, lainja reljeefi ja mitmerindelise taimestikuga, kuid samuti praegu osaliselt kinni kasvanud. Teedevõrk on siin samuti kadunud. Enamiku liigirühmade poolest oli pargi liigirikkus keskmine, suurem oli see vaid linnustiku puhul, mida arvati tulenevat pargi mitmekesiste struktuurielementide olemasolust (eri iseloomuga puistu- osad, hooned, kiviaiad, hooldatud ja hooldamata alade vaheldumine). Mitme liigirühma puhul soovitati vabastada pargi metsistunudmaid alasid võsast ning asuda neid regulaarselt hooldama.

Restaureerimise seisukohast võib pargi jagada kolmeks:

I peahoone lähiümbrus koos hobukastanialleega;

II põhjapoolne pargiosa;

III edelapoolne pargiosa.

I Peahoone lähiümbrus on tihedalt niidetav ja valdavalt avatud muruala, mida ilmestavad ohtrad uusistutused. Siin on peamiseks restaureerimistegevuseks peahoone põhjaküljele rajatud noore kollektsoonიაia ümberpaigutamine. Seda tuleks teha ennekõike põhjusel, et aia ülesehitus, väikeiluaedadele omased väikevormid ja ka liigiline koosseis ei haaku ajaloolise pargi struktuuriga. Pealegi on noored puud istutatud liiga tihedalt, mistõttu puudub neil võimalus samas kasvukohas suureks kasvada. Taimedele tuleb leida teine asukoht ning alles jätta vaid üksikud mõisaparkidele omased liigid, nagu näiteks lehised (*Larix* spp.) või nulud (*Abies* spp.). Mitmes stiilis väikevormidest tuleks loobuda.

Ka ringikujulisele esiväljakule on kuhjatud liiga palju erinevaid ilupuid ja põõsaid – kerajaid elupuuvorme, eri suuruses poogitud lehtpuid ning väljaku keskel asuva lipuvarda ümber mitmesuguseid madalaid põõsaid. Kujunduslikult oleks sobivam kasutada üksnes kerajaid elupuuvorme, istutades neid puuduvasse kohtadesse juurde (ill. 84). Peahoone ümbruse lagendike servadesse võiks istutada suuremaid rühmi traditsioonilistest mõisaparkide õitsvatest põõsastest, nagu harilik ja laialehine ebajasmiin (*Philadelphus coronarius*, *P. pubescens*), harilik ja ungari sired (*Syringa vulgaris*, *S. josikaea*) ja nende sordid ning näärelhise kibuvitsa (*Rosa spinosissima*, syn. *Rosa pimpinellifolia*) kultivarid ‘Rubra’ ja ‘Plena’.



84. Oti mõisa esiväljak. Üleval olukord 2011. aasta suvel ning all sama vaade fotomontaažil restaureerituna. Ringikujulisele esiväljakule on kuhjatud liigselt mitmesuguseid ilupuid ja põõsaid – kerajaid elupuuvorme, eri suuruses poogitud lehtpuid ning väljaku keskel asuva lipuvarda ümber madalaid põõsaid. Kujunduslikult oleks sobivam kasutada üksnes kerajaid elupuuvorme, istutades neid puuduvatesse kohtadesse juurde. Peahoone ümbruse lagendike servadesse võiks istutada suuremaid rühmi traditsioonilistest mõisaparkide õitsvatest põõsastest, nagu harilik ja laialehine ebajasmiin (*Philadelphus coronarius*, *P. pubescens*), harilik ja ungari sirel (*Syringa vulgaris*, *S. josikaea*) ja nende sordid. Ringtee katend asendada ning võimalusel taastada teesiht peahoone keskteljele.



85. Peahoonetagune ala on avatud ja siin paikneb ümmargune ajalooline tiik. Foto: Urve Sinijärv.



86. Põhja poolt peahoone keskteljele suunduvat hobukastanialleed on kohati täiendatud noorte puudega, millest osa kiratseb ja tuleks asendada. Foto: Urve Sinijärv.

Tagaväljak peaks jääma avatuks (ill. 85), sinne keskne kujunduselement on ümmargune tiik, mis on tuvastatav juba mõisasüdame 1889. aasta plaanil. Tiigi kaldaid võiks täiendada dekoratiivse kaldataimestikuga (nt võhumõõkadega), mis on kasulik ka elustiku seisukohast.

Põhja suunast peahoone keskteljele suunduvat hobukastanialleed on kohati täiendatud noorte puudega, millest osa kiratseb ega saavuta oma kujunduslikku eesmärki (ill. 86). Need tuleb asendada uute, tervete ning võimalikult suurte istikutega.

II Pargi põhjapoolses osas tasuks kaaluda regulaarse teedevõrgu taastamist. Pargiosa on kogu ulatuses ümbritsetud kiviaiaga, siin kasvab väga mitmes suuruses ja seisundis puid ning ohtralt metsistunud lumimarja (ill. 87). Puude hulgas esineb isetekkelist järelkasvu ja suurtele puudele allajäänud puid, mille mahavõtmisel tuleks kannud kas freesida või saagida maapinnaga tasa. Rohttaimestikku puhul haruldusi ei leitud, pigem märgiti näiteks, et pargi kirdeosas paiknevas madalas lohus põhiliselt naadist, nõgesest ja angervaksast koosneva tiheda ja kõrge rohustu, mis ei ole botaanilisest aspektist eriline loodusväärus, võiks soovi korral kujundada muruväljakuks (Reitalu 2007, Oti). Kogu ala tuleks puhastada pealetungivast lumimarja põõsastikust. Tulemuse püsimiseks peab sellele järgnema mõne aasta jooksul kas tihedam niitmine või lammaste



87. Oti pargi põhjapoolne osa, mis on ajalooliselt olnud kujundatud ristuvate ja kiirtena hargnevate teedega. Foto: Urve Sinijärv.



88. Oti pargi vabakujulises edelapoolses osas on juba praegu hästi kasutatud niitmist kui kujundusvõtet, mis on samal ajal soodne ka elustikule. Foto: Urve Sinijärv.

karjatamine. Seejärel tuleks tegeleda rohttaimestiku kujundamisega (nt külva-tes) ning tagada ala korrapärane niitmine. Mõeldav on ka uute puude ja põõsaste istutamine taastatavate teede serva, kuid seda peaks tervikuna lahendama projektiga. Peahoonepoolses pargiosas tasub võimalikult esile tõsta sealset lainjat reljeefi ning selle rõhutamiseks on see ala soovitatav jätta vabakujunduslikuks.

III Edelapoolse pargiosa puhul on mitme liigirühma seisukohast soovitatud vabastada metsistunumaid alasid võsast ning asuda seda regulaarselt hooldama. Üks võimalus on istutada just siia vanade viljapuude asemele ümber noore kollektsoonიაia taimed (TBA 2007, 18). On võimalik kujundada esinduslik poolavatud pargiala, kus eri suurusega vabakujuliste aasade servi ääristab mitmerindeline taimestik. Siin on juba praegu hästi kasutatud niitmist kui kujundusvõtet, mis on samal ajal oluline ka liigikaitse eesmärgil – jättes niitmise käigus lagendike servadesse looklevad eri laiusega rohttaimeribad, mis põõsarinde all moodustavad veel ühe rinde (ill. 88). See suurendab vabakujundusliku pargi ilmekust ja on samal ajal soodne rohttaimestiku liigikoosseisule, lindudele, selgrootutele ja väiksematele loomadele. Teedevõrgu taastamine siin ilmselt vajalik ega otstarbekas ei ole, kuid soovi korral on see teostatav 1889. aasta plaani alusel. Mõeldav on teedevõrk taasrajada ka üksnes niidetavate jalgradadena.

4.9. Pidula mõisa park

4.9.1. Mõisa ajalugu. Pargi kujundus ja hetkeolukord

Pidula mõis on rajatud 16. sajandil lõpul pärast Pidula küla maade läänistamist Joachim Stårckekele 1572. aastal (Luha jt 1934, 581). Nime järgi arvatakse Pidulas keskajal olevat olnud Saaremaa esimesi raviasutusi või pidalitöbiste varjupaik (Pesti ja Rikas 1983, 101; Särg 2007, 107), kuid samas ka leitud, et puuduvad igasugused ajaloolised andmed, mis seda oletust kinnitaksid (Luha jt 1934, 581). 17. sajandi algusest kuni 1787. aastani kuulus mõis perekond Stackelbergidele ning edasi Tollidele kuni riigile võõrandamiseni 20. sajandi alguses (Raam 1996, 75). Mõisa viimane omanik oli parun Bernhard von Toll, kes oli suur muinsushuviline (Pesti ja Rikas 1983, 44). Ühekorruseline peahoone ehitati peatselt pärast Põhjasõda, arvatavasti juba 1730. aastatel (Mõisaportaali: Pidula). Läbimõeldud proportsioonide ja maitsekate detailide tõttu hindavad kunstiajaloolased seda Eesti ühe kauneima barokse mõisamajana (Pesti ja Rikas 1983, 100) (ill. 90). Väheldane arhailist laadi mõisahoonet esindab Saaremaa vanemat mõisaehitustraditsiooni, millele on iseloomulik kelp- või poolkelpkatus ja hoone keskel asuv mantelkorsten, selle ümber paiknevad sümmeetriliselt toad. Ehitist kaunistavad dolomiidist räästaalune kitsas karniis ja tahutud plokkidest nurgad (Raam 1996, 75). Siseroomides on säilinud baroksed laemaalingud. 19. sajandil on lisatud

89. Pidula mõisa peahoone ja esiväljak 20. sajandi alguses. Foto: Jaan Vali kogu.



90. Restaureeritud Pidula mõisa peahoone fassaad 2006. aastal. Foto: Arne Maasik.



sammastega portikus sissepääsu ees, hilisemat päritolu on ka hoone juurdeehitised paremal küljel ja taga (ill. 89). Säilinud on mitu kõrvalhoonet, millest tuleks esile tõsta peahoone ees asuvat neljatahuliste kivipostidega aita. Pärast riigile võõrandamist tegutses peahoones aastail 1922–70 Pidula algkool (Pesti ja Rikas 1983, 167). 1970. aastatel asus hoones raamatukogu (Vare 1976/77, 22), seejärel seisis see pikalt mahajäetuna ja lagunes (Särg 2007, 109). Praegu on mõis eramanduses ning seda restaureeritakse. Park koos mõisakompleksi hoonetega on ka muinsuskaitse all (MKR: Pidula mõisa park).

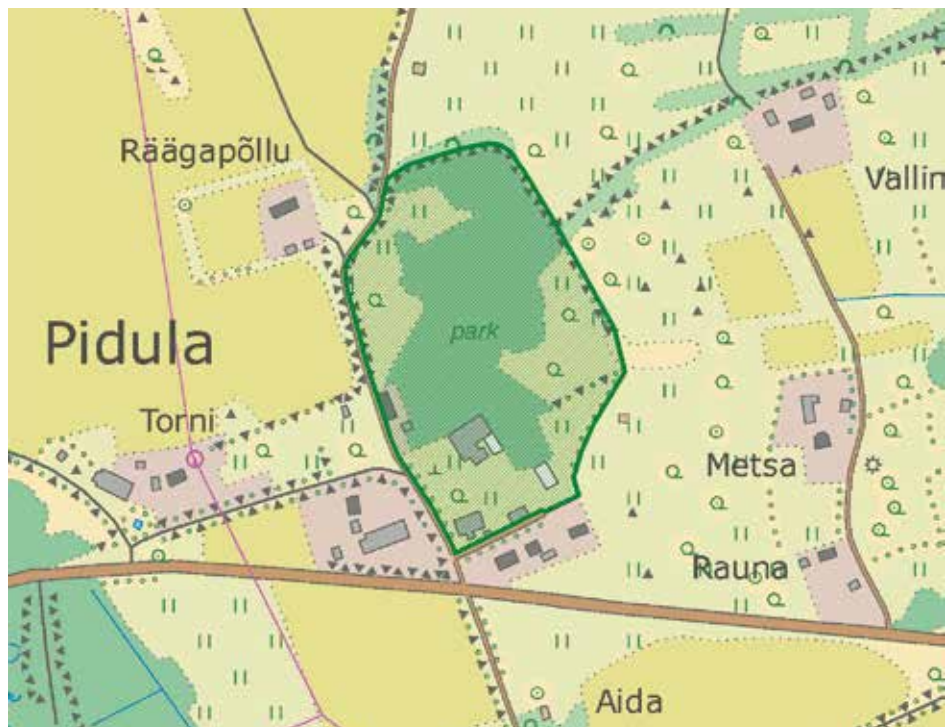
Park (ill. 91) on rajatud koos peahoonega 18. sajandil jaguneb järgmisteks erineva iseloomuga osadeks:

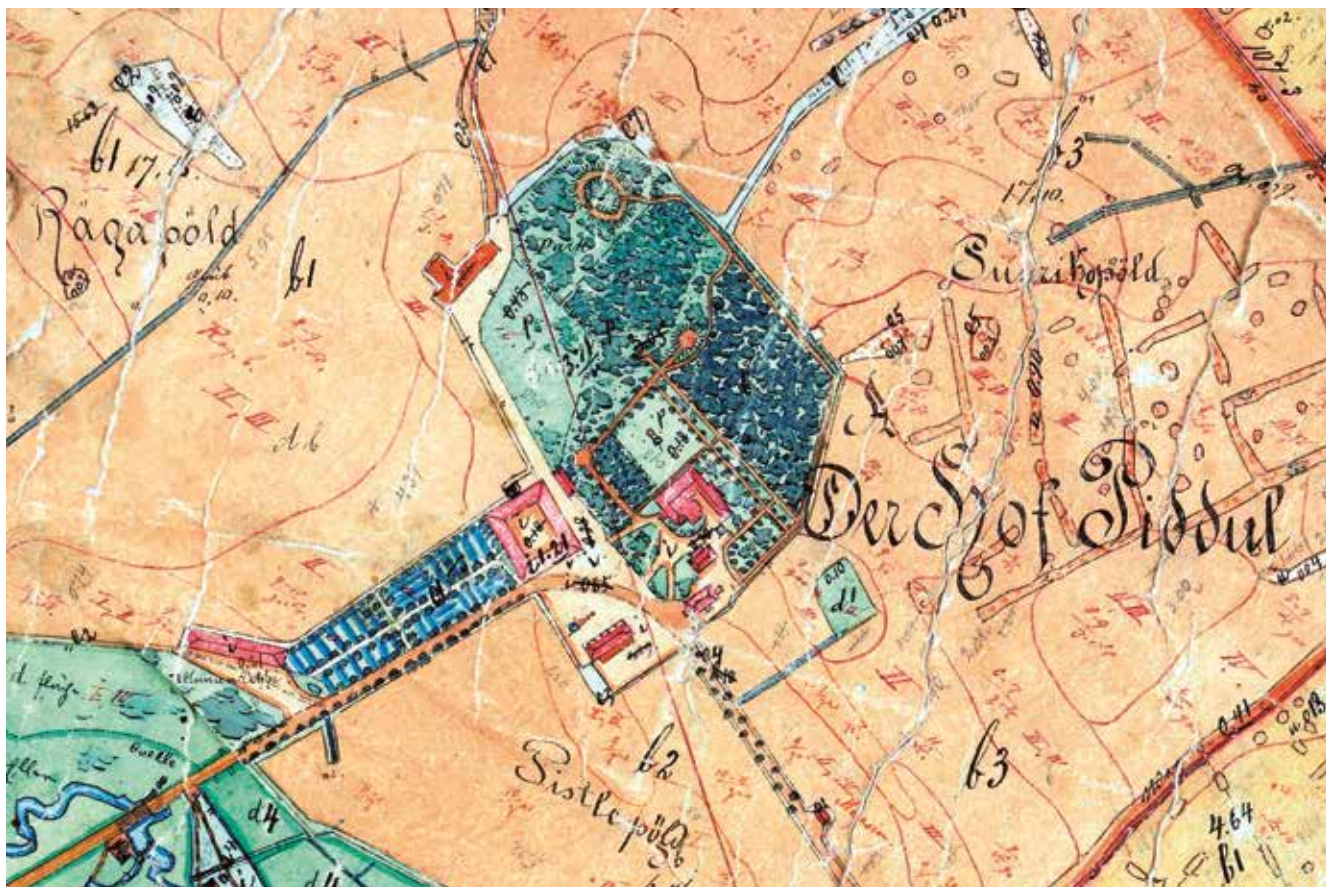
- I peahoone lähiümbrus;
- II pargi idaservas asuv poolavatud ala;
- III pargi kesk- ja põhjapoolne osa;
- IV pargi lääneservas asuv niit;
- V pargi sissesõiduallee.

Park asub põhiosas peahoonest põhjas ning nagu peahoonegi on olnud algsest barokne, st regulaarse struktuuriga. Teadaolevalt kasvatati juba 17. sajandil mõisaõues roose, aeda kaunistasid päikesekellad, paviljonid ja viljapuude read (Maiste 2007, 831). Korrapäraseid elemente, nagu ristuvaid alleesid ja teid, leiab peamiselt peahoone vahetust lähedusest praegugi. Ristuvad alleed on orienteeritud omal ajal parun Tolli rajatud paari meetri kõrgusele kunstlikule kõrgendikule (Pesti ja Rikas 1983, 101), kus on asunud ilmselt kas paviljon või vaatekoht, teadaolevalt on neid pargis on olnud mitu (Raam 1996, 75).

19. sajandil on koos hoone ümberehitamisega laiendatud põhjapoolsete põldude arvel ka parki, nüüd juba vabakujunduslikuna. Põhiosas on park ümbritsetud kiviaiaga ning osaliselt on jälgitav ajalooline teedevõrk, mis on näha Pidula mõisasüdame 19. sajandi II poolest pärineval plaanil (EAA 3724-5-2249) (ill. 92).

91. Pidula mõisa park Eesti põhikaardil. Pargi pindala on 4,6 ha.





92. Pidula mõisasüda 19. sajandi II poole mõisa üldplaani. EAA 3724-5-2249.

Selle alusel võib ka tuvastada, et pargi idaservas asuv poolavatud ala on olnud algselt tihedama puistuga kui praegu. Praegu on park tervikuna poolavatud struktuuriga ja tihedam vaid keskosas.

Hilisemas, põhja poole laiendatud pargiosas asub arvatav Pidula muinaslinnus. Tegemist on väikese ringvall-linnusega, mille dateeringu ja funktsiooni suhtes puudub kindel seisukoht. Ligi 3 m laiune linnusevall on peaaegu ristkülikukujuline, ühest otsast veidi ümarduv, 0,5–1 m kõrge. Vallide läbimõõt sisejalamiilt kirde-edela suunas on 95 m, ristipidi umbes 60 m. Linnuse sees on teine, 17-meetrise läbimõõduga 2 m kõrgune ringvall. Selle edelaküljel on väravakoht, kus valli otsad, pöördudes väljapoole, moodustavad 4 m pikkuse ja alt 1,5 ning ülalt 2,5 m laiuse koridoritaolise käigu (Raam 1996, 75). Arvatakse, et Pidula mõisnik Bernhard von Toll on selle väiksema “linnuse” 19. sajandil arvatavasti ise püstitanud oma pargi kaunistuseks (Pesti ja Rikas 1983, 44) või kujundanud ümber mingist varasemast ehitisest (Raam 1996, 75). Õhuke kultuurkiht ja väikese ala kaitseks mõeldud massiivsed vallid viitavad aga ka võimalusele, et tegemist pole mitte militaar-, vaid kultusrajatisega, mis sarnaneb enam-vähem samaaegse Kaali kompleksiga (Mägi 2007, 46); samuti peetakse võimalikuks, et see on hoopis matmispaik (Maiste 2007, 828).

Lääneservas asuv niit on Pidula mõisamaade 19. sajandi II poole plaani alusel olnud avatud ala juba vähemalt üle 100 aasta. Viimaste aastakümnete jooksul on parki stabiilselt hooldatud (Vare 1976/77, 23) ning kogu parki niidetakse vähemalt kord aastas.

Edelast mõisasüdamesse toonud teed on ääristanud allee, kuid nüüdseks ei ole see enam hoomatav.

Koos hoone restaureerimisega on asutud viimastel aastatel tegelema ka pargiga. Pargi lõunaossa kaevu lähedusse on 2007. aastal rajatud OÜ Lootusprojekt kavandi alusel köögiviljaaed ning koostamisel on projekt kogu pargi kohta.

4.9.1. Liigiandmed

Puittaimestiku liigirikkus on keskmine, 2007. aastal registreeriti inventeerimise käigus 39 puittaime taksonit, millest 21 olid kodumaised ja 18 võõrliigid (TBA 2007, 19). Alates 1954. aastast on pargis kokku registreeritud 46 liiki puittaimi, neist 21 kodumaist ja 25 võõrliiki (Sander 1997, 59; TBA 2007, 19) (vt lisa 3). Puuliike on olnud kokku 26, põõsaid 20. Lisaks inventeeris 1978. aastal parki põhjalikult ka Eesti Metsakorralduskeskus (Vare 1978). Vahe kõigi pargis registreeritud liikide ja 2007. aasta andmete vahel on 15,2%.

Peahoone ees ääres kasvavad tee ääres vereva kontpuu (*Cornus sanguinea*), hariliku sireli (*Syringa vulgaris*) ja hariliku ebajasmiini (*Philadelphus coronarius*) rühmad, mille all on ka õun-kibuvitsu (*Rosa villosa*) ja näärelehise kibuvitsa (*Rosa spinosissima*, syn. *Rosa pimpinellifolia*) roosade õitega kultivari 'Rubra' isendeid (ill. 93). Barokkpargist puittaimi säilinud ei ole. Barokkpargi piire markeerivad puude (harilike vahtrate) ja põõsaste (peamiselt hariliku ebajasmiini) read peahoonest kirdes ja loodes, mis paiknevad arvatavasti kunagise piirdemüüri vundamendi servas. Pargi tihedam osa asub peahoonest põhjas. Valitsevad puuliigid on harilik vaher (*Acer platanoides*) ja harilik saar (*Fraxinus excelsior*). Pargi idaservas kiviaia ääres kasvab 13-haruline harilik pärn (*Tilia cordata*), Ü=173, 165, 145, 200, 205, 192, 236, 123, 110, 157, 105, 153 ja 98 cm, H=22 m (ill. 94). Keskosas asuva kunstliku künka ümber kasvab enamik pargi haruldastest puittaimedest: harilik pöök (*Fagus sylvatica*), Ü=294 cm, valge mänd (*Pinus strobus*), Ü=186 cm, kreeka pähklipuu (*Juglans regia*), H=5,5 m, ja noor euroopa nulg (*Abies alba*), H=8,5 m. Peahoonest põhja poole jääval legendikul kasvab üksikpuuna inglise jalakas (*Ulmus procera*) 'Purpurea', Ü=180 cm. Pargi põhjas osas asuvate arvatavate Pidula muinaslinnuse varemete vallil kasvavad huvitava

93. Ka Pidula peahoone ees kasvab Saaremaale iseloomulikku näärelehise kibuvitsa (*Rosa spinosissima*, syn. *Rosa pimpinellifolia*) roosade õitega kultivari 'Rubra'. Foto: Olev Abner.





94. Pargi idaservas kiviaia ääres kasvab 13-haruline harilik pärn (*Tilia cordata*). Foto: Urve Sinijärv.

kujuga mitmeharulised ja suure laiuva võraga harilikud pärnad, $\bar{U}_{max}=313$ cm. Pargipuistu omapäraks on kõrvuti dendroloogiliste haruldustega suur hariliku sarapuu (*Corylus avellana*) osakaal, millest on istutatud alleed maalinna vallidel ja kunstliku künka juurde suunduvate teede ääres (ill. 95).

Pargi puistu hinnati üldiselt heas seisundis olevaks. Puudel esineb kuivanud harusid ja oksa (eriti harilikul saarel) ja murdunud harusid. Suhteliselt palju halvas seisundis puid leiti peahoonest idas. Parki ümbritseva kiviaia ääres, aga ka pargilagedike servades on hariliku saare ja vahtra järelkasvu, mis suleb vaateid ja varjutab põõsaid. Osaliselt on neid nüüdseks ka likvideeritud. Palju on heas ja rahuldavas seisundis põõsaid. Osa põõsaid, eelkõige ebajasmiline, vajab noorendamist. Muinaslinnuse vallide nõlvadel kasvab noori puid, mis sulevad kohati vaated efektse kujuga põlispärnadele. Soovitati noorendada põõsaid peahoone ees ja eemaldada ennekõike hoone ümbruses kasvavatel puudel kuivanud oksad ja oksatüükad. Pargi idaosas soovitati likvideerida suurtele puudele allajäänud

95. Pidula pargipuistu omapäraks on kõrvuti dendroloogiliste haruldustega suur hariliku sarapuu (*Corylus avellana*) osakaal. Foto: Olev Abner.



ja vigastustega puud, isekülvseid puid parki ümbritseva kiviaia ääres ning osa noori puid ja sarapuid muinaslinnuse vallidel.

Rohhtaimi registreeriti Pidula pargis 190 liiki, mis on pargi suhteliselt ühtlasi kasvukohatingimusi arvestades üsna suur arv (Reitalu 2007, Pidula). Teiste seas leiti kolm kaitsealust taimeliiki:

1) II kaitsekategooria liik jumalakäpp (*Orchis mascula*), mida leiti viis isendit pargi idaosast lagedamalt niidutaimestikuga alalt;

2) III kaitsekategooria liik suur käöpõll (*Listera ovata*), mis kasvab puude ja põõsaste ümbruses hajusalt kogu pargis;

3) III kaitsekategooria liik rohekas käokeel (*Platanthera chlorantha*), mis esineb samuti hajusalt kogu alal, eelistades seejuures valgusküllasemaid kasvukohti.

20. sajandi alguskümnenditel on pargist leitud ka punast tolmpaad (*Cephalanthera rubra*). Leidu on märgitud viimati 1980. aastal ning peeti võimalikuks, et liik on siin siiski säilinud, nii et seda tasub pargist lähiaastatel veel otsida. Muinaslinnuse juures kasvab suhteliselt harva esinev laialehine kareputk (*Laserpitium latifolium*), metsistunud rohhtaimedest on pargis ohtralt nii tumelilla, purpursed, roosa kui ka valge õievärviga harilikku kurekella (*Aquilegia vulgaris*) ja kirjut liiliat (*Lilium martagon*) (TBA 2007, 19). Pidula pargi legendike liigirikas niidutaimestik on kujunenud tänu pargi pikaaegsele regulaarsele hooldamisele. Selle koosluse säilitamiseks soovitati jätkata pargi niitmist endiselt kord suve jooksul, soovitatavalt juulikuus, kuna see hoiab ühtlasi ära pargi võsastumise ega ole samal ajal liiga sage varjukamates kohtades kasvavale salutaimestikule.

Samblaid leiti Pidula pargist 35 liiki, millega see oli uuritud parkide seas suhteliselt liigirikas (Ingerpuu ja Vellak 2007, 12). Tänu parki piiravale kiviaiale oli eriti rikkalik kivisammalde flora, sisaldades 15 liiki. Nende hulgas oli ka Eesti punase raamatu haruldaste liikide kategooriasse kuuluv lubi-kuldsammal (*Campylium calcareum*). Nii selle liigi kui kogu kivisammalde mitmekesisuse säilitamiseks peeti vajalikuks säilitada kiviaed oma praeguses pikkuses ning vältida puude ja põõsaste eemaldamist kiviaia lähedusest, et pakkuda sammaldele nii avatumaid kui ka varjatuid kasvukohti ning vältida sammalkatte eemaldamist kiviaialt.

Samblikke registreeriti Pidula pargis 71 liiki kümnelt puuliigilt, millega see oli uuritud parkidest kõige liigirikam (Leppik ja Nõmm 2007, 13). Suurt liigirikkust soodustavad siin väga head ja mitmekesised valgustingimused. Haruldastest liikidest leiti *Ochrolechia turneri* ja üsna haruldastest *Lecidella flavosorediata*. Pidula pargis registreeriti ka III kaitsekategooriasse arvatud lumi-nuisamblik (*Sclerophora nivea*), mida leiti elujõulise populatsioonina vahtratelt ja jalakatel. Soovitati jätkata pargi praegust hooldamisrežiimi samas mahus ja viisil.

Linde tuvastati pargi territooriumil pesitsemas 26 liiki 56 paarina, asustustihedus oli 12,7 paari/ha (EOÜ 2008, 19). Pargi haudelinnustiku mitmekesisus on Saaremaa parkides leitud keskmisest suurem, asustustihedus keskmine. Liigilise mitmekesisuse põhjuseks peeti pargi mosaiiksust, hoonete ja põõsastiku olemasolu, aga ka liigirikast puistut, milles on väga vanu õõnsustega puid. Samuti peeti parki hästi hooldatuks ja niitmisaega optimaalseks. Haudelinde leiti mitmesugustest ökoloogilistest rühmadest. Domineeriv liik oli metsvint (*Fringilla coelebs*), küllaltki arvukalt olid esindatud ka lehe- ja põõsalinnud. Märkimisväärne oli rähnliste suur mitmekesisus väikesel alal. Pargis pesitsesid suur- ja väike-kirjurähn (*Dendrocopos minor*) ning väänkael (*Jynx torquilla*), neist kaks viimast on III kaitsekategooria liigid. Väänkael on sipelgatoiduline ohustatud liik ning tema esinemine sõltub sipelgate arvukusest ja ühtlasi pargi niitmise, sest niidetud alal on toitu

lihtsam leida. Väike-kirjurähn on toitumise kaudu sõltuv seisvatest surnud puudest ja vanade puude surnud okstest. Varasematel aastatel on pargis pesitsenud ka III kaitsekategooria liik kodukakk (*Strix aluco*), kuid 2007. aastal mitte. Looduslooliselt oluline on tõik, et Pidula pargi kiviaial kasvavas õõnsas vahtras pesitses 2004. aastal kaelus-kärbsenäpp (*Ficedula albicollis*), mis on selle liigi esimene tõestatud pesitsemine Eestis. Hilisematel aastatel ei ole liik Pidula pargis enam pesitsenud. Et soodustada liigilise mitmekesisuse säilimist, soovitati pargi hooldust jätkata senisel moel. Puu- ja põõsarinde hooldamisel soovitati eemaldada vaid isetekkeline noor võsa, jättes alles õõnsustega puud ning vanade puude kuivanud oksad.

Nahkhiiri pole pargis uuritud, kuid nende olemasolu tõenäosus seal on suur (Nellis, suul.)

Mardikalistest leiti Pidula mõisa pargis haruldastest ja huvipakkuvamatest liikidest tooneseplane *Xyletinus ater*, ebakärsaklane *Dissoleucas niveirostris*, nirplane *Apion astragali*, siklane *Leptura maculata*, roisklane *Myrmetes paykulli*, seenemardiklased *Ptomaphagus sericatus* ja *Sciodrepoides alpestris*, redulased *Hallomenus axillaris* ja *H. binotatus*, puidujuslane *Lissodema cursor*, silvaniid *Airaphilus elongatus*, lühitiiblane *Velleius dilatatus* ja süsiklane *Pseudocistela ceramboides* (Süda 2007, 29). Pargi praegust hooldustaset peeti mardikaliste jaoks optimaalseks. Väärtuslikuks loeti pargi vanu sarapuupõõsaid, mida leidub rohkesti põhjapoolses osas ja mida pole surnud okstest liigselt puhastatud. Soovitati ka edaspidi kõiki surnud oksi põõsastest mitte eemaldada. Maapinnale varisenud okste koristamist ei arvatud mardikaliste elutingimusi oluliselt mõjutavat, kui põõsastesse jääb piisavalt igas lagunemistaadiumis oksi. Pargi kõrvalisemates kohtades soovitati säilitada kauem üksikuid vanu hääbuvaid või ka surnud puud, kuni suurem osa koorest on varisenud. Niitmisel peeti parimaks, kui puude-põõsaste ümber ja lagealade servadesse jätta kitsad niitmata siilud. Soovitati jätta alles ka magusa hundihamba (*Astragalus glycyphyllos*) puhmad, kus elutseb roheka metalliläikega haruldane nirplane *Apion astragali*. Neid taimi leiti pargis kahes kohas: kiviaia servas läänepoolse sissepääsu lähedal ja teised veidi eemal. Mõlemad jäid niitmata servaala piiresse.

4.9.10. Restaureerimislahendus

Pidula mõisa park on nii kujunduslikult kui liigikaitseiselt huvipakkuv ning pikka aega regulaarselt hooldatud, tänu millele on säilitanud oma ajaloolise struktuuri. Äratuntav on nii barokiperioodist pärinev regulaarne struktuur peahoone lähiümbruses kui ka kaugemad inglise stiilis pargiosad, mida iseloomustavad aktsentsed võõrpuuliigid, arvatav muinaslinnus ja pargipuistu kohta ebaharilik sarapuurohkus. Enamiku liigirühmade lõikes iseloomustab parki keskmisest suurem liigirikkus, mis samblike puhul oli inventeeritute parkide suurim. Üldist liigirikkust soodustavad siin head ja mitmekesised valgustingimused, pargi mosaiiksus, hoonete ja kiviaedade olemasolu ning põõsastik, mis kõik tuleks restaureerimisel säilitada.

I Peahoone lähiümbrus on valdavalt avatud ning olnud algselt regulaarse struktuuriga – siin on alleefragmentide järgi praegugi äratuntav kunagine ristuvate teede võrk. Restaureerides tuleks regulaarset struktuuri igati rõhutada ja esile tõsta, kuna tegemist on barokse hoone vahetu lähedusega. Ajalooline teedevõrk on 19. sajandi II poole plaani alusel võimalik täies mahus taastada. Eraldi tähelepanu tuleks sellega seoses pöörata peahoonest itta jäävatele alleefragmentidele, mille puhul on mõeldav ka rekonstrueerimine, st kogu ulatuses asendamine, kuna säilinud alleeosade koosseisus on hääbuvaid puud.



96. Peahoone põhjaküljel asuval ruudukujulisel lagendikul kasvab dendroloogiline haruldus inglise jalakas (*Ulmus procera*) 'Purpurea'. Foto: Urve Sinijärv.

Esiväljakul tuleks noorendada põõsaid ning peahoone lähiumbruse puudel saagida ära kuivanud oksad ja oksatüükad. Peahoone põhjaküljel on ruudukujuline lagendik, mille keskel kasvab dendroloogiline haruldus inglise jalakas 'Purpurea' (ill. 96). Puud tuleb hooldada ning tagada edaspidigi selle ümbruse avatus. Peahoonesine ja sellega lõuna pool külgnev ala on pargis ainsad, mida peaks nende käidavuse pärast suve jooksul korduvalt niitma. Esiväljakule või mujale peahoone vahetusse lähedusse võiks istutada roose, kuna teadaolevalt on need ajalooliselt parki kaunistanud juba 17. sajandil (Maiste 2007, 831).

II Pargi idaservas asuv poolavatud ala

Idaservas asuv poolavatud ala on 19. sajandi II poolest pärineva plaani (EAA 3724-5-2249) alusel olnud algselt tihedama puistuga ja see annab kavandada alust siia uusi istutusi. Praegu on see poolavatud ala, kus kasvab palju suurtele puudele allajäänud ja vigastustega puid (TBA 2007, 21), mis tuleks kõigepealt maha võtta.

Siia on võimalik kujundada mitmeliigilisi ja -rindelisi põõsarühmi, mis vahelduksid avatud alade ja üksikpuudega. Selleks võiks jagada ala paariks-kolmeks eri suurusega lagendikuks, mille servadesse paigutada uued istutused, jättes hajusalt kasvama ka üksikuid sarapuupõõsaid. Sealjuures tuleks jälgida, et peahoone juurest ja pargi keskosas asuvalt kunstlikult künkalt säiliks vaade pargi idanurgas kasvavale 13-tüvelisele pärnale. Eesmärk peaks olema kujundada puisniiduilmeline pargitaimestik, mis on soodne kõigile elustikurühmadele.

Uusi istutusi kavandades tuleks eelistada liike, mis pakuksid elu- ja toitumisvõimalusi võimalikult paljudele teistele elustikurühmadele – õierikkaid, eri ajal õitsevaid, söödavate viljade või seemnetega puid ja põõsaid. Lisaks on siin võimalik kasutada pargis varem kasvanud liike. Puudest võiksid soovitatavad liigid olla esmajärjekorras pargis ajalooliselt kasvanud, kuid välja läinud okaspuud, nagu Fraseri nulg (*Abies fraseri*), Engelmanni kuusk (*Picea engelmannii*) ja must mänd (*Pinus strobus*). Lehtpuudest võiks olla eelistatud pikaealine harilik tamm (*Quercus robur*) ja Saaremaale omane õitsev ning söödavate viljadega pooppuu (*Sorbus intermedia*), aga ka harilik pihlakas (*Sorbus aucuparia*) ja õunapuud (*Malus* spp.). Põõsastest võiks eelistada õitsevaid, söödavate viljadega ja Saaremaale omaiseid viirpuid (*Crataegus* spp.) ja kibuvitsu (*Rosa* spp.), aga ka eri aegadel õitsevaid harilikku ja ungari sirelit (*Syringa vulgaris*, *S. josikaea*) ning nende sorte.



97. Pidula muinaslinnus. Üleval olukord 2011. aasta suvel ning all sama vaade fotomontaažil restaureerituna. Pidula muinaslinnuse vallidel on otstarbekas osaliselt likvideerida isetekkelist hariliku saare ja vahtra järelkasvu, mis varjutavad vaateid efektsetele mitmeharulistele põlispärnadele. Samal eesmärgil tuleks siin harvendada ka sarapuud. Ühtlasi paranevad rohhtaimestiku valgustingimused.

Et üks olulisemaid selgrootute toiduobjekte on õietolm ja nektar, siis tuleb tagada, et pargis oleks õitsvaid taimi kogu vegetatsiooniperioodi vältel. See on soodne nii lindudele kui ka nahkhiirtele ja väga tulemuslik ka kujunduslikult.

III Pargi kesk- ja põhjapoolses osas on nii kujunduslikult kui liigikaitseliselt olulised sarapuud, mida kasvab siin pargi kohta ebaharilikult ohtralt ning millest on istutatud näiteksallee pargi keskosas asuvale kunstlikule künkale viiva tee ääres ja maalinna ümbritsevatel vallidel. Seda võib pidada üheks Pidula pargi eripäraks. Sarapuu on soovitatud säilitada praeguses olekus ning ära saagida vaid kõrvale vajunud, niitmist takistavad oksad (TBA 2007, 21). Ka mardikaliste seisukohast loeti vanu sarapuid väärtuslikuks ja soovitati neid hooldades mitte eemaldada kõiki surnud oksa (Süda 2007, 29).

Pargi keskosas kunstliku künka ümber kasvab mitu haruldust, nagu harilik pöök, valge mänd ja kreeka pähklipuu, mille vaadeldavuse ja kasvutingimuste tagamiseks on oluline nende ümbrus avatuna hoida. Selleks tuleks likvideerida nende lähedusse jäävat looduslikku uuendust.

Muinaslinnuse vallidel võiks samuti osaliselt likvideerida isetekkelist hariliku saare ja vahtra järelkasvu, mis varjutavad vaateid efektsetele mitmeharulistele põlispärnadele. Samal eesmärgil on siin otstarbekas harvendada ka sarapuud (ill. 97).

IV Pargi lääneservas asuv niit on avatud alana püsinud vähemalt alates 19. sajandi II poolest (EAA3724-5-2249) ja peaks sellisena ka säilima. Seda ääristava kiviaia ääres on samuti kuivanud ladvaga harilikke saari, mis tuleks kujunduse eesmärgil maha võtta. Asendusistutusi neile kavandada ei ole põhjust, kuna tõenäoliselt on tegemist isetekkeliste puudega.

Pargi legendikel on niitmise tulemusena kujunenud liigirikas niidutaimestik. Nende koosluste säilitamiseks on vajalik jätkata pargi niitmist endiselt kord suve jooksul, soovitatavalt juulikuus. Selline hooldamisviis hoiab ühtlasi ära pargi võsastumise ega ole samal ajal liiga sage varjukamates kohtades kasvavale salutaimeestikule (Reitalu 2007, Pidula). Võimalikult hiline esimene niitmine on seajuur oluline pargis kasvavatele õistaimedele, sh käpalistele, et need jõuaksid viljuda. Teist korda võib niita oktoobris, et talveks ei jääks kõrget kulu (TBA 2007, 21). Mardikaliste seisukohast on parim, kui parki niites jäetakse puude-põõsaste ümber ja lagedate alade servadesse kitsad niitmata siilud (Süda 2007, 30). Kõrgem rohttaimerinne on lisaks soodne nii rohttaimestiku mitmekesisusele kui ka lindudele, kahepaiksetele, pisiimetajatele ja selgrootutele. Vabakujunduslikus pargis annab selline hooldusvõte ka kujunduslikult palju juurde, võimaldades liigendada legendikke servi ja suurendada taimestiku rindelisust.

V Taastada edela suunast mõisasüdamesse toonud allee.

4.10. Pädaste mõisa park

4.10.1. Mõisa ajalugu. Pargi kujundus ja hetkeolukord

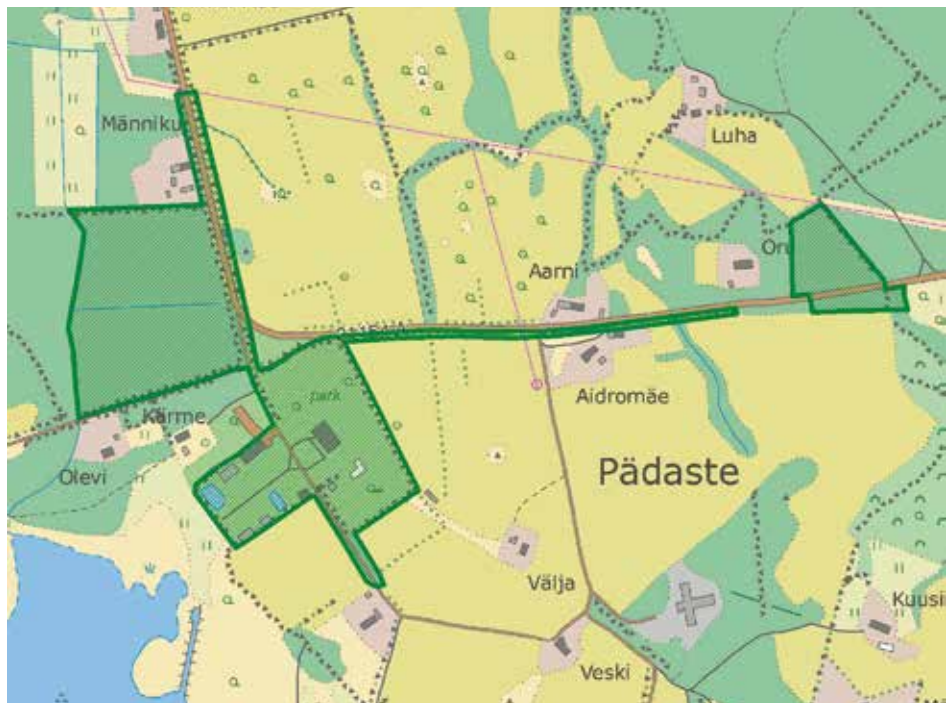
Pädaste mõis rajati 16. sajandi III veerandil, kui 1566. aastal ümbruskonna maad läänistati Johann Knorrile (hiljem Knorring) (Rullingo 2001, 259). See on ainus säilinud mõisakompleks Muhumaal (Raam 1996, 76). Hooneansambel on pärit 19. sajandi II poolest. Esimesena valmis 1875. aastal härrastemaja, mis on ilmekamaid historitsistliku arhitektuuri näiteid kogu Lääne-Eestis (Maiste 1996, 345) (ill. 98). Hoone on ühekorruseline, keskrisaliidi osas kahekorruseline, liigendatud ning seda iseloomustab järelklassitsistlik sümmeetriataotlus, detaile tuudorstiil (Raam 1996, 76). Peale selle annavad hooneansambli tooni kahel pool esiväljakut ääristavad maakividest ja dolomiidist kõrvalhooned, mille lasi ehitada



98. Pädaste mõisa 1875. aastal valminud historitsistlik härrastemaja. Foto: Urve Sinijärv.

Carl von Stackelberg, kes oli mõisaomanikuks 1868–1900 (Rullingo 2001, 290). Needki paistavad silma omapärase müüri-lao ja arhitektuurse ilmekusega, samuti oma dolomiidist nurgakvaadrite ja avapiiretega, mis on iseloomulikud nn Muhu ehituslaadile (Maiste 1996, 345). Viimased võõrandamiseelsed omanikud olid alates 1915. aastast Buxhoevedenid, kelle perekonna vapp ehib peahoone esifassaadi (Särg 2007, 120). Pärast riigile võõrandamist oli mõisasüda kasutusel renditaluna, mille peasissetuleku andis suur õunapuuaed, härrastemaja kasutati ka seltsimajana (Luha jt 1934, 654). Pärast II maailmasõda olid hooned algul sõjaväe käes, siis kasutusel kala vastuvõtu ja hiljem hobulaenutuspunktina (Raid 1978, 3). Alates 1951. aastast tegutses mõisas Pädaste invaliidide kodu, mis lõpetas oma

99. Pädaste mõisa park Eesti põhikaardil. Pargi pindala on 9,8 ha.





101. Pädaste mõisa esiväljak vaatega merele. Foto: Urve Sinijärv.

randa tee. Hoone ja mere vaheline ala kuni parki ümbritseva piirdemüürini on peaaegu lage pidevalt hooldatav muruala, mis on kujundatud hajali paiknevate üksikute puudega. Vaid ringväljakul vahetult peahoone ees kasvab kaks suurt elupuud. Kõrvahoonete läheduses asuvad kaks tiiki, kus on varem kasvatatud kuldkokresid (Vare 1976/77, 25). Looduslikku randa ja parki eraldab värvapostidega kivimüür. Merevaadet ilmestab hulk väikeseid laide ja karesid. Mõisasüdame 1891. aasta plaanil (EAA 3724-5-2308) (ill. 100) on näha, et 19. sajandi lõpul on ala planeering ja teedevõrk olnud praegusest veidi erinev. Praeguse sümmeetrilise lahenduse asemel on teedevõrk olnud ebakorrapärane ning kui välja arvata peahooneesine ringtee, võib arvata, et tegu oli pigem majandushooviga. Ala praegune kujundus on esinduslik ning avatud. Tagaväljak on olnud samuti algselt kujundatud väikese avatud ringväljakuna. Peahoonest põhja poole jääv pargi põhiosa oli regulaarne, kujundatud sirgete ristuvate teedega, peahoonetagune

102. Puuderõngaga ümbritsetud kungas, millel on paiknenud paviljon. Foto: Urve Sinijärv.





103. Loodes asub kiviaedadega ümbritsetud loodusliku salumetsa ilmeline parkmets, mis 1891. aasta plaani alusel on varem olnud koppel-puisniit (puiskarjamaa). Foto: Urve Sinijärv.



104. Pädaste mõisa parki ümbritsev maakividest piirdemüür. Foto: Urve Sinijärv.

osa aga osaliselt kaarduvate teedega regulaarpark. Praegu siin teedevõrk puudub, jalgrajad põhjapoolses osas on sisse niidetud ning puistu struktuur vabakujuline. See pargiosa on parkidele iseloomuliku poolavatud struktuuriga ning siin asuvad ka pargi silmapaistvaimad puud. Lisaks ilmestab ala väike kõrgendik, millel on paiknenud kaheksakandiline telliskivikatusega pargipaviljon (Maiste 1996, 345). Praeguseks on see hävinud, säilinud on kungas ja seda ümbritsev puuderõng (ill. 102). Vahetult peahoone taga asuv ala on avatud ja tihedamalt niidetav kui põhjapoolne osa. Peahoonest lõuna pool on olnud suur puu- ja köögiviljaaed, praegu on see ala kasutuseta. Loodesse jääb kiviaedadega ümbritsetud loodusliku salumetsa ilmeline parkmets (ill. 103), mis 1891. aasta plaani alusel on varem olnud koppel-puisniit (puiskarjamaa). Idast ja põhjast mõisasüdamesse toovad teed on ääristatud kohati katkendlike lehtpuualleedega. Kogu parki ümbritseb maakividest piirdeaed (ill. 104).

Puittaimestiku liigirikkus Pädaste pargis on keskmine, 2007. aastal registreeriti siin 51 puittaimet taksonit, millest 19 olid kodumaised ja 32 võõrliigid (TBA 2007, 8). Alates 1954. aastast on pargis kokku registreeritud 61 liiki puittaimi, neist 23 kodumaist ja 38 võõrliiki. (Sander 1997, 60; TBA 2007, 8). Puuliike on olnud kokku 31, põõsaid 30, nende seas kaks liaani (vt lisa 3). Vahe kõigi pargis registreeritud liikide ja 2007. aasta andmete vahel on 16,4%.

Peahoone ees kasvavad kaks suurt harilikku elupuud (*Thuja occidentalis*) 'Semperaurea', H=8 m, ning esiväljaku servas kaks alpi seedermandi (*Pinus cembra*), mis on kõik kujunduslikult olulised. Kõrvalhoonete läheduses kasvavad hõredates gruppides peamiselt harilikud vahtrad (*Acer platanoides*) ja harilikud saared (*Fraxinus excelsior*). Põõsarühmad on esiväljaku ümber tihedad ja liikidele iseloomuliku kasvukujuga. Suuremad rühmad on siberi kontpuust (*Cornus alba*) ja harilikust ebajasmiinist (*Philadelphus coronarius*).

Peahoone taga algselt regulaarses pargiosas paiknevad hariliku pärna (*Tilia cordata*) read. Siin kasvavad ka Pädaste pargi dendroloogilised haruldused – kaks ameerika pärna (*Tilia americana*), millest jämedama Ü=132 cm. Veel 1970. aastatel on neid olnud kolm (Vare 1976/77, 25). Samuti kasvab siin ilusa tüve ja võra-kujuga harilik pöök (*Fagus sylvatica*), Ü=200 cm. Märkimisväärne on ka kaheksaharuline harilik pärn (*Tilia cordata*). Pargimüüri lähedal on suured hõbehaavad (*Populus alba*), Ümax=423 cm, H=30 m. Peahoone loodenuuriga juures kasvab jäme harilik saar (*Fraxinus excelsior*), Ü=318 cm, mille üks ladvaharu on murdunud. Peahoonest lõuna pool asunud suurest viljapuu- ja köögiviljaaiast on säilinud paar suurt harilikku pirnipuud (*Pyrus communis*). Aia ümber kasvavad peamiselt arvatavasti isetekkelised harilikud saared, harilikud vahtrad ja arukased (*Betula pendula*). Lõunaväravast välja viiva tee ääres on ilus põliste läänepärnade (*Tilia × vulgaris*) allee. Puittaimestiku inventeerimise käigus soovitati puistut hooldada ning noorendada põõsaid peahoone ümber, viimaseid ka juurde istutada.

Parkmetsa kesk- ja põhjaosas on valitsevaks liigiks harilik mänd (*Pinus sylvestris*), servades on puistu koosseisus rohkesti lehtpuid. Ida- ja lõunaosas on need peamiselt harilikud saared ja harilikud vahtrad, hajali kasvab metsas ka arukaski. Võõrliikidest on parkmetsa lõunaossa rühmiti istutatud harilikku ebatsuugat (*Pseudotsuga menziesii*) ja siberi lehist (*Larix sibirica*). Väidetavalt on parkmetsas kasvanud ka nulgusid (*Abies* spp.) (Vare 1976/77, 25). Alusmetsas on tüüpilised harilik sarapuu (*Corylus avellana*) ja harilik toomingas (*Padus avium*), paiguti ka harilik kuusk (*Picea abies*). Põõsastest esineb sagedasti harilik kuslapuu (*Lonicera xylosteum*), verev kontpuu (*Cornus sanguinea*) ja põldmurakas (*Rubus caesius*). Inventeerimise käigus parkmetsa kohta soovitusi ei antud.

Ida ja põhja poolt mõisasüdamesse suunduvad teed on ääristatud kohati katkendlike lehtpuualleedega, kus põhipuuliikideks on harilikud saared ja pärnad, lisaks harilikud vahtrad, hobukastanid, arukased, pihlakad jt. Alleesid peeti pargi kõige kehvemas olukorras olevaks osaks ning soovitati neis teha uusi istutusi, eelistades pärnasid.

Pargist umbes poole kilomeetri kaugusel idas asub musta männi (*Pinus nigra*) puistu, mis on istutatud 1907. aastal (Rullingo 2001, 117). Veidi üle hektari suurusel alal kasvab siin umbes paarsada musta mändi. Looduskaitse all on see eraldi objektina, kuid kuna on samuti mõisaaegne, siis võiks kuuluda ka pargi koosseisu.

Rohttaimi leiti Pädaste pargis 196 liiki (Reitalu 2007, Pädaste). Suhteliselt suur liikide arv arvati olevat tingitud eri iseloomuga pargiosadest, mis pakuvad

vaheldusrikkaid kasvukohatingimusi. Leiti neli kaitsealust liiki: kaunis kuldking (*Cypripedium calceolus*), II kaitsekategooria liik ja ühtlasi loodusdirektiivi II lisa liik, mis kasvas varjuka parkmetsa idaservas kinnikasvaval metsateel ja selle lähiümbruses; ning kolm III kaitsekategooria liiki: kahkjaspunane sõrmkäpp (*Dactylorhiza incarnata*) ühe vitaalse isendina peahoone läheduses asuva tiigi kaldalt, laialehine neiuvaip (*Epipactis helleborine*), mida kasvas üksikute isenditena hajusalt üle kogu parkmetsa, ning kahelehine käoheel (*Platanthera bifolia*), mida leiti kolm taime pargi väravast peahoone kõrvalt.

Metsistunud rohttaimedest kasvab pargi idaosas hariliku kurekella (*Aquilegia vulgaris*) eri õievärviga isendeid (TBA 2007, 8). Senise hoolduse jätkamist ühegi liigi puhul küsimuse alla ei seatud ja eraldi soovitusi ei antud. Küll aga seati kahtluse alla kahe pargiosa kaitsestaatus vajalikkus: peahoonest kagusse jääva kunagise tarbeaia ala, kus looduslikku taimestikku on säilinud ainult piirdemüüri ääres, ning parkmets senisel salumetsailmelisel kujul. Leiti, et esimese puhul oleks võimalik kaitset väärivana juba ette aktsepteerida siia rajatavat iluaeda või uut pargiosa, ning teise puhul ei peetud õigeks seda praegusel kujul pargiks nimetada. Märgiti, et juhul kui seda kavatsetakse hakata kujundama ja hooldama, siis tuleks pöörata tähelepanu kauni kuldkinga kasvukoha säilitamisele.

Sammalde poolest oli Pädaste park inventeeritute liigirikkaim, siit leiti 55 sambllaliiki (Ingerpuu ja Vellak 2007, 13). Suur liigirikkus oli tingitud ennekõike parkmetsast. Siit leiti muu hulgas nii pargi märkimisväärsim leid – punase raamatu III kategooriasse kuuluv õrn hännik (*Isothecium myosuroides*) – kui ka vääriselupaikade tunnusliikide hulka kuuluv harilik hännik (*Isothecium alopecuroides*). Palju oli püsivalt niisket mulda eelistavaid maapinnaliike. Sammalde seisukohast peeti oluliseks säilitada parkmets võimalikult looduslikuna. Teistes pargiosades olulisi leide ja erilist liigirikkust ei tuvastatud ning soovitusi sammalde kaitseks ei antud.

Samblikke leiti Pädaste pargist 57 liiki 11 puuliigilt (Leppik ja Nõmm 2007, 14), millega park osutus inventeeritute seas üheks liigirikkamaks. Kõik leitud liigid on Eestis tavalised ja enamik neist leiti peahoone ümbrusest, kus on samblike jaoks vajalikud head valgustingimused. Esile tõsteti III kaitsekategooriasse arvatud lumi-nuisamblik (*Sclerophora nivea*), mida leiti ohtralt ühelt jalakalt; üksikliuna vahtralt punasesse raamatusse arvatud tähelepanu vajav liik pärna-salusalmblik (*Parmelina tiliacea*) ning üksikliuna jalakalt *Gyalecta truncigena*, mis alles hiljuti oli Eestis haruldase liigi staatuses. Samblike seisukohast peeti oluliseks jätkata pargi praegust hooldust ning soovitati kujundada parkmetsa, et parandada sealseid valgustingimusi ja soodustada parkidele iseloomulike samblikuliikide levimist ka sinna. Parkmetsa samblike seisukohast praegusel kujul kaitsevääriks ei peetud ning tehti ettepanek kaaluda selle pargi koosseisust väljaarvamist.

Linde tuvastati Pädaste pargist 33 liiki 77 paarina (EOÜ 2008, 21). Nende seas oli kolm kaitsealust liiki: musträhn (*Dryocopus martius*), väike-kirjurähn (*Dendrocopos minor*) ja suitsupääsuke (*Hirundo rustica*), kõik III kaitsekategooria liigid. Suitsupääsukesed pesitsevad mõisa abihoonetel mitme paarina ja nii musträhn kui väike-kirjurähn kasutavad parki lisaks võimalikule pesitsemisele kindlasti toitumiskohana. Et rähnide jaoks on olulised jalal kuivanud ja kuivavad puud, soovitati pargi kõrvalisemates osades neid püsti jätta. Samuti peeti liigirikkuse säilitamiseks tähtsaks jätta alles põõsastunud piirkondi, eriti parkmetsas.

Nahkhiirtest on Pädaste pargis tuvastatud põhja-nahkhiir (*Eptesicus nilssonii*) (Nellis, suul.).

Mardikalistest leiti Pädaste pargis haruldastest ja huvipakkumatest liikidest toonesepalad *Dorcatoma lomnickii* ja *Microbregma emarginata*, keerukärsaklane *Neocoenorrhinus aequatus*, hundlane *Agrius cyanescens*, siklane *Oberea pupillata*, nahanäklane *Globicornis emarginata*, kääviklane *Eucnemis capucina*, roisklased *Gnathoncus buyssoni* ja *Paromalus flavicornis*, pehmeoorlane *Phosphaenus hemipterus* ja lühitiiblane *Velleius dilatatus* (Süda 2007, 12). Entomoloogilisest aspektist peeti huvitavaks loodes asuvat parkmetsa ja selle sarapuu-männi kooslust; peeti tänuväärseks, et pargi lõunapoolsel niidetaval alal on alles jäetud kunagiste jämedate saarte tüükapakud, ning soovitati säilitada täieliku kuivamiseni kagunurgas aia ääres kasvavad kuslapuud, kus elab siklane, kuna see liik asustab vaid elusaid ja osalt surnud oksi, mitte kunagi aga kuivanud oksi. Samuti peeti väärtuslikuks kuslapuude lähedusse jäävat hobukastanit, mis võib olla nahkhiirte pesapuu, samast leiti ka arvukana pesades elavat roisklast (*Gnathoncus buyssoni*).

4.10.3. Restaureerimislahendus

Pädaste mõisa park on esinduslik nii kujunduse kui ka liigikaitse seisukohast. Kõige olulisem on siin eri iseloomuga alade ning põhjapoolse eraldiseisva parkmetsa olemasolu, mis märkimisväärselt suurendab nii pargi maastikulist ulatust ja kujunduslikku vaheldust kui ka soodustab erinevate vajadustega liikide levikut. Park on hooldatud ning samal ajal iseloomustab kõiki liigirühmi silmapaistvalt suur liigirikkus, mis näiteks sammalde puhul oli vaatlusaluste parkide suurim. Mitmekesist struktuuri ja hooldust tuleks säilitada, samas on kõigis pargiosades võimalik olukorda veelgi parandada.

I Sissesõidualleed

Alleede puhul on peamine restaureerimistegevus uute istutuste tegemine ja puude hooldamine. Istutusi kavandades soovitati eelistada pärnasid (TBA 2007, 9). Arvestades, et harilik pärn on viimased paarkümmend aastat kõikjal Eestis kahjustatud pärna võrsesurmast, võiks kasutatavateks liikideks olla suurelehine pärn (*Tilia platyphylla*) või lääne pärn (*Tilia × europaea*), mida peetakse parimateks alleepuudeks (Tuul 2006, 64). Puude hooldamisel tuleb arvestada põhjapoolses allees oleva suur-kirjurähni (*Dendrocopos major*) pesa- ja toitumispuuga (EOÜ 2008, 21). Põhilised hooldustegevused peaksid olema puude hoolduslõikus, puudealuse maapinna niitmine ja juurevõsude eemaldamine.

II Peahoone ja mere vaheline ala

See on esinduslik avatud ja pidevalt niidetava ilumuruga pargiosa. Kujunduse seisukohast võiks ainsa täiendusena kaaluda madalamate ilupõõsaste juurde istutamist, et hoida peahoonesine vaade merele võimalikult avatuna. Soovitatavateks liikideks võiksid olla näärelehise kibuvitsa (*Rosa pimpinellifolia* syn. *R. spinosissima*) kultivarid 'Plena' ja 'Rubra', kuna need on mõlemad Saaremaale omased õitsvad ja söödavate viljadega liigid.

Tiikide puhul võib kaaluda võimalust hakata neis uuesti kalu kasvatama, nagu see ajalooliselt on olnud, või siis vastupidi, säilitada neid puhtaveeliste, elurikaste, kaladeta tiikidena. Nende kaldaid on võimalik mitmekesistada kaldataimedega.

III Peahoonetagune pargiala

Kujunduse seisukohast on siin kõige olulisem tegevus parandada puistu seisundit. Tuleks esile tõsta silmapaistvaid ja haruldasi puid ja likvideerida neid varjutavad väheperspektiivsed puud, nt eemaldada pöögi eest seda varjutavad puud (ill. 105). Likvideerida tuleks ka isekülvseid noori puid parki ääristava

müüri ääres, kuna need kahjustavad edaspidi müüri ja sulgevad vaated ümbritsevatele maastikule. Puistut tuleks hooldada, saagida puudelt kuivanud oksad ja tüükad ning noorendada peahoone ümber kasvavaid põõsaid (TBA 2007, 9). Kohtades, kus nad silma ei riiva, võiks aga kuivanud oksa ja tüükaid elustiku seisukohalt ka säilitada.

Teine oluline tegevus on täiendada põõsarinnet. Üldine lähenemine peaks olema selline, et istutatavad põõsad pakuksid elu- ja toitumisvõimalusi võimalikult paljudele teistele elustikurühmadele, mistõttu tuleks eelistada õierikkaid, eriajal õitsevaid, söödavate viljade või seemnetega liike. Praegu kasvab siin põõsaid vaid peahoone vahetus läheduses. Puistu kujundusliku mitmekesisuse suurendamiseks ja mitmerindelise struktuuri saavutamiseks võiks aga ajaloolistele parkidele omaste liikidega täiendada ka pargi põhjapoolset osa ja peahoonetaguse väljaku servi. Ühe- ja mitmeliigiliste gruppidega istutamiseks võiks soovitatavad liigid siin olla ennekõike mõisaparkidele omased õitsvad ja poolvarjulist kasvukohta taluvad liigid, nagu suvel eri aegadel õitsevad harilik ja laialehine ebajasmiin (*Philadelphus coronarius*, *P. Pubescens*), himaalaja hortensia (*Hydrangea heteromalla*), varakevadise õitsejana harilik näsiniin (*Daphne mezereum*) ja harilik toomingas (*Prunus padus*), samuti söödavate viljadega tähk-toompihlakas (*Amelanchier spicata*) ning harilik kikkapuu (*Euonymus europaeus*). Puudele lähedale ja varju istutamist taluvad söödavate viljadega harilik lumimari (*Symphoricarpos albus* var. *laevigatus*) ja kodumaised mage sõstar (*Ribes alpinum*) ning harilik jugapuu (*Taxus baccata*). Valgusküllasematesse kohtadesse ennekõike peahoone taga asuva väljaku serva võiks istutada eri aegadel õitsevaid ja söödavate viljadega viirpuid (*Crataegus* spp.) ning mõisaparkidele omast harilikku ja ungari sirelit (*Syringa vulgaris*, *S. josikaea*) ja nende sorte. Tuleks tagada, et pargis oleks õitsvaid taimi kogu vegetatsiooniperioodi jooksul, kuna see suurendab pargi putukarohkust, mis on oluline nii lindudele, kahepaiksetele ja roomajatele kui ka nahkhiirtele ja teistele väiksematele imetajatele.

Niitmise sageduse ja sellest tulenevalt rohttaimestiku liigilise koosseisu poolest jaguneb peahoonetagune ala kaheks: vahetult peahoone taga asuvat muruala niidetakse selle pideva kasutamise tõttu tihemini, põhjapoolset pargiosa aga harvemini. Siin tulekski soodustada liigirikka õitsva taimestikuga niidukoosluse kujunemist, mis on oluline kujunduse seisukohast, kuid soodne ka lindudele ja selgrootutele. Selleks tuleb ala niita kord või maksimaalselt kaks korda, esimest korda kõrgema lõikega pärast õistaimede viljumist juulis ning teist korda alles septembris.

Teedevõrgus on hea lahendus praegused niidetavad jalgrajad. Pargiosa üldilme on vabakujunduslik ja arvestades, et peahoone on historitsistlik, on looklev teedevõrk igati sobilik, kuid põhimõtteliselt on nii võimalik markeerida ka kunagist regulaarset struktuuri. Ajalooline teedevõrk on 1891. aasta plaani alusel võimalik taastada ka täies mahus.

Lõuna pool asunud tarbeaia ala peaks kindlasti olema edaspidi kaitsealuse pargi osa, kuna moodustab ajalooliselt sellega ühtse funktsionaalse terviku. Puu- ja köögiviljaaed on samuti võimalik taastada.

IV Parkmets

See on kõige erinevamaid hinnanguid saanud pargiosa. Kui sammalde poolest peeti seda väga väärtuslikuks ja leiti, et see tuleks hoida võimalikult looduslikuna, siis samblike poolest seda praegusel kujul kaitsevääriliseks ei peetud ja soovitati seda kujundada, et parandada valgustingimusi ja soodustada parkidele



105. Pädaste pargi põhjaosa. Üleval olukord 2011. aasta suvel ning all sama vaade fotomontaažil restaureerituna. Siin tuleks esile tõsta silmapaistvaid ja haruldasi puid ja parandada nende valgustingimusi, nt eemaldada hariliku pöõgi (*Fagus sylvatica*) eest seda varjutavad puud. Sellega luuakse ühtlasi võimalused pöõsagruppide istutamiseks ning paremad valgustingimused rohttaimestikule. Likvideerida tuleks ka isetekkelisi noori puid parki ääristava müüri ääres, kuna need kahjustavad edaspidi müüri ja sulgevad vaated ümbritsevale maastikule.

iseloomulike samblikuliikide levimist. Nii lindude kui mardikaliste seisukohast on siin olulised jalal kuivavad ja kuivanud puud ja põõsarinne, eriti vanad sara-puud, kus samuti kuivanud harusid sees. Kuigi ka selle pargiosa kaitsestaatuse põhjendatust peeti küsitavaks, peaks see, võttes arvesse kõik hinnangud ja nendega esile toodud väärtused, siiski kaitse alla jääma ning pigem on siin võimalik näha potentsiaali pargi arendamiseks.

Parkmets on võimalik kujundada pargi külastajale kasutatavamaks ja samal ajal leida kompromiss erinevate soovitude vahel. Nii külastatavuse seisukohast kui ka näiteks samblike liigirikkuse suurendamiseks tuleks parandada valgus-tingimusi. Selleks võiks parkmetsa ringikujuliselt läbida looklev jalgtee, mille rajamisel saaks ära kasutada seda pargiosa juba praegu loode-kagu suunas läbi-vat teed. Jalgtee serva võib kujundada väiksemaid avatud alasid, mis suurendaks parkmetsa mosaiiksust ning võimaldaks samas soodustada ka rohttaimede levi-kut. Uute istutustena oleks siin otstarbekas kasutada näiteks luuderohtu (*Hedera helix*) ja harilikku jugapuud (*Taxus baccata*), mis on mõlemad varjutaluvad ja Saa-remaale omased looduslikud liigid. Sammalde liigirikkuse säilitamiseks võiksid jalgteedest kaugemale jäävad alad jääda looduslikku, hooldamata seisundisse. Siin on võimalik jätta püsti jalal kuivanud ja kuivavaid puid, mis on olulised nii rähnidele kui ka mardikalistele. Viimaste seisukohast saab ka arvestada soovi-tusega vanu sarapuupõõsaid hooldades mitte eemaldada surnud oksa lausali-selt. Samuti ei pruugiks raiutud oksa kohe põletada, vaid koondatuna võiks neist mõne osa ka kõrvalistes pargiosades paar aastat säilitada, et sellest puitmaterja-list koorunud mardikalised saaksid ümber kolida (Süda 2007, 20). Üks võimalus on ka taastada ala puiskarjamaana ning hooldada selle põhimõtete järgi.

4.11. Tumala mõisa park

4.11.1. Mõisa ajalugu. Pargi kujundus ja hetkeolukord

Tumala mõis tekkis 1495. aastal, mil ordumeister Wolter von Plettenberg läänis-tas mõisa maad Hindrik Schulmannile (Luha jt 1934, 709). 1671. aastal omandas mõisa Stackelbergide perekond, kelle kätte see jäi kuni mõisate riigistamiseni 20. sajandi alguses (Särg 2007, 144). Mõisa viimane, kahekorruseline varaklassit-sistlik kivist peahoone (ill. 106) ja enamik selle juurde kuulunud arvukatest kõr-valhoonetest säilinud ei ole. Pärast võõrandamist oli härrastemaja asunikutalu

106. Tumala mõisa peahoone 1923. aastal. Foto: Vahur Kuhlbergi kogu.



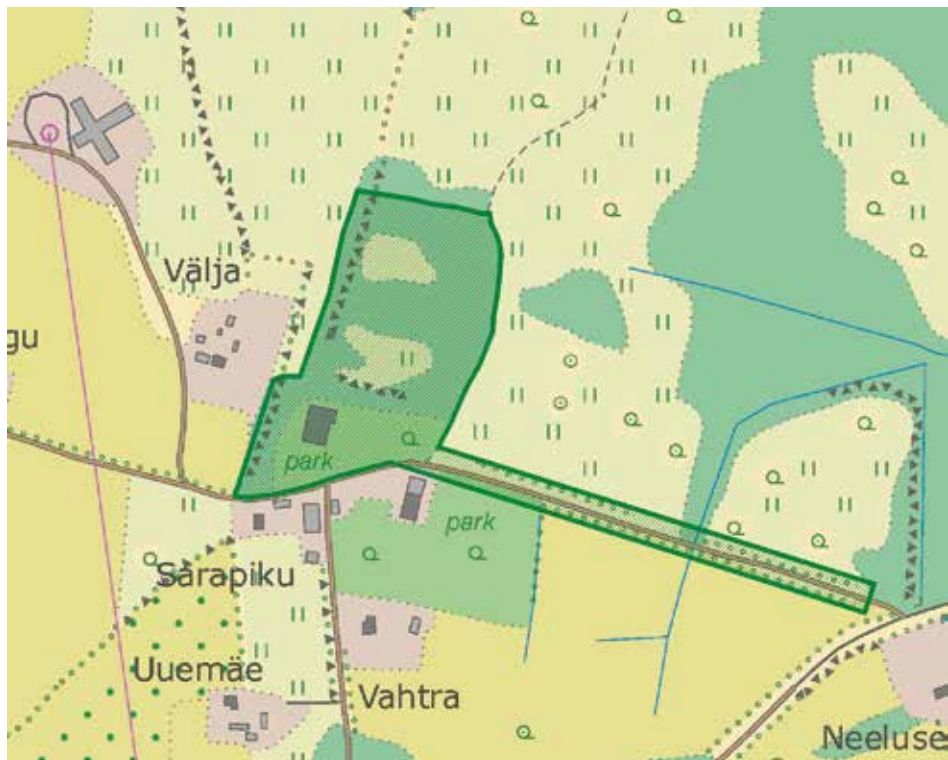


107. Mõisa peahoone kohale 1930. aastatel ehitatud koolimaja. Foto: Urve Sinijärv.

kasutuses (Luha jt 1934, 709), 1932. aastal aga ehitati selle asemele koolimaja (Andresen 2007, 939) (ill. 107). Kool tegutses siin 1975. aastani, seejärel asusid hoones korterid (Vare 1976/77, 28). Praegu on nii kunagine koolihoone kui ka selle juurde kuuluv park eraomanduses.

Park (ill. 108) on ristikülilikukujuline ning piiratud kiviaiaga, mis eraldab seda ümbritsevast põllumajandusmaastikust. Põhja pool asub põline tammedega

108. Tumala mõisa park Eesti põhikaardil. Pargi pindala on 3,7 ha.





109. Pargist põhja pool asuv Stackelbergide matusepaik koos selle juurde kuulunud kabeli varemetega. Foto: Urve Sinijärv.

puiskarjamaa ning veidi kaugemal Stackelbergide matusepaik koos selle juurde kuulunud kabeli varemetega (ill. 109). Park on korrapärase ülesehitusega ning pärineb arvatavasti juba barokiperioodist. Tõenäoliselt on pargi kujunemine seotud Pidula mõisa pargi regulaarpargi kujunemisega, kuna mõlemad mõisad kuulusid 17. sajandil Stackelbergide perekonnale ning neis leidub sarnaseid elemente – ristuvad teed, “jasmiinalleed” (hariliku ebajasmiini (*Philadelphus coronarius*) read) ja kunstlikud kõrgendikud.

Tumala mõisamaade 1895. aasta plaanil (EAA 3724-5-2398) on tuvastatav mõisaansambli planeering selle praeguseni säilinud üldkujul. Selle järgi jaguneb park kolmeks osaks:

- I sissesõiduallee;
- II esiväljak ja peahoone lähiumbrus;
- III regulaarne pargi põhiosa.

Mõisasüdame iseloomulik omadus on see, et kui sissesõiduallee ja esiväljak on orienteeritud peahoone keskteljele, siis pargi regulaarne põhiosa paikneb

110. Pargi põhiosas eraldavad eri kõrgusel tasapindasid üksteisest madalad paekivist tugimüürid. Foto: Urve Sinijärv.





111. Tumala mõisasüda 1895. aasta mõisamaade plaanil. EAA 3724-5-2398.

sellega risti. Selle keskne kujunduselement on tiikide süsteem, mis koosneb kaheksast ristiküliku- ja ruudukujulisest tiigist. Tiikide süsteem ja selle juurde kuulunud teedevõrk on hästi loetavad mõisasüdame 1895. aasta plaanil (EAA 3724-5-2398) (ill. 111). Pargi põhiosas on reljeef terrassiliselt laskuv, eri kõrgusel tasapindasid eraldavad üksteisest madalad paekivist tugimüürid (ill. 110). Regulaarne park jaguneb omakorda kolmeks: esimene osa, mis on valdavalt avatud; teine, sellest madalam terrass, kus asub tiikide süsteem; ning kolmas, pargi põhjapoolsem osa, mis on kujundatud tihedama vabakujulise puistuna. Regulaarpargi keskel on lõpetanud kunstlik kungas, kus tõenäoliselt paiknes paviljon või vaatekoht. Teedevõrku on ääristanud pügatud pärnad, mis on arvatavasti istutatud 19. sajandil, kuid pargis on puid, mis võivad pärineda juba palju varasemast perioodist (Nurme 2011, 13).

4.11.2. Liigiandmed

Puittaimestiku liigirikkus on keskmine, 2007. aastal registreeriti inventeerimise käigus 39 puittaime taksonit, millest 21 olid kodumaised ja 18 võõrliigid (TBA 2007, 22). Alates 1954. aastast on pargis kokku registreeritud 52 liiki puittaimi, neist 26 kodumaiseid (Sander 1997, 62; TBA 2007, 22; Nurme 2011). Puuliike on olnud kokku 20, põõsaid 32 (vt lisa 3). Vahe kõigi pargis registreeritud liikide ja 2007. aasta andmete vahel on 25%.

Pargi olulisima kujunduselemendi, tiikide süsteemi ümber kasvasid peamiselt vanad harilikud saared (*Fraxinus excelsior*), $\bar{U}_{\max}=386$ cm, kuid oli ka eri vanusega harilikke vahtraid (*Acer platanoides*). Kunagist korrapärast teedevõrku on ääristanud peamiselt harilikud vahtrad ja pärnad. Esiväljaku lõunaküljel kasvas harilikke kuuski (*Picea abies*), $\bar{U}_{\max}=185$ cm, ja nende kõrval tee servas suured harilikud elupuud (*Thuja occidentalis*), $H=16$ m, $\bar{U}_{\max}=126$ cm. Tiikide juures kasvavad teede servas harilikud pärnad (*Tilia cordata*), $\bar{U}_{\max}=250$ cm, mis on vanemad kui vahtrad ja tõenäoliselt pärit varasemast planeeringust. Suhteliselt palju oli säilinud hariliku ebajasmiiini (*Philadelphus coronarius*) ja hariliku sireli (*Syringa vulgaris*) rühmi. Koolimaja taga oli kõrge hariliku ligustri (*Ligustrum vulgare*), $H=3$ m, ja kõrval harvaesineva võnkenela (*Spiraea flexuosa*) rühm. Soovitati eelkõige peahoone ümber, alleedel ning tiikide ümbruses eemaldada puudelt kuivanud oksad ja oksatüükad ning noorendada pargi põõsaid. Parki ümbritseva kiviaia äärest soovitati likvideerida noored isekülvsed puud.

Rohhtaimi leiti Tumala pargis 119 liiki (Reitalu 2007, Tumala). Nende seas polnud ühtki kaitsealust ega mingil muul põhjusel erilist huvi või tähelepanu väärivat liiki. Ainsaks märkimisväärseks leiuks peeti karvase kannikese (*Viola hirta*) leidu idakaarest pargi poole suunduva allee alustaimestikust, kuna see liik esineb Eestis peaaegu ainult Saaremaa idaosas ja Muhus (Kukk ja Kull 2005, 353). Et pargis oli suve jooksul lambaid karjatatud ja kogu rohhtaimede maa-pealne osa oli paiguti ära söödud, siis peeti võimalikuks, et mõned liigid jäid märkamata ja seega loendist välja. Metsistunud rohhtaimedest kasvas pargis kõrget maasikat (*Fragaria moschata*) ja poedinartsissi (*Narcissus poeticus*) (TBA 2007, 22). Suhteliselt hästi säilinud ja küllaltki liigirikka niidustaimestikuga leiti olevat kunagise mõisahoone esine muruväljak. Koosluse säilitamiseks peeti vajalikuks seda regulaarselt niita. Puustaimede all laiutava naadi ohjeldamiseks soovitati samuti regulaarset niitmist.

Tumala pargi puhul on oluline mainida lammaste karjatamist, mida alustati 2007. aastal (Maripuu 2009, 105). Kahel aastal peeti pargis 82 lammast ja see andis häid tulemusi võsatorjel ja murukamara taastamisel, mida paaril varasemal aastal niitmise teel oli püütud tulutult saavutada. Lammaste tegevuse tulemusena leiti võsastuva rohukamara seest regulaarpargi terrassid ja kiviaedade jäänused. Puude, kuid eriti põõsaste säilimise seisukohast peeti aga karjatamist küsitavaks ning ka rohhtaimestikule leiti karjatamiskoormus olevat liiga suur (Reitalu 2007, Tumala). Sama seisukoht esitati samblike puhul (Leppik ja Nõmm 2007, 15). Praegu enam pargis lambaid ei karjatata ja saavutatud tulemust hoitakse niitmisega.

Samblaid leiti Tumala pargist 15 liiki, mis kõik olid tavalised liigid (Ingerpuu ja Vellak 2007, 14). Samblafloora poolest ei peetud parki tähelepanuväärseks, mistõttu tiikide taastamist ja pargi korrastamist sellele ohuks ei peetud.

Samblikke registreeriti Tumala pargis 45 samblikuliiki neljalt puuliigilt, millega park osutus keskmisest liigirikkamaks (Leppik ja Nõmm 2007, 15). Suurt samblike liigirikkust toetasid pargi head valgustingimused. Tumala pargist registreeriti Eestis üsna haruldane II kaitsekategooria liik sale nuisamblik (*Sclerophora farinacea*), mida leiti saartelt ja vahtratelt. Leiti ka III kaitsekategooriasse arvatud lumi-nuisamblik (*Sclerophora nivea*), mida registreeriti ohtralt pea kõigilt suurteilt ja vanadelt saare- ja vahtrapuudelt. Puude jalamil kasvavatele samblikuliikidele (sh kahele leitud kaitsealusele liigile) ei peetud karjatamist sobivaks hooldusvõtteks, kuna loomad kahjustavad mehaaniliselt jalamil kasvavaid liike. Edaspidi soovitati parki hooldada niitmise teel.

Linde tuvastati Tumala pargis 21 liiki 43 paarina. Lisaks registreeriti pargist ida poole kulgeval alleel 16 liigi esinemine 20 paarina. Pargi ja allee lähiumbruses esines 27 liiki 38 paarina (EOÜ 2008, 23). Kaitsealuseid liike leiti neli: suitsupääsuke (*Hirundo rustica*), väänkael (*Jynx torquilla*), musträhn (*Dryocopus martius*) ja punaselg-õgija (*Lanius collurio*). Suitsupääsukese puhul peeti tõenäoliseks, et see ei pesitse pargis, vaid ümbruskonna taluhoonetel. Ülejäänud kolme liigi pesitsemist peeti võimalikuks pargis või alleepuudel. Soodustamiseks liigilise mitmekesisuse säilimist, soovitati parki hooldades võimalusel alles jätta õõnsustega puud ning põõsastunud piirkondi. Eriti oluliseks peeti allee põõsastiku vähemalt osalist säilimist, mis koos eakate alleepuudega on loonud eeldused rikkalikule linnustikule (20 paari/ha). Rähnide tarbeks soovitati kõrvalisemates pargiosades jätta püsti jalal kuivanud ja kuivavaid puid.

Nahkhiirtest tuvastati Tumala pargis põhja-nahkhiir (*Eptesicus nilssonii*) (Nellis 2008, 5). Nahkhiirte seisukohast peeti oluliseks vana sissesõidualleed, mille moodustavad enamasti väga suured ja vanad pärnad, milles on palju nahkhiirtele sobivaid õõnsusi ja rähnide vanu pesakoopaid. Pärnadega on seotud nende õitsemisajal, aga ka pärast seda suur hulk mitmesugustele nahkhiireliikidele olulisi putukaid. Samuti on allee nahkhiirtele sobiv lennukoridor.

Mardikaliste poolest kujunes Tumala park ootamatult haruldasterohkeimaks: paljude teiste liikide kõrval osutusid eriti tähelepanuväärseks kääviklane *Microrhagus emyi*, ürasklane *Lymantor aceris*, kantpoilane *Cryptocephalus querceti* jt (Süda 2008, 47). Selles pargis olid kõige arvukamad punase raamatu liigid *Triphyllus bicolor* ja haruldane pärnaokstes elav küürakmardikas *Mordellistena newwaldeggiana*. Kuna pargis karjatati lambaid, oli siinsete mardikate seas suurem roll koprofaagidel, neist tähelepanuväärne siiski vaid sitasitika sugulasliik *Geotrupes spiniger*. Kõik ülejäänud olulisemad liigid olid kas puidumardikad või vähemalt puidulembesed mardikad ja rohttaimestiku puudumine pargis neid ei häirinud. Viimased olidki selles pargis kõige arvukamad. Lisaks oli suhteliselt arvukas üks vääriselupaiga olulisemaid indikaatorliike metallpõrnikas (*Liocola marmorata*). Leitud haruldaste mardikate haudepuudena peeti väga oluliseks kõiki pargi laialehiseid puid, eriti aga vahtraid, pärnasid ja üksikut pargi läänepiirile jäävat vana raagremmelgat. Eriväärtusega leiti olevat jämedad, õõnsustega ja seenviljakehadega puud. Soovitati säästa vahtra murdunud tüveharusid, eriti kui puu on seentest, näiteks soomustorikust nakatunud, vähemalt senikaua, kuni koor on eraldunud. Peenemaid surnud oksid soovitati kohe mitte põletada, vaid koondada ja hoida vähemalt paar aastat, et putukad jõuaks välja kooruda ja ümber asuda. Sealjuures märgiti, et saareoksad on vähem väärtuslikud.

4.11.3. Restaureerimislahendus

Tumala mõisa park eristub ülejäänud vaatlusalustest parkidest oma tervikliku regulaarse struktuuriga. Selgepiirilised barokiperioodist pärinevad regulaarpargid on Eestis haruldased, mistõttu peaks neid restaureerides püüdma võimalikult palju taastada algset kujundusideed.

Enamiku liigirühmade poolest oli liigirikkus inventeerimise ajal keskmine, veidi suurem oli see linnustiku puhul. Suunised elustiku kaitseks olid tavapärased, v.a vana sissesõiduallee puhul, kus linnustiku seisukohast märgiti, et tuleks säilitada vähemalt osaliselt allee põõsastikku. Mõisasüdamesse toova allee all kasvas ka karvane kannike, mis esineb Eestis ainult Saaremaa idaosas ja Muhus, kuid erimeetmeid selle jaoks ette ei nähtud. Nii roht- ja puittaimestiku kui ka



112. Tiikide rekonstrueerimine 2011. aastal. Foto: Urve Sinijärv.

samblike seisukohast peeti küsitavaks lammaste karjatamist pargis ja soovitati pigem niitmist. Praegu enam lambaid pargis ei karjatata ning Tumala näite puhul võib kokkuvõtvalt öelda, et see õigustab end hästi lühiajalise tegevusena avatud alade taastamisel, kuid pargi puistuosades on pigem vastunäidustatud.

Artes Terrae OÜ maastikuarhitekt Sulev Nurme on 2010.–11. aastal koostanud pargile rekonstrueerimisprojekti (Nurme 2011), mida on asunud realiseerima. Projekti järgi taastatakse nii korrapärane teedevõrk kui ka osaliselt seda ääristanud puuderead, samuti parki ümbritsev kiviaed. Tiikide süsteemi rekonstrueeritakse OÜ Saare Kommunaalprojekti 2009. aasta projekti alusel. Olukord pargis on võrreldes liikide inventeerimise ajaga märkimisväärselt muutunud ning seega ei ole võimalik läheneda sellele samadel alustel kui teistes parkides. Tööde käigus aset leidnud muutustest on kõige suuremad raied pargi keskosas ja tiikide süsteemi rekonstrueerimine (ill. 112) ning nendega seoses ka ulatuslikud pinnasetööd. Seega, restaureerimine praegusel juhul enam kõne alla tulla ei saa. Otsus on langetatud rekonstrueerimise kasuks, mis siin on ilmselt õigustatud. Projektlahenduse üldiseks eesmärgiks seati esitleda Tumala parki esindusliku regulaarse mõisapargina, viidates lahenduses pargiruumile, nagu see võis ajalooliste plaanide alusel olla 19. sajandi II poolel.

Rekonstrueerimisprojekti koostades hinnati ka puistut. Selle üldine seisund hinnati halvaks. Üle 60% üksikpuudest leiti olevat väga halvas või rahuldavas seisukorras. Samuti hinnati park liigivaeseks, kuna 2/3 puistust moodustasid harilik saar ja vaher. Probleemiks loeti ka põõsaste vähesust. Eesmärgiks seati nii puistu liigiline kui ka rindeline mitmekesistamine.

Projektiga nähti ette kolme eri tüüpi raied:

- 1) üksikpuude sanitaarraie – kuivanud ja väga halvas seisukorras puudele;
- 2) kujundus- ehk rekonstrueerimisraie – valdavalt isetekkelistele puudele, mis tuleb likvideerida ajaloolise pargiruumi esiletoomiseks;
- 3) hooldusraie – puistuosade harvendamiseks ja võsast puhastamiseks.

Rekonstrueerimise käigus on pargi keskosas juba likvideeritud suur osa halvas seisundis puid, kuid osaliselt alles jäetud ka üksikuid vanu põlispuid,

peamiselt suuremõõtmelisi harilikke saari ja pärnasid, mis markeerivad pargi algset kompositsiooni ja on samas väärtuslikud elupaigad näiteks lindudele ja putukatele. Liigikaitse aspektist on see kahtlemata soodne, kuid pidades silmas eesmärki taasluua kunagine terviklik regulaarne kujundus, võib see just kujunduse seisukohast osutada küsitavaks. Tõenäoliselt võib lõpliku otsuse nende kohta langetada pärast tiikide valmimist ning selle ümbrusesse kavandatud uute alleede istutamist. Osaliselt on raiet tehtud ka pargi teistes osades.

I Sissesõiduallee

Mõisa ajaloolise, ligi 400-meetrise sissesõiduallee moodustavad peamiselt väga suured ja vanad harilikud pärnad. Nende seas on ka murdunud puid, mis kujunduse huvides tuleks likvideerida (ill. 113). Allee praegune seisund ja hooldataus on otseselt seotud omandiküsimustega – idapoolne alleelõik, mis kuulub naaberkinnistule, on hooldamata ning võsastunud, mõisasüdame juurde kuuluv alleelõik on hooldatud.

II Esiväljak ja peahoone lähiümbrus

Peahoone lähiümbruses on ette nähtud ajaloolise ringtee taastamine esiväljakul ning kolme eri iseloomuga iluaia – broderii-, roosi- ja rododendronite aia rajamine koolihoone küljele ja taha, mida tuleb käsitleda sisuliselt uute, mitte restaureerimis- või rekonstrueerimislahendustena. Siin on ka taimede valikul kasutatud selliseid eksootilisi ja uusi võõrliike, mis meie mõisaparkidele omased ei ole. Restaureerimis- või rekonstrueerimislahendusena võinuks käsitleda ühe tervikliku iluaia rajamist koolimaja lõunaküljele, nagu on näha mõisasüdame 1895. aasta plaanil. Säilitamiseks tuleb seda regulaarselt niita.

113. Ligi 400-meetrise sissesõiduallee moodustavad peamiselt väga suured ja vanad harilikud pärnad. Nende seas on ka murdunud puid, mis kujunduse huvides tuleks likvideerida. Foto: Urve Sinijärv.





114. Matusepaiga juurde viiv pärnaallee. Foto: Urve Sinijärv.

III Regulaarne pargi põhiosa

Pargi regulaarses põhiosas on kavas taastada korrapärane teedevõrk ja seda ääristanud alleed ning paigutada sinna pargiehitised ja arhitektuursed väikevormid, nagu paviljonid, pergola, varikäigud ja sillad. Enamik uutest istutustest on kavandatud pargi regulaarossa kunagiste pärnaridade asemele ning loode- ja lääneossa puhverhaljastuse rajamiseks. Üksikuid lehtpuid ja põõsagruppe on kavandatud ka pargi põhjaossa likvideeritavate puude asemele. Pargi ajaloolises regulaarosas on taimede valikul kasutatud mõisaparkidele omaseid liike.

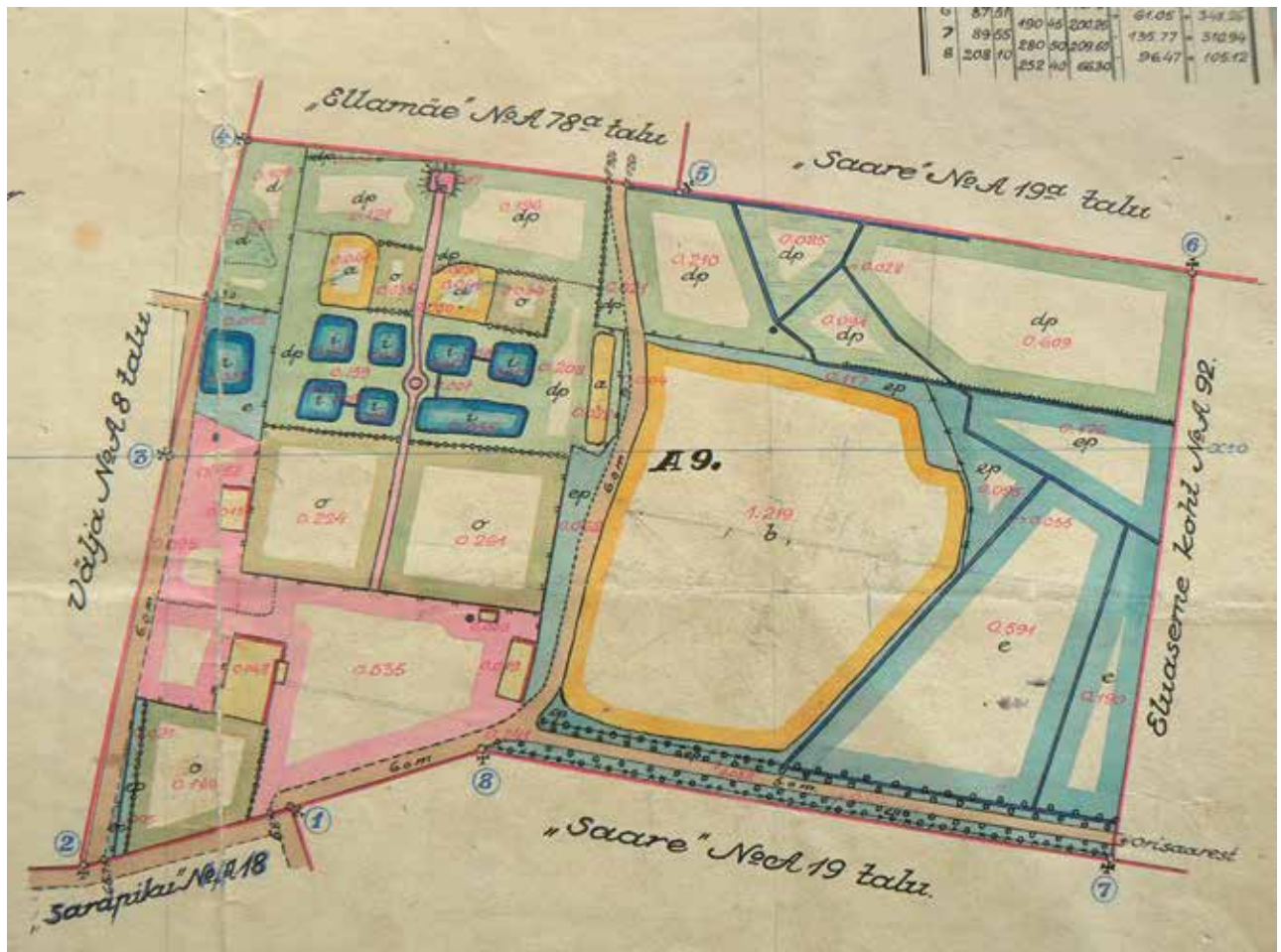
Rekonstrueerimistöde käigus hävib paratamatult osa rohttaimestikust, mis taastatakse uue muru külvamisega. Üldiselt on pargialune rohttaimestik ette nähtud säilitada ja selle kvaliteeti tõsta regulaarse hooldamisega. Regulaarne niitmine on oluline ka puistaimede all laiutava naadi ohjeldamiseks. Pargi põhjaosas on ette nähtud rajada lilleaas, kuhu lisaks tavapärastele heintaimedele külvatakse mitmesuguste aasataimede, nagu magunate, härjasilmade jm segu. Lilleaasa lastakse igal aastal õitseda ning viljuda, et taimed saaks end taaskülvata. Niitmine on ette nähtud juuli II pooles ning vajadusel teine kord sügisel, et talveks ei jääks kõrget kulu.

Tumala pargi puhul on oluline seotus ümbritseva maastikuga. Põhjaküljel piirneb park suurte tammedega puiskarjamaaga ning umbes paarisaja meetri kaugusel põhja pool asub Stackelbergide matusepaik koos kabelivaremetega. Pargist kabelisse on viinud pärnaallee, mis on tuvastatav mõisasüdame 1895. aasta plaanil ja millest on säilinud lühike lõik matusepaiga idaküljel (ill. 114). Regulaarpargi keskelje kõige põhjapoolsemas tipus on kunstlik kõrgendik, millel on tõenäoliselt paiknenud paviljon või vaatekoht, mis on hästi nähtav Tumala koolitalu 1934. aasta plaanil (erakogust) (ill. 115) ja on rekonstrueerimisprojekti järgi kavas taastada. Arvestades, et puiskarjamaale avanevad pargi põhjaosast vaated ja seda läbitakse matusepaiga külastamisel, on selle seisund kujunduse seisukohast pargile väga oluline. Seda enam, et tegemist on Saaremaale omase pärandmaastikuga, mis oma esteetiliste ja loodusväärtuste poolest on kõrgelt hinnatud ning määratletud Natura alana (KKR 2012: Tumala hoiuala). Ida pool avaneb vaade lagedale karjamaale. Läänepool on olukord vastupidine – siin

külgneb park naaberkinnistu majandusõuega, kus paiknevad ka kunagise karjakastelli varemed, ning otstarbekas oleks siit avanevaid vaateid tihedama haljastusega sulgeda, mis oleks ühtlasi soodne ka pargi mikrokliimale.

Tumala pargi juures ilmnesid kõige suuremad vastuolud kujunduslike eesmärkide ja elustikurühmade inventeerimise käigus antud soovitude vahel. Näiteks peeti linnustiku puhul eriti oluliseks sissesõiduallee põõsastiku vähemalt osalist säilimist, mis aga kujunduse seisukohast on küsitav, seda enam et üle poole alleest on juba puhastatud. Ka on allee algne kujundusidee seotud vaid puudega. Samamoodi ilmnesid vastuolud mardikaliste puhul ning see oli otseselt seotud pargi puistu halva tervisliku seisundiga – dendrofiilsed mardikad olid kõige arvukamad just selles pargis. Nii linnustiku kui mardikaliste seisukohast peeti oluliseks jätta võimalikult palju alles õõnsustega puid ja põõsastunud piirkondi, samuti jalal kuivanud ja kuivavaid puid, ent kui üldeesmärk on taastada tiikide süsteem ja regulaarne struktuur, saab see olla teostatav ainult pargi kõige põhjapoolsemas osas, kus on tihedam puistu, ja siingi vaid vähesel määral. Suur osa halvas seisundis ja isetekkelistest puudest on kujunduse huvides nüüdseks juba rekonstrueerimise käigus ka likvideeritud. Tumala park on siinse töö kontekstis hea näide selle kohta, et regulaarpargi puhul on kujunduse ja liigikaitse eesmärgid tunduvalt suuremas vastuolus kui vabakujundusliku pargi puhul.

115. Tumala koolitalu 1934. aasta plaan (erakogu).



5. Järeldused

5.1. Uuritud parkide kujunduslik ja looduslik iseloom

Vaatlusalused 11 Saaremaa parki pärinevad valdavalt 19. sajandist ning enamik neist on vabakujunduslikud. Ainsana eristub teistest Tumala mõisa park oma tervikliku regulaarse lahenduse poolest, mida praeguseks on asunud rekonstrueerima. Varasemast, 18. sajandi barokiperioodist pärinevaid kujunduselemente on alleefragmentide ja teedevõrgu näol vähesel määral säilinud veel Pidula pargis ning kindlaid andmeid regulaarpargi olemasolust on ka Oti ja Lööne pargi kohta, kuid viimastes ei ole selle perioodi kujundusvõtted enam äratuntavad. Samuti on kõigi kolme puhul tegemist kas varasema regulaarpargi vabakujundusliku laiendusega (Pidula) või hilisemate ümberkujundustega (Oti, Lööne), seega on restaureerimise seisukohalt praegu peaaegu kõigis parkides tegemist vabakujunduslike üldlahendustega. Historitsismiperioodi silmapaistvaks näiteks on sealjuures Oti mõisa park, kus ajaloolise plaanimaterjali alusel on võimalik eristada kaht vastandliku kujundusega pargiosa – regulaarset ja vabakujunduslikku, mis on restaureerimisel samuti võimalik taastada. Vaatlusalustest parkidest kuus – Audla, Lööne, Muhu, Oti, Pidula ja Pädaste – on lisaks looduskaitsele ka koos nende juurde kuuluvate hoonetega muinsuskaitse all.

Võrreldes Mandri-Eesti parkidega on Saaremaa pargid üldiselt väiksemad, kujunduse poolest tagasihoidlikumad ning ka puittaimestiku liigirikkuse poolest keskmisest vaesemad. Kuus parki 11-st olid väikese (liike 10–30), neli keskmise (liike 39–55) ning vaid üks, Kuressaare, suure puittaimede liigirikkusega (73). Dendroloogiliste harulduste poolest paistsid silma Kuressaare, Mõntu, Pidula ja Pädaste park, mis kuulusid ühtlasi ka Saaremaa liigirikkaimate (Eesti mastaabis keskmise liigirikkusega) parkide hulka.

Saaremaa parkides puuduvad üldjuhul metsailmelised osad, mis on iseloomulikud paljudele Mandri-Eesti mõisaparkidele. Erandiks on siin Mõntu park, mille koosseisu kuulub suur metsailmeline osa. Omaette parkmetsa osa, mis on selleks tõenäoliselt kujunenud puiskarjamaa kinnikasvamise tulemusena, on peale selle veel ainult Pädaste pargis. Mõntu mõisa park eristus teistest märkimisväärselt ka nii oma suuruse, vanuse, liigirikkuse kui ka funktsiooni poolest, olles ülejäänud mõisaparkidega võrreldes keskmisest suurem (9,3 ha), noorem (19. saj lõpp), enamiku liigirühmade poolest liigirikkam ja algsest funktsioonist kaugemal (mõis

on täielikult hävinud), kuuludes sealjuures käsitletavatest parkidest ainsana riigile. Pargialal leidub II maailmasõjast ja Nõukogude perioodist pärit militaarrajatisi, nagu rannakaitsekahurite alused jm. Ka iseloomustab Mõntu parki kaugel ja kõrvaline asukoht Sõrve poolsaarel vahetult mere kaldal. Kõik need omadused kokku muudavad Mõntu pargi üheks omanäolisemaks mõisapargiks Eestis.

Samuti puuduvad paljudes Saaremaa parkides veekogud. Vahetult mere kaldal paikneb peale Mõntu ka Pädaste park; Kuressaare lossipargis on oluliseks osaks veega täidetud vallikraav, Tumala pargis tiikide süsteem ning Kärla pargis seda läbiv Kärla jõgi, kuid ülejäänud parkides veekogud kas puuduvad või on tegu vaid üksikute väikeste tiikidega (Oti, Pädaste). Ka Audla pargis on ajaloolise plaani alusel varem olnud tiik, kuid see pole säilinud.

Otseselt võib omavahel seostada parkide suurust, eri iseloomuga pargiosade olemasolu ning elustikurühmade liigirikkust. Nii näiteks on enamiku liigirühmade poolest tuntavalt vaesemad pargid nii Audla, Koikla, Muhu kui ka Lööne, mis on pindalalt väikseimad (0,8–2,9 ha). Samas ei välista üldine liigivaesus muid loodusväärtusi: näiteks Koikla pargi puistu eripäraks on hoolimata üldisest liigivaesusest suur hariliku jalaka osakaal ning vanade puude hulk, mis on üks pargi peamisi väärtusi, ning Muhu pastoraadi pargis on tähelepanuväärne punase raamatu tähelepanu vajava liigi pärna-salusambliku (*Parmelina tiliacea*) populatsioon, mis on teadaolevalt üks Eesti suurimaid ja vajab kindlasti säilitamist.

Eri iseloomuga pargiosade olemasolust tingitud suurema liigirikkusega paistis silma Kärla, Pädaste ja Pidula park. Kõigis neis oli mitme liigirühma suurem rikkus tingitud just kasvukohtade ja elupaikade mitmekesisusest. Paljude liigirühmade poolest silmapaistvalt rikkalikud olid ka Kuressaare lossipark ja Mõntu mõisa park. Kuressaare puhul tuleb sealjuures esile tõsta ülejäänud parkidest oluliselt suuremat hulka nahkhiireliike, põhjuseks ennekõike vallikraav kui nahkhiirtele sobiv toitumisala, ning sammalde puhul rikkalikku kivide samblafloorat tänu kindlustusrajatistele. Samblike liigirikkust soodustavad siin omakorda varieeruvad mikrokliimaatilised tingimused, suur puuliikide mitmekesisus ja puude arv.

Vaatlusaluste parkide puistutel on hulk ühiseid probleeme, mis tulenevad pikaajalisest hooldamatusest ja on tüüpilised paljudele Eesti parkidele. Need on järgmised:

- valgustingimuste halvenemine;
- kohatine liiga tihe ja ühtlane struktuur;
- kuivanud oksad ja oksatüükad vanadel puudel (probleem eelkõige esindusosades);
- ohter isetekkeline järelkasv, eriti hariliku vahtra ja hariliku saare näol;
- puittaimestiku liigirikkuse märkimisväärne vähenemine viimase poolsaandi jooksul nii pärismaiste kui ka võõrliikide hulgas;
- kiratsev või sootuks puuduv põõsarinne.

Üks suuremaid probleeme parkides ongi põõsarinde puudumine või halb seisukord, millel on märkimisväärne mõju nii kujunduslikult kui liigikaitseks, elustikurühmadest kõige rohkem linnustikule. Vaatlusalustest parkidest oli põõsarinde puudumine kõige suurem probleem Koikla ja Muhu pargis, kus see puudus peaaegu täielikult. Pargid, kus põõsaste puudumine oli probleemiks mõnedes osades, olid Kärla, Pädaste, Audla ja Tumala. Põõsarinne kiratses või vajas noorendamist Kuressaare, Oti, Mõntu ja Lööne pargis.

Eranditult kõigis parkides oli puittaimestiku liigirikkus viimase 50 aasta jooksul märkimisväärselt vähenenud. Keskmiselt oli vahe kõigi selle perioodi jooksul

parkides registreeritud liikide ja 2007. aasta andmete vahel 23,3%. Kõige suurem oli see vahe Kuressaares (37,1%) ja väikseim Pidulas (15,2%). Peamine vähene mine on toimunud põõsaste arvelt. Ainsana puudus siin võrdlusvõimalus Muhu pastoraadi pargi puhul, kuna teadaolevalt on eri aegadel inventeeritud eri suurusega ala pastoraadihoone ümber (Abner, suul.). Puu- ja põõsaliikide arv puistute koosseisus oli enam-vähem võrdne, ulatudes puude puhul 14-st 52-ni ning põõsaste puhul 14-st 65-ni (vt lisa 3). Kodumaiste ja võõrliikide vahekord oli samuti enamikul juhtudel samas suurusjärgus, eristusid Kuressaare lossipark, mille puitaimestikku on rajamisest peale iseloomustanud suur ilupuude ja -põõsaste hulk, mistõttu kasvab seal võõrliike tunduvalt rohkem kui kodumaiseid (52/21), ning vastupidise näitena Kärla, kus domineerivad just kodumaised liigid (20/9). Keskmisest suurem võõrliikide hulk iseloomustab ka Pädaste (32) ja Mõntu (21) parki, viimane neist paistis samal ajal silma ka keskmisest suurema kodumaiste puu- ja põõsaliikide arvu poolest (34). Looduslähedaste alade olemasolu poolest eristusid ülejäänud parkidest Kärla, Mõntu ja Pädaste – Kärlas on selleks salumetsailmeline jõeümbrus, Mõntus metsaosa ja mererand ning Pädastes parkmetsa osa.

Kehvad valgustingimused, mis on tingitud kas puistute osalisest või üldisest ühtlasest ja tihedast struktuurist, oli probleemiks peaaegu kõigis parkides, eriti aga Audlas, Koiklas, Kärlas ja Kuressaares. Sama käib ka kuivanud okste ja oksatüügaste kohta puudel, mis on samuti tunnistuseks järjepideva hoolduse puudumisest, kuid probleemiks vaid pargi esindusosades. Koos sellega võib üldise probleemina esile tuua avatud alade kinnikasvamise ehk võsastumise, mis oli omaette probleemiks näiteks Mõntu, Lööne, Oti ja Audla pargis. Vaatlusalustest parkidest kõige halvemas seisundis oli neist viimane, Audla, mis koos peahoonega on mahajäetud ja kasutuseta ning seetõttu märkimisväärselt kinni kasvanud. Pikaajase hooldamatuse tagajärjel võsastunud pargialadel oli elustikust tuntav positiivne mõju vaid linnustikule (Audlas ja Löönes), kuid hooldamatust ei saa pargi kujunduse seisukohast kuidagi põhjendatuks pidada.

Rohttaimestiku puhul tõsteti paljudel juhtudel esile mõisate esi- ja tagaväljakute ning pidevalt hooldatavate pargilagendike liigirikast niidutaimestikku (Pidula, Mõntu, Kärla, Tumala jt). Selle kõrval oli mitme pargi juures kas osaliselt või kogu pargi ulatuses probleemiks hariliku naadi või kõrvenõgese vohamine. Naat domineeris eriti silmatorkavalt näiteks Audla, Koikla ja Tumala pargi puistuosades. Suure tallamiskoormuse või kehvade valgustingimuste käes kannatas rohttaimestik Muhu pastoraadi pargis ja Kuressaare lossipargis. Pikaajase regulaarse hoolduse (niitmise) poolest paistis silma Pidula mõisa park, mille tulemusena on seal kujunenud nii liigirikas niidutaimestik kui ka keskmiselt suurem liigirikkus enamiku liigirühmade poolest, olles samblike puhul vaatlusaluste parkide suurim. Seda soodustavad seal veel mitmekesised valgustingimused, pargi mosaiiksus, hoonete ja kiviaedade olemasolu. Lisaks iseloomustab Pidula pargi puistut Eesti parkidele ebaharilikult suur hariliku sarapuu osakaal, millest on siin istutatud isegi pargisiseste teede äärde alleesid.

5.2. Restaureerimislahenduste tulemused

Restaureerimislahenduste juures oli kolm põhilist eesmärki. Esiteks säilitada iga pargi puhul selle peamisi väärtusi, nii kujunduslikke kui looduslikke. Teiseks likvideerida puudusi – likvideerida pargi ilmet ja struktuuri rikkuvad või ähmastavad elemendid, mis ei kuulu ajaloolise pargi kujunduse juurde. Sellisteks lisandusteks on näiteks võsa ja isetekkelised puud, mis on kasvanud ajalooliste

pargipuude võradesse, müüride äärde ja avatud aladele. Samas oli eesmärgiks taastada võimalusel aja jooksul kadunud elemendid, nagu näiteks põõsarinne või teedevõrk. Kolmas eesmärk oli kavandatavate tegevuste kaudu soodustada elurikkuse suurenemist. Kõigi nende eesmärkide saavutamise võtete puhul on võimalik eristada suuremaid ühekordseid ning pidevaid restaureerimis- ja hooldustegevusi, kusjuures mõnel juhul võib pikaajaliselt kavandatav hooldustegevus olla seotud ka konkreetse restaureerimiseesmärgiga, näiteks tihedam niitmine mitme aasta jooksul rohurinde liigikoosseisu suurendamiseks.

5.2.1. Parkide peamised väärtused

Vaatlusalustest parkidest osutusid kujunduslikult kõige väärtuslikumaks Kuressaare lossipark oma esindusliku vabakujulise struktuuriga, Mõntu silmapaistva maastikupargina, Oti kahe diametraalselt erineva (regulaarne ja vabakujunduslik) kujundusega pargiosaga, Pidula oma mitmekesiste ajalooliste ja kujunduslike struktuurielementidega ning Tumala tervikliku regulaarse üldlahendusega. Ülejäänud pargid olid tagasihoidlikuma vabakujulise lahendusega.

Loodusväärtuste poolest osutusid kõige väärtuslikumaks Kuressaare lossipark, Kärkla kirikupark ning Mõntu, Pidula ja Pädaste mõisapark, mida iseloomustas keskmisest suurem liigirikkus enamiku liigirühmade poolest. See oli tingitud peamiselt eri iseloomuga pargiosade olemasolust ja kasvukohtade mitmekesisusest. Kõik pargid olid väärtuslikud vanade puude poolest. Eeskätt vanad puud loovadki ajaloolise pargi miljöö, kannavad pargikujunduse algset ideed ning on sealjuures üks peamisi loodusväärtuste eeldusi. Dendroloogiliste harulduste poolest paistsid silma Pädaste, Mõntu, Kuressaare ja Pidula park.

5.2.2. Parkide ilmet ja struktuuri rikkuvad ning parkides puuduvad elemendid

Peamisteks pargi ilmet ja struktuuri rikkuvateks elementideks on isetekkelised puud ja võsa, mille likvideerimine peaks kindlasti käima käsikäs uute istutuste kavandamisega nii pargi ilme parandamiseks kui ka puittaimestiku liigirikkuse suurendamiseks. Selliseid mõlemasuunalisi tegevusi nähti rohkem ette Audla, Koikla, Kuressaare, Pidula ja Mõntu pargis. Kõigis parkides oli võimalik parandada nii haruldaste puude vaadeldavust kui ka valgustingimusi, eemaldades nende lähiümbrusest isetekkelisi nooremaid puid ja avades neile vaatesihte.

Arvestades, et kõigis käsitletud parkides oli puittaimestiku liigirikkus viimase poole sajandi jooksul märkimisväärselt vähenenud, nähti uusi istutusi ette igal pool, kasutades esmajärjekorras igale pargile ja Eesti ajaloolistele parkidele omaseid liike ja eelistades rohkelt õitsevaid ja söödavate viljade või seemnetega liike. Eriti head võimalused ajalooliste ilupuu- ja põõsaliikide taasistutamiseks olid Kuressaare lossipargis, kuna selle kohta on olemas andmed. Kärklas seevastu oli võimalik eelistada just selle pargi eripärana eeskätt kodumaiseid liike. Uued istutused olid vajalikud ka põlispuude ja pargi üldise järjepidevuse tagamiseks. Nii raiete kui ka uute istutuste kavandamine oli võimalik ühildada puistute mosaiiksuse suurendamise ja valgustingimuste parandamisega. Eriti oluline oli see Audla, Koikla, Kuressaare ja Kärkla pargis. Puhtkujunduslikult lisandus võimalus uusi istutusi kavandades arvestada ka puude ja põõsaste lehestiku sügisvärvusega.

Põõsarinde taastamine oli eriti vajalik Koikla ja Muhu pargis, kus see puudus peaaegu täielikult. Mõnedes pargiosades osutus see vajalikuks ka Kärklas, Pädastes ja Audlas. Põhjalikumate tegelemist, st asendamist või noorendamist,

vajas põõsarinne Kuressaare lossipargis ja Löönes. Võsastunud alade avamine oli omaette tegevusena vajalik Audla, Mõntu, Lööne ja Oti pargis, isetekkelist järelkasvu ja suurtele puudele allajäänud ning vigastustega puud esines aga peaaegu kõigis parkides. Samuti märgiti kõigi parkide puittaimestiku puhul vajadust likvideerida suurte puude kuivanud oksid ja oksatüükaid, mis on kujunduse seisukohast oluline vaid parkide esindusosades. Kaugemates ja kõrvalisemates osades on võimalik neid liigikaitse eesmärgil ka säilitada, sõltuvalt pargi iseloomust. Lindude (eeskätt rähnide) ning mardikaliste ja seente mitmekesisuse soodustamiseks oli vastavaid soovitusi võimalik rohkem arvestada näiteks Audla ja Mõntu pargis ning Pädaste parkmetsa osas.

Pargi ilmet rikkuva uue kihistuse näiteks oli ka Oti mõisa peahoone vahetusse lähedusse rajatud noor kollektsooniaed, mille liigilises koosseisus olid valdavalt meie ajaloolistele parkidele mitte omased eksootilised liigid. Ühest küljest rikub aed pargi ruumistruktuuri, sulgedes ajaloolise pargilagendiku, teisest küljest puudub kollektsoonitaimedel suure istutustiheduse tõttu perspektiiv kasvada täiskasvanud puudeks, mistõttu on soovitatav taimed ümber paigutada. Praeguseks kadunud teedevõrk on ajalooliste plaanide alusel võimalik taastada Audla, Oti, Pidula, Tumala ja Pädaste pargis. Vajadust teedevõrku taastada või rajada pole tõenäoliselt Muhus, Koiklas ja Mõntus. Remonti vajas teedevõrk kõige rohkem Lööne esiväljakul.

5.2.3. Soovitused elustiku kaitseks ja nendega arvestamise võimalikkus

Soovitused olid üldjuhul kujunduse eesmärkidega vastavuses ja valdavalt toetasid neid. Siin võib peamiste läbivate näpunäidetena eriti esile tõsta soovitusi vanade puude säilitamiseks ja hooldamiseks ning sealjuures tüveõõnsustega puude teadlikuks väärtustamiseks, mida mainiti nii sammalde, samblike, puittaimede ja seente kui ka selgrootute, lindude ja nahkhiirte kaitse soovitustes. Samasugused läbivad soovitused olid veel tagada pargi mitmekesine struktuur ja head valgustingimused, mis on samuti vajalik peaaegu kõigile elustikurühmadele. Läbivalt rõhutati veel regulaarse niitmise vajalikkust, kuna sellega välditakse võsastumist ja tagatakse rohttaimestiku liigirikkus. Veel võib esile tõsta põõsarinde vajalikkust, kuna see on oluline ennekõike pargi kujunduse seisukohast, kuid ka lindudele ja putukatele, samuti sammalde, samblike ja rohttaimede kasvukohtade mitmekesistamiseks. Liigirikas, mitmerindelne, erivanuseline ja eri ajal õitsevate liikidega taimestik soodustab liigirikust ka teistes elustikurühmades. Liigirikust suurendab ka veekogude olemasolu, sest peale pargi kujundusliku väärtuse suurendamise võimaldab see veega seotud elustiku arengut ning parandab mikrokliimatilisi niiskustingimusi pargis, suurendades kasvukohtade varieeruvust.

Mõningatel juhtudel on soovitused ka vastandlikud. Kõige otsesemalt vastanduvad kujunduslikud ja liigikaitse soovitused seente puhul. Kujunduse seisukohast peaks puidumädanikke tekitavate ja seeläbi vanade pargipuude esteetilist ilmet kahjustavate ja väljalangemist põhjustavate seente vältimiseks ära hoidma kõikvõimalikke puuvigastusi. Samuti on oluline vältida liiga tihedat puistustruktuuri, kuna see soodustab seenhaiguste levikut. Samas on elurikkuse seisukohalt vanad pargid olulised just vanadel puudel ja surnud puidusubstraadil kasvavate seente kasvukohtade poolest, mistõttu on soovitatav säilitada võimalikult kaua vanu hääbuvaid puud ning eri lagunemisastmetes lamapuitu. Ka mardikaliste seisukohast on väärtuslikud just vanad, õõnsustega ja seenviljakehadega puud ning surnud ja eri lagunemisastmetes puit (sh oksad, tüved, lehed).

Surnult seisvad puud on vajalikud ka rähnidele, kelle jaoks tuleks neid säilitada. Sõltuvalt pargi kasutatavusest on neid soovitusi järgida üldjuhul võimalik vaid pargi metsailmelistes ja vähem käidavates osades, kuigi mõningatel juhtudel võivad ka hääbuvad puud olla esteetiliselt väärtuslikud. Restauraator kui samal ajal pargi kujundaja peab iga kord otsustama, kas nende soovitustega arvestada on ka pargi kujunduse seisukohalt võimalik.

Kõige suuremad vastuolud kujunduse ja liigikaitse eesmärkide vahel ilmnesid vaatlusaluste parkide juures Tumala mõisa pargi puhul. Seda esiteks põhjusel, et parki oli juba asutud rekonstrueerima, et taastada kunagine terviklik regulaarne pargistruktuur, ning sellega seoses oli pargi keskosas juba tehtud hulk raieid ja pinnasetöid. Mitmeid liigiinventuuride käigus antud soovitusi ei saanud enam uues olukorras järgida. Ilmeka näitena võib esile tuua mardikaliste puhul antud soovituse säilitada kõiki pargi vanu laialehiseid puid, millest eriti väärtuslikeks loeti jämedad, õõnsustega ja seenviljakehadega puud. Samas oli just selles pargis dendrofilsete mardikate hulk kõige arvukam, mis ühtlasi näitas puistu kehvemat üldseisundit. Rekonstrueerimislahenduse kohaselt ei olnud seda soovitust järgida võimalik, kuid samas tuleb esile tuua, et raiete käigus oli sellegipoolest tiikide kallastele alles jäetud ka üksikuid põlispuid, mis liigikaitse aspektist on kahtlemata soodne, kuid pidades silmas eesmärki taastada kunagine terviklik regulaarne kujundus, võib see kokkuvõttes kujunduse seisukohast osutada küsitavaks. Lõpliku otsuse nende esteetilise sobivuse kohta saab langetada pärast tiikide valmimist ning selle ümbrusesse kavandatud uute alleede istutamist. Samuti oli linnustiku seisukohalt antud siin soovitus säilitada kunagise sissesõidutee äärse allée alla ise kasvanud pöösastikku, mis kujunduse seisukohast on taas küsitav, kuna allée algne kujundusidee on seotud vaid korrapäraselt istutatud puudega. Kunagise sissesõidutee äärde oli samas liigikaitse eesmärgil jäetud alles mõned murdunud ja kuivavad puutüved, mis on jällegi esteetilisest seisukohast küsitav lahendus. Paljud parkide restaureerimisel üles kerkivad esteetilised dilemmad ongi seotud hääbuvate puudega ning seda eeskätt pargi esinduslikumates ja käidavamates osades. Looduslikumates ja vähem käidavates pargiosades nende säilitamine üldjuhul probleemiks ei ole ning seal on edukalt võimalik arvestada ka liigikaitse soovitustega.

Vastandlikke arvamusi ja soovitusi anti ka Pädaste parkmetsa osa kohta. Kui sammalde poolest peeti seda väga väärtuslikuks ja leiti, et see tuleks hoida võimalikult looduslikuna, siis samblike seisukohast parki praegusel kujul kaitsevääriliseks ei peetud ja soovitati seda kujundada, et parandada valgustingimusi ja soodustada parkidele iseloomulike samblikuliikide levimist. Nii lindude kui ka mardikaliste seisukohast tõsteti soovitustes esile jalal kuivavaid ja kuivanud puid ja pöösarinet, eriti vanu sarapuid, kus samuti kuivanud harusid sees. Restaureerimislahendusega oli võimalik teha kompromiss erinevate soovituste vahel, millega ühtlasi paranevad selle pargiosa kujunduslik väärtus ja külustingimused. Praegune parkmets on võimalik sealjuures taastada ka puiskarjamaana, mille kinnikasvamise tulemusena ta tõenäoliselt kujunenud on.

Soovitustest, mis on seotud hooldustöödega, kuid millel on märkimisväärne kujunduslik mõju ka pargi iga-aastasele ilmele vegetatsiooniperioodi jooksul, võiks esile tõsta soovitust jätta vabakujunduslikes parkides tihedamini niidetavate alade serva 1–2 meetri laiune looklev riba. See elavdab parki visuaalselt ja tekitab samas uue taimerinde, mis on soodne nii rohttaimestiku mitmekesisusele kui ka lindudele, kahepaiksetele, pisiimetajatele ja selgrootutele.

Restaureerimis- tegevused	Audla	Koikla	Kures- saare	Kärkla	Lööne	Muhu	Mõntu	Oti	Pidula	Pädaste	Tumala
Vanade puude säilitamine ja hooldamine	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+/-
Puittaimestiku setekelise järelkasvu likvideerimine	+	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+
Puistute valgustingimuste parandamine	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+
Puit- ja rohhtaimestiku liigirikkuse suurendamine	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Antud pargile omaste ajalooliste puittaimeliikide kasutamine	-	-	+	+	-	-	+		+	-	+/-
Mitmerindelise, erivanuselise ja mosaiikse taimestiku kujundamine (uued istutused, põõsarinne)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Õitsvate ja söödavate viljade või seemnetega liikide eelistamine	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Mitmekesise niitmistsükliga alade kujundamine	+	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+
Niitmisel kõrgema rohhtaimestikuga ribade jätmise	+	+	-	+	-	-	+	+	+	+	-
Surnud puidu ja lamapuidu säilitamine	+	+/-	-	+	-	-	+	+	+/-	+	-
Varjupaikade tekitamine (okshunnikud, kännud, kivid jms)	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+/-

TABEL 2. Peamised tegevused parkide ökoloogilisel restaureerimisel ja nende rakendatavus

Soovitust säilitada hoolduse käigus likvideeritavad kuivanud oksad ja muu surnud puitmaterjal mõne aja jooksul pargi kõrvalisemas osas on võimalik järgida kõikides parkides. See on vajalik, et puidus kooruvad putukad jõuaksid end ümber asustada, ka pakuvad sellised okshunnikud varjupaika väiksemate imetajatele ja roomajatele.

Kokkuvõttes võib öelda, et peaaegu kõiki elustikuinventuuride käigus antud kaitsesoovitusi oli võimalik restaureerimislahendustes rakendada, samuti peatükis 3 välja selgitatud võtteid. Ülevaate peamistest lahendustest kasutatud tegevustest annab tabel 2. Sealjuures on oluline teadvustada, et pakutud restaureerimislahenduste tulemusi ei saa oodata ühe-kahe, vaid võib-olla alles kümne aasta jooksul, mil uued istutused kujunduslikult mõjule pääsema hakkavad ning soovitatavad muutused on aset leidnud. Tulemuse saavutamiseks on äärmiselt oluline ka hoolduse stabiilsus aastast aastasse.

Restaureerimislahenduste tulemuste alusel on üks peamisi järeldusi, et kujunduslikke ja liigikaitse eesmärke vanade parkide restaureerimisel on üldjuhul võimalik edukalt ühildada. Enamiku elustikurühmade kaitse eesmärgid kattuvad kujunduslikega ja toetavad teineteist vastastikku. Liigikaitseolulised tegevused on enamasti soodsad ka pargi kujundusele, kuid ka kujunduse seisukohast küsitavaid liigikaitse eesmärke on sõltuvalt pargi iseloomust võimalik vähemalt osaliselt saavutada.

Teiseks võib selles töös vaadeldud parkide alusel veenduda, et kujunduslik mitmekesisus on otseselt seotud looduslike liikide mitmekesisusega ning et pargid on paljudele elustikurühmadele olulised elupaigad. Arvestatav liigirikkus mitme liigirühma poolest näitab pargi looduslike ja maastikuliste tingimuste mitmekesisust, pikaajalist stabiilsust ja järjepidevat hooldust ning on pikaajastes stabiilsetes tingimustes väljakujunenud koosluse tunnuseks.

Kolmandaks tuleb uuritud 11 Saaremaa pargi näitel ilmsiks hulk meie vanade parkide läbivaid probleeme, mida on võimalik restaureerimise ja hooldusega lahendada. Kui lähteandmetes antud soovitusel lähtusid ennekõike kujunenud olukorrast ja liigirikkuse säilitamisest, mitte selle suurendamisest, siis restaureerimislahendustes pakuti kõigi parkide puhul välja tegevusi, mis soodustavad ka loodusliku liigirikkuse kasvu ning millega ühtlasi paraneb parkide esteetiline väärtus.

Samuti ilmneb käsitletud parkide alusel üheselt, et kujunduse ja liigikaitse eesmärke on kergem saavutada vabakujunduslikes kui regulaarsetes parkides. Arvestades, et valdavalt pärineb meie ajalooliste parkide kujundus 19. sajandist ning enamik neist on vabakujunduslikud, on need eesmärgid hästi ühildatavad ja saavutatavad. Haruldaste regulaarparkide puhul peaks üldjuhul langetama otsuseid pigem kujunduslikel kaalutlustel, lähtudes siiski konkreetse pargi seisundist ja funktsioonist. Kaitstavate või haruldaste liikide puhul tuleb aga regulaarpargis otsida kompromissi loodusväärtuste säilimiseks, kuna see kohustus tuleneb juba otseselt vastavatest õigusaktidest.

Väljapakutud lahenduste põhjal saab järeldada ka seda, et mõnegi restaureerimislahendustes ette nähtud töö kavandamiseks ei ole tingimata alati vaja koostada põhjalikku pargiprojekti või tegevuskava, vaid paljusid tegevusi on võimalik planeerida selleks vaid ekspertidega konsulteerides. Hulk väiksemaid küsimusi on otstarbekas lahendada koos vastava spetsialistiga kohapeal, näiteks botaanikuga rohttaimestiku liigikoosseisu parandamiseks tehtavate tegevuste või arboristiga väikesemahuliste raiete ning puude seisundi ja hooldamisega seotud otsuste puhul. Pealegi, kui loodusväärtuste säilitamiseks on kõigepealt vaja infot nende olemasolu kohta (ekspertarvamus või inventuuri tulemused), siis nende soodustamiseks seda tingimata vaja ei ole. Siinses töös kirjeldatud elupaigatingimustega, millest elustikurühmad sõltuvad, on võimalik arvestada kõikides parkides, ilma et selleks peaks eelnevalt tegema süvauuringuid. Samas on eelinformatsioon pargi loodusväärtuste kohta kahtlemata väärtuslik ja vajalik ning aitab kaasa otsuste langetamisel, seega on võimalusel kindlasti kasulik pöörduda ekspertide poole väärtuste väljaselgitamiseks ning võimalike tingimuste seadmiseks tegevuste kavandamisel.

Keerukate käestlastud ja kinnikasvanud puistuosade kordasaamiseks kulub umbes viieaastane tsükkel: alguses paar-kolm aastat n-õ kihulist tegutsemist (järkjärguline raie) koos sellele järgneva järeelhooldusega niitmise või karjatamise näol ning seejärel istutused; selle jaoks tuleb kohe tegevuse alguses anda

kuhugi puukooli tellimus nende haruldasemate ajalooliste puu- ja põõsaliikide paljundamiseks, millele muidu eriti turgu ei ole.

Lõpetuseks, üks siinse töö juhtmõtteid on seegi, et loodusväärtustega arvestatavate parkide hooldamine ja restaureerimine on meie vanade parkide rohkust arvestades arvatavasti mitmes mõttes tulemuslikum kui püüe saavutada neis mingit "ideaalset" ja võib-olla ülehoolitsetudki seisundit. See tähendab põhimõttelise hoiaku muutumist nii parkide hooldamises kui ka restaureerimises – teha koostööd loodusega ning väärtustada kõiki selle avaldumisvorme, samal ajal nähes ja tõstes esile selle ilu, mida parkidest otsima minnaksegi.

5.4. Kujunduslikke ja liigikaitselisi eesmärgi ühendavad tegevused

Eespool käsitletud teoreetilise osa ning Saare maakonna parkide restaureerimislahenduste alusel on võimalik koondada põhilised taastamis- ja hooldamistegevused, mis ühendavad kujunduse ja liigikaitselisi eesmärgi ühendavad tegevused ja hooldamisel. Neid tegevusi on põhjendatud käsitleda koos, kuna korrapäraselt ette nähtav hooldustegevus võib olla seotud otseselt ühe konkreetse restaureerimise eesmärgiga, näiteks rohttaimestiku liigilise koosseisu mitmekesistamine; samuti võib ühekordne restaureerimistegevus olla samal ajal hooldustöö, näiteks puudelt kuivanud okste ja oksatüügaste eemaldamine.

Hinnates kõigi käsitletud elustikurühmade vajadusi pargis komplekselt, võib öelda, et kõigile rühmadele on soodne pargi mosaiiksus, eri iseloomuga alade olemasolu, taimestiku liigirikkus ja mitmerindelisus ning hooldamise järjepidevus (vt tabel 1 ja lisa 1). Kõik need omadused on sealjuures väga olulised ka kujunduse seisukohast. Eriti vabakujunduslike parkide puhul on need seotud otseselt kujundusliku eesmärgiga, pakkudes visuaalset vaheldusrikkust ning võimaldades seeläbi kujundada pargiruum võimalikult elamuspakkuvaks. Vabakujunduslik park eeldab juba iseenesest erivanuselist ja mitmerindelist puistut ning parim on, kui pargis on nii avatud, poolavatud kui ka suletud alasid, veekogusid, eri tihedusega puistuid ning üksikpuid. Regulaarsetes parkides on aga kujunduslikel põhjustel suurem rõhk üheliigilisusel ja eriti -vanuselisusel, sest just taimede ühealilisus ja suurus koos teedevõrgu ja üldise planeeringuga loob korrapärase pargistruktuuri.

Seega ongi parkide elusosa restaureerimisel esmasel ja kõige olulisemad tegevused pargiruumi struktureerimine ning eri iseloomuga ja hooldusvajadusega osade määratlemine. Nii kujunduse kui ka liigikaitselise seisukohast on üks vajalikumaid ja mitmekülgseid tulemuslikumaid restaureerimistegevusi **puittaimestiku kujundamine**. Nagu eespool räägitud, moodustavad Eesti parkide puittaimestiku koosseisus põhiosa pärismaised liigid, kuid peale nende on sajanäite jooksul parkidesse istutatud ka ohtralt võõrliike, aga ka pärismaiste liikide kultuurvorme ja teisendeid. Et pargid on kunstlikud taimekooslused, mille loomisel on üldjuhul olnud esikohal kujunduslikud kaalutlused, siis peaks see olema lähtepunktiks ja eesmärgiks ka restaureerimise asudes. Samas on seda eesmärki võimalik siduda teiste elustikurühmade vajadustega.

Meie pargipuistute peamine loodusväärtus tuleneb eeskätt nende vanusest ja liigilisest koosseisust. Üks peamisi väärtusi on vanade laialehiste puude rohkus, mida meie looduslikes metsades leidub vähe. Vanad puud loovad ühtlasi parkidele omase ajaloolise miljöö ja esteetilise keskkonna. Samal ajal on vanad laialehised puud kasvupinnaks paljudele epifüütsetele sambla- ja samblikuliikidele, seentele ning haruldastele või ohustatud, eeskätt puidu-, kõdu- ja

seentoidulistele mardikatele. Sellistes puudes leidub õõnsusi nii suluspesitsejatele lindudele kui ka teistele õõnepesitsejatele. Vanad õõnsuste ja lõhedega puud on olulised ka nahkhiirtele, kuna need on kõikidele liikidele sobilikud varje- ja sigimispaidad. Seega on restaureerimisel üks olulisemaid ülesandeid säilitada ja hooldada vanu puid.

Selle kõrval tuleb pöörata tähelepanu dendroloogilistele haruldustele, mis on tähtis peamiselt kujunduslikust seisukohast – tuleb tagada nende vaadeldavus, mis on otseselt seotud ka nende valgustingimuste parandamisega. Arvestades meie pargipuistute peamisi probleeme, ongi restaureerimisel väga oluline parandada puistute valgustingimusi ja kujundada mosaiiksem struktuur, mis võimaldab kujundada ühtlasi mitmerindelisemat taimestikku ja soodustab ka rohttaimestiku liigirikkust. Liiga tiheda puistu harvendamine aitab sealjuures vältida seenhaiguste levimist. Nende ärahoidmiseks on oluline ka vältida puuvigastusi, kuna löikehaavad ja koorevigastused on otsetee kõikvõimalikele mädanikutekitajatele. Valgustingimusi tuleks parandada eeskätt suurtele puudele allajäänud ja isetekelise puittaimestiku arvelt, mille ohtrus on samuti meie parkide läbiv tunnus. Märkimisväärselt suurendab valgustingimuste paranemine rohttaimestiku mitmekesisust, kuid head ja mitmekesised valgustingimused on tähtsad ka näiteks samblikele, mille seas on palju valgustarmastavaid liike. Teisalt võib kujunduse seisukohast mõnes pargiosas olla eesmärgiks just alusmetsa ja põõsasteta, ühtlase tiheduse ja ühe põhipuuliigiga puistustruktuur, et rõhutada kas selle puuliigi esteetilisi omadusi või kujundada eesmärgipäraselt kunstlik kooslus. Kui see ei ole pargi läbivaks omaduseks, siis selline pargiosa teistsuguse iseloomuga alade kõrval üksnes suurendab elupaikade varieeruvust.

Üks peamisi probleeme on ka põõsarinde puudumine või selle kiratsemine. Mitmerindeline taimestik on eriti oluline parkide servaaladel, kuna see kaitseb puistut tuuletõmbuse eest ja võimaldab puistu sees kujuneda soojemal mikrokliimal. Tõmbetuule suhtes on eriti tundlikud näiteks samblikud, aga ka nahkhiired, kellele ühtlaselt hõre puistu kaitset ei paku. Veekogude läheduses peaks puistu pakkuma nahkhiirtele kaitset ja varju veekogudel toitumiseks, vähendades tuule mõju. Seega peaks parkide servaalad olema tihedamad ja kogu pargis paiguti alusmetsa ja põõsastikku. Sõltuvalt kujunduslikest kaalutlustest võidakse restaureerides kujundada ka üheliigilisi istutusi, kuid liigikaitse seisukohast peaks põõsaste valikul olema eesmärgiks saavutada ka liigiline mitmekesisus, eelistades sealjuures neid põõsaliike, mis pakuvad elu- ja toitumisvõimalusi võimalikult paljudele teistele liikidele – õierikkaid, eri ajal õitsevaid, söödavate viljade või seemnetega liike. Mitmerindeline puistu ja eri tihedusega põõsastik on tingimata vajalik paljudele põõsa- ja lehelindudele, kuid samuti tagab see suurema putukarohkuse. Sealjuures tuleb puistu struktuuri kujundamise juures silmas pidada, et linnustiku jaoks on alusmetsa raiest puutumatul piirkondadel, n-ö saarekestel, rohkem väärtust kui ühtlaselt hõrendatud alusmetsal ning ka uusi põõsaid istutades tuleks eelistada suuremaid ja mitmeliigilisi rühmi üksikpõõsastele. Lisaks on lindudele olulised varjet pakkuvad okaspuud, eriti elupuud, aga ka asteldegad põõsad.

Põõsarinde puhul on äärmiselt oluline selle pidev hooldamine. Esiteks vajavad paljud põõsaliigid korrapärast noorendamist, liigiti erineb selle aeg ja tihe-
 dus. Teiseks on mitmele meie parkide tüüpilisele põõsaliigile (nt pihlenelas, lumimari, harilik sirel jt) omane hakata ilma hoolduseta vegetatiivselt intensiivselt paljunema ja levima ning selle vältimiseks on peamiseks vahendiks põõsaste ümbruse korrapärane niitmine.

Et tagada erivanuseliste puude olemasolu pargis ja seeläbi pargi puistu järjepidevus, tuleks leida võimalusi uuteks istutusteks. Sõltuvalt puistu seisundist ja struktuurist võib ühtlases ja varjulises puistus olla õigustatud mõningate alade avamine, et seeläbi tekitada võimalus uute puude paigutamiseks. Sealjuures tuleb raiet vältida lindude pesitsusperioodil aprilli keskpaigast juuli lõpuni. Pikka aega hooldamata ja varjulistes tingimustes kasvanud noortel puudel puudub tihti väljavaade kasvada liigile omase võrakujuga pargipuudeks, mistõttu võib puukoolis ettekasvatatud istutusmaterjali eelistamine ning sellest uute puuderühmade kujundamine olla palju tulemuslikum. Kujunduslikult pakub palju võimalusi pargipuistute servade kujundamine looklevate, mitte sirgetena, mis samal ajal suurendab mikroelupaikade hulka mitmesugustele elustikurühmadele.

Bioloogilise mitmekesisuse seisukohast tuleks ka restaureerimisel eelistada pärismaiseid liike, kuna igasugune nendega kaasnev elustikurikkus, näiteks selgrootute ja samblike arv, on suurem kui võõrliikide puhul. Samas tuleb arvesse võtta, et kuna parkide puhul on tegemist ajalooliste kunstiteostega, mille taimekooslused on juba algselt eesmärgipäraselt rikastatud võõrliikidega, siis on täiendliikidena kindlasti õigustatud ka ajaloolistele parkidele omased võõrliigid. Puittaimestiku kujundamisel tuleks lähtuda ajaloolistest andmetest nende liigilise koosseisu kohta, kus need olemas on, juhul kui mitte, kasutada eeskätt meie ajaloolistele parkidele omaseid ja enam levinud liike (lisa 2).

Nii puittaimestiku kui rohurinde hooldamise ja kujundamisega saab soodustada elurikkuse suurenemist teisteski elustikurühmades. Nii tuleks istutusi kavandades eelistada liike, mis pakuvad toitu lindudele või putukatele, kellest linnud toituvad. Lindudele pakuvad rikkalikult toitu pungade, seemnete ja marjade näol tammed, saared, vahtrad, kased, pihlakad, pooppuud, läätspuud, kusalapuud, lumimarjad, kibuvitsad, viirpuud, toomingad, sarapuud, viljapuud ja marjadega põõsad. Kergesti kättesaadavad on lindudele elupuude ja lehiste (eriti väikesekäbiliste liikide), aga ka kuuskede ja mändide seemned ja kadakate käbid. Pargis on läbivalt soovitatav kujundada taimestik, mis suurendab putukate liigirohkust ja arvukust, kuna see on oluline lindudele, kahepaiksetele ja roomajatele, nahkhiirtele ja teistele väiksematele imetajatele. Veekogu kaldal soodustab seda mitmekesine kaldataimestik, rohumaal rohtsed õistaimed ning puistus puuliigid, mis suurendavad putukate mitmekesisust, nagu tammed, haavad, kased, vahtrad ja pärnad. Putukarohkust soodustavad põõsaliigid on näiteks viirpuu, toomingas ja sarapuu. Pargi kõrvalisemates osades on samal eesmärgil soovitatav säilitada võimalusel surnud puid ja lamapuitu. Et üks selgrootute põhilisi toiduobjekte on õietolm ja nektar, siis tuleb tagada, et pargis oleks õitsvaid taimi kogu vegetatsiooniperioodi vältel, mis on väga tulemuslik ka kujunduslikult.

Parkide metsailmeliste osade majandamisel peaks olema eesmärgiks pakuda võimalikult suurt hulka elupaiku ja mikroelupaiku. Nii on näiteks kasulik säilitada võimalikult palju erivanuselisi ja -kujulisi puid ning eri lagunemisastmetes surnud puitu, kuna see on vajalik mitme teise elustikurühma eksisteerimiseks, nagu samblikud, seened ja puidumardikad. Rohттаimestiku liigirikkuse suurendamiseks on soodne parandada valgustingimusi, tekitades väikeseid hailusid ehk võraavasid, mis loob ühtlasi visuaalselt mitmekesisema ilmega puistu.

Alusmetsa hooldamisel peaks olema eesmärgiks kujundada poolavatud struktuur, säilitades kohati nii suuremaid terviklikke põõsastikuga alasid kui ka üksikute põõsastega ja avatud alasid. Põõsastiku lausaline eemaldamine seevastu põhjustab pargis suurenenud õhukuivust ja õhuvoolude kiiremat liikumist,

rikkudes puistusisese mikrokliima. Eriti oluline on sel põhjusel juba eespool mainitud mitmerindelise taimestik puistu servades. Samuti tuleb raiet tehes jälgida, et säilitatav puistutaimestik oleks erivanuseline ning ka liigilise koosseisu poolest võimalikult mitmekesine, kuna eri liigid ja eri vanuses puud ja põõsad pakuvad elupaika suuremale hulgale muule elustikule. Niitmist peaks metsailmelistes osades üldjuhul vältima või tegema seda üksnes hõredamatel ja lagedamatel aladel ning võimalikult hilja. Ka lehti võib siin riisuda kas harvem, paiguti, nii, et osa lehti jääb maha, või jätta see üldse tegemata. Mõõdukas majandamine ja hooldamine on metsailmelisele pargipuistule igal juhul vajalik ja soodne, kuna selle abil on võimalik luua ning suurendada mitmesuguste valgus- ja mikrokliimaatiliste tingimustega elupaikade hulka ning seeläbi suurendada aasta ringi ka puistu visuaalset vaheldusrikkust.

Rohttaimede puhul on peamine ülesanne mitmekesise niitmistsükliga alade kujundamine. Nii kujunduslikult kui liigikaitseliselt soodne, kui pargis on nii regulaarselt niidetavaid madalmurusaid alasid, liigirikka õitsva niidutaimestikuga alasid, mida niidetakse alles pärast õistaimede seemnete valmimist, kui ka alasid, mida niidetakse harva või üldse mitte (parkide metsailmelised ja varjulised osad) ja kust riisutakse harvem ka lehti. See soodustab mitmekesise rohttaimestiku kujunemist, mis omakorda loob tingimused näiteks suuremale lindude ja selgrootute hulgale. Putukate ja seemnete paljusust soodustavad eriti avatud alad õitsva niidutaimestikuga.

Suuremates parkides võiks rohttaimestikku kujundades näha ette eri ajal niidetavad alad, et soodustada neil eri ajal õitsevate koosluste kujunemist. Tüüpiliste niidutaimede kasvu soodustamiseks on näiteks tavaline niitmisaeg jaanipäeva ja juuli keskpaiga vahel, eelistada tuleks pargis traditsiooniliselt selleks kasutatud aega. Võimalusel võiks teha teise niite sügisel enne külmi, et talveks ei jääks kõrget kulu. Suvisel niitel on soovitatav lasta enne riisumist kuivada, et seemned saaks variseda. Väga oluline on sealjuures niitmistsükli stabiilsus aastast aastasse. Peale selle tuleks avatud alasid niitest eelistada keskelt lahku või servast serva viise, et linnud ja väiksemad imetajad saaksid niidukit vältida.

Kujunduslikult pakub niitmisel suuri varieeruvusvõimalusi puistute serva, puude, põõsaste ja kivide ümber kõrgema taimestikuga ribade jätmise, mis on samal ajal väärtuslik päevane varjupaik kahepaiksetele, roomajatele ja pisiimetajatele, aga soodne ka selgrootutele. Varjupaikadeks on ka lamapuit, kännud ja oksahunnikud. Kui pargis tehakse raiet, oleks soovitatav osa puitmaterjali mõnda varjatumasse kohta aastaks-paariks alles jätta, et sellest puitmaterjalist koorunud putukaliigid saaksid ümber asuda ja et see puit pakuks varjupaiku roomajatele ja pisiimetajatele. Selgrootutele on lisaks vajalikud peitumiskohad talvitumiseks, milleks sobivad kivid, puutükid, okstehunnikud, hoonepraod jms.

Veekogud on parkides soodsad nii sammaldele kui samblikele, tagades neile varieeruvamaid niiskustingimusi, kuid ka teistele elustikurühmadele: lindudele, nahkhiirtele, kahepaiksetele ja selgrootutele. Lindudele ja kahepaiksetele on seejuures vajalik, et vähemalt üks veekogu kallas oleks lauge, võimaldamaks liikumist vee ja maismaa vahel. Kahepaiksetele on eriti oluline, et tegemist oleks päikesepaistele avatud seisuveekoguga, nagu tiik või järv, kus vesi saab sooje-neda. Väiksemate tiikide puhul tuleks vältida kalade kasvatamist, kuna kalad söövad kahepaiksete kudu ja kulleseid ning peale hariliku kärnkonna kulleste, kes on mürgised, ei saa väiksemates kaladega tiikides areneda ühegi teise kahepaikse järglaskond. Kalade kasvatamist pargiveekogudes ei ole ka põhjust välistada,

ent kui pargis on näiteks mitu veekogu, siis oleks kasulik neid mitte omavahel ühendada ning jätta mõned neist kalavabadeks, et pakkuda elupaika ka kahepaiksetele.

Vajadusel peaks parandama veekogu valgustingimusi. Tuleks vältida veekogu umbekasvamist ja taimestiku vohamist. Nii kujunduslikult kui liigikaitseliselt on soodne, kui veekogu kaldad oleks kohati taimestatud ning kohati avatud. Kaldalähedane maismaataimestik pakub pelgupaika veelindudele ja kahepaiksetele ning mitmekesine veekogusisene taimestik suurendab märkimisväärselt pargi putukarikkust.

Pargi hooldustöödel tuleb vältida sünteetilisi taimekaitsevahendeid, kuna neil on nii otsene kui ka kaudne negatiivne mõju lindudele, selgrootutele, pisiime-tajatele ja kahepaiksetele. Samal põhjusel tuleb veekogudest liigset taimestikku eemaldades kasutada üksnes mehhaanilisi võtteid.

Parkides asuvad **hooned** on otseselt vajalikud pesitsemiseks ja varjepaika-deks lindudele ja nahkhiirtele, viimastele on talvitumispaikadena eriti olulised vanad mõisakeldrid. Mitmesugused väikevormid ja rajatised (sh piirdemüürid) on kasvupinnaks sammaldele ja samblikele, kus nende olemasolu aitab märki-misväärselt kaasa ajaloolisele miljöole. Seetõttu tuleks hooneid ja rajatise hool-dades ja remontides pidada silmas ka lindude pesitsusvõimalusi ja -aegu ning kohendada vanu keldreid nahkhiirtele sobivateks talvitumispaikadeks. Parke ümbritsevatel kiviaedadel ja arhitektuursetel väikevormidel tuleks võimalusel säilitada samblaid ning samblikke.

6. Kokkuvõte

Eesti ajaloolised pargid on sündinud samadest kultuurilistest impulssidest, millest ülejäänud Euroopa pargid, ning neis kajastuvad samad arenguetapid ja aset leidnud stiililised muutused. Need on aga kohandunud kohalikele oludele ja kliimale, mis tingib nende omanäolisuse ja eripära. Walter von Engelhardt kirjutas juba 1916. aastal: “Liivimaa parkidel on eriline võlu ja külgetõmbejõud. Need ei ole nii silutud ja ülehoolitsetud kui näiteks Saksamaal. Hoopis suurem osa on antud siin vabale loodusele, mis annab pargile võimaluse sulada kokku maastiku ja ümberkaudsete metsadega.” (Engelhardt 1916, 232). Mingit erilist looduse-tunnetust nii balti kui ka eesti identiteedi osana on esile tõstetud ka viimasel ajal (Plath 2011, Undusk 2011).

Pargid on esmajärjekorras kultuuripärand – nende esmane eesmärk on olnud luua kunstiväärtus, kuid võrreldes paljude teiste kunsti avaldusvormidega on nende eripäraks see, et inimese kõrval on siin kaasautoriks loodus, mis vormib seda aja jooksul nii koostöös inimesega kui ka temast sõltumatult. Enamik tänaseni säilinud ajaloolistest parkidest Eestis pärineb 19. sajandi eri etappidest, mil valitses vabakujunduslik inglise stiil. On vaid üksikuid puhtakujulisi regulaarparke ning umbes kolmandik neid, milles on kas siiani äratuntavad varasema regulaarpargi jooned või olemas kindlad andmed selle kohta. Historitsismiperioodil kasutati vabakujunduslike kõrval samuti korrapäraseid kujundusvõtteid, kuid eelkõige avaldus see mõisahoonete lähiümbruses lillepeenarde, hekkide ja alleedena. Enamik Eesti säilinud parkidest on põhiosas vabakujunduslikud ning looduslähedase üldilmega. 20. sajandi heitlikud ühiskondlikud muutused on aga jätnud parkidele tugeva jälje, mis on peamiselt tingitud ebajärjekindlast hooldusest. Vaid vähesed on saanud pideva tähelepanu osaliseks, mistõttu on meie vanadele parkidele omased hulk ühiseid probleeme.

Samal ajal on pargid aja jooksul omandanud märkimisväärse loodusväärtuse ja seda eelkõige laiemas kontekstis – seoses laialehiste metsade vähesusega ning meie metsade üldise vanuselise koosseisuga on nad omandanud tähtsuse vanade laialehiste puistutena, mis võivad pakkuda elupaika sellistele taime- ja loomaliikidele, kelle elupaigad mujal on hävinud või looduslikult vähe säilinud. Samuti on pargid eelkõige tänu kujunduslikele taotlustele väärtuslikud oma mitmekesise

struktuuri ja suure elupaikade varieeruvuse poolest, mis muudab pargi elukohana sobivaks rohkematele liikidele. Mitmekesine ja mosaiikne elupaigakogum on oluline nii esteetiliselt kui ka bioloogilise mitmekesisuse kaitse seisukohalt (Talvi 2004, 152). Park on oma olemuselt poollooduslik ökosüsteem, kus ilma inimtegevusest selle iseloomulikud omadused ja väärtused kaovad. Eesmärgipärase tegutsemisega on parkidel potentsiaal kujuneda sarnaselt puisniitudega liigirikasteks ja suure esteetilise ja loodusväärtusega kooslusteks.

Parkide restaureerimise peamiseks eesmärgiks peaks olema parandada nende esteetilist ilmet ja seisundit ning säilitada eri ajastutele omane kujundus ja ajalooline vaim, pidades sealjuures silmas ka aja jooksul lisandunud uusi võimalikke väärtusi, nagu näiteks haruldased taime- ja loomaliigid või liigirikas teravikkosulus. Töö uurimisküsimuseks oligi, kas ja mil määral on võimalik ühildada kujunduslikke ja liigikaitse eesmärgi parkide restaureerimisel, ning sellele küsimusele otsiti vastust 11 Saare maakonna looduskaitsealuse pargi näitel. Töö põhisisuks oli restaureerimisülesande lahendamine (ptk 4), mida koos valikute tegemise põhjendustega kirjeldati sõnaliselt ja illustreeriti fotomontaažide abil (14 näidet). Ülesande lahendamise eesmärgiks oli pakkuda välja igale pargile sõltuvalt tema seisundist ja probleemidest individuaalne lahendus, mis vastaks töö peamisele eesmärgile – samal ajal ajaloolise ruumstruktuuri taastamisega ja esteetilise ilme parandamisega soodustada elurikkuse säilimist ja kasvu pargis. Selleks selgitati eelnevalt töö teoreetilises osas välja kõigi pargis esinevate elustikurühmade vajadused, kuna just nendele tuginedes oli võimalik anda suunised tegevuste ühildamiseks kujunduslike eesmärkidega.

Restaureerimislahenduste juures oli kolm põhilist eesmärki. Esiteks säilitada iga pargi puhul selle peamisi väärtusi, nii kujunduslikke kui ka looduslikke. Teiseks likvideerida puudusi – likvideerida pargi ilmet ja struktuuri rikkuvad või ähmastavad elemendid, mis ei kuulu ajaloolise pargi kujunduse juurde, samas taastada võimalusel aja jooksul kadunud elemendid. Kolmandaks eesmärgiks oli soodustada kavandatavate tegevuste kaudu elurikkuse suurenemist.

Restaureerimislahenduste tulemuste alusel oli üks töö peamisi järeldusi, et kujunduse ja liigikaitse eesmärgid vanade parkide restaureerimisel on üldjuhul võimalik edukalt ühildada. Enamiku elustikurühmade puhul kattuvad eesmärgid ja vajadused kujunduslikega ja toetavad teineteist vastastikku. Liigikaitse poolest olulised tegevused on enamasti soodsad ka pargi kujundusele, kuid ka kujunduse seisukohast küsitavaid liigikaitse eesmärgi on sõltuvalt pargi iseloomust võimalik vähemalt osaliselt saavutada. Samuti võis selle töö vaatlusaluste parkide alusel veenduda, et kujunduslik mitmekesisus on otseselt seotud looduslike liikide mitmekesisusega ning et pargid on paljudele elustikurühmadele olulised elupaigad. Töö lõpptulemuseks oli teoreetilise osa ja restaureerimislahenduste põhjal välja pakutud soovitatavate praktiliste tegevuste kompleks parkide restaureerimisel ja hooldamisel, mis vastab nii kujunduse kui ka liigikaitse eesmärkidele.

Elustikurühmad pargis on omavahel seotud tiheda suhetevõrgustikuga ning muutused ühes rühmas tingivad muutusi teistes. Park kui omaette terviklik ökosüsteem sõltub peale looduslike mõjurite otseselt ka inimtegevusest, mistõttu saab paljusid muutusi suunata ja saavutada õigesti valitud restaureerimis- ja hooldusvõtetega. Selle töö eesmärk oli näidata, et teadliku ja järjepideva tegevusega on võimalik samal ajal märkimisväärselt säilitada ja suurendada nii parkide kujunduslikku väärtust kui ka elurikkust. Vanad pargid on sümbioos kunstist,

ajaloost ja loodusest ning siinse töö peamine eesmärk oli lahendada kompromissülesanne, arvestada restaureerimisel kõigi nende väärtustega. Pakutud restaureerimislahendused 11 Saare maakonna looduskaitsealuse pargi näitel tõestasid selle võimalikkust.

Lõpetuseks. Kui Helmi Üprus tõi esile mõisaansamblite ajaloolist olemust – olla refugium ehk pelgupaik, tervistu ehk puhkamisvõimalus inimesele (nt Üprus 1977, 8; 1978, 11) –, siis tänapäeval on parkidest saamas pelgupaik ka loodusele (Liira jt 2012, 150). Seetõttu on oluline, et parke restaureerides ja hooldades pöörataks tähelepanu nii nende kunstilisele kui ka looduslikule poolele, kuivõrd nende koosmõju võib olla vastastikku toetav ja võimendav. Tegevused parkides peaksid olema suunatud ühtaegu nii nende esteetiliste kui ka loodusväärtuste suurendamisele. Parkide restaureerimise peamine eesmärk peaks olema jätkuvalt see, mis parkidele algupäraselt omane – pakkuda kunstilist elamust ja võimalust eemalduda igapäevakeskkonnast –, kuid muutunud on nende olemus. Nagu ütleb Kalevi Kull: “Park pole enam kunsti rakendamine elusloodusele, vaid teiste elusolenditega kooselu ilus viis” (Kull 2009, 342).

Summary

Art and nature in parks

Combining design objectives and biodiversity conservation objectives in park restoration and maintenance on the basis of case studies of protected parks in Saare County

Introduction

The abundance and high density of parks is one of the characteristic features of the Estonian landscape. It associates mainly with old manor centres but also with the development of cities and towns, churches and cemeteries, and to some extent also farms. The most numerous are old manor parks, whose total number can be attributed to the number of former manors. Nearly 1100 knight's manors, church manors, crown manors and town manors were counted in Estonia in the early 20th century. Most of them also incorporated a larger or smaller landscaped outdoor space in the form of a garden or park. With subsidiary manors included, the number of manors in Estonia has totalled over 2100 and thus also the number of parks is significantly larger. Besides manor parks, there are also city parks, the earliest records of which date back to the 14th century, while most date from the 19th and 20th century, as do most of our church, parsonage, dendrological, etc. parks.

The present doctoral thesis deals with the restoration of Estonia's park heritage. Parks as cultural heritage are specific in that they represent monuments combining nature and culture, i.e. a contact space between the two value areas and an expression of their intertwining. The connecting link between the two poles lies in the aesthetics expressed in park design. This is a symbiotic association in which one cannot exist without the other. The nature here is not nature in itself and nor is the art – it is the two in constant interaction that make up an ever evolving whole in which both human choices and natural processes play a determinant role. Parks have been created primarily for the purpose of artistic value but have also acquired a historical and natural value over time. Consideration of all these values is a trade-off task, which the present doctoral thesis aims to solve.

The research question of the thesis is thus: whether and to what extent can design objectives and biodiversity conservation objectives be combined in park restoration, and the main reason for posing this question is the fact that consideration of natural values has, in general, not been set as an objective on its own in park restoration. The main focus has mostly been on the design of parks, and there have also been examples in recent years where parks have been cleaned for restoration purposes even too eagerly and, as an ultimate result, both the park's

design value has suffered and ecological balance in the park has been disturbed for decades. This thesis aims to combine the two value areas in a mutually beneficial manner: to show that ecology can be at the service of park's design, and vice versa, design decisions can promote biological diversity, and this is also what the innovative aspect of the thesis lies in. The approach suggested in the thesis could be termed as **ecological restoration of parks**. It has two principal differences from the restoration of natural communities: first, the restoration activities in this case are not aimed at preserving the natural state but at preserving and increasing biological diversity, and second, design issues of the park are solved simultaneously.

The thesis consists of two parts: a theoretical part and a restoration exercise. The theoretical part deals with the application of modern principles of restoration of architectural monuments in parks, bringing examples, presenting an overview of the development and current status of parks in Estonia, describing the design techniques of different style periods used in parks, and the approach to park restoration in Estonia to date. The thesis then proceeds to show the reasons why parks have not only an architectural and artistic value but have also acquired a natural value in today's landscape of Estonia. As taking this into consideration in park restoration is the specific approach angle of the thesis, the theoretical part also deals with identifying the needs of the key biotic groups occurring in parks.

The essence of the thesis lies in solving a restoration task in eleven parks of Saare County. This, along with the motivation of the choices made, is described verbally and illustrated by means of photo assemblages. The objective is to suggest an individual solution for each park, depending on its status and problems, in line with the primary aim of the thesis – to simultaneously restore the historical spatial structure and design idea of the park and facilitate the preservation and increase of biodiversity in the park. The ultimate aim of the thesis is to suggest a set of recommended practical activities of park restoration and maintenance consistent with both the design objectives and the species conservation objectives.

Theoretical part

Chapter 3.1 discusses the application of modern principles of cultural monument restoration in parks. Beginning with a presentation of the evolution of restoration theories and terminology, it discusses different methods of cultural heritage preservation and their application in parks.

In summary, it can be said that modern restoration approach to parks is a combination of conservation, i.e. maintenance and preservation, which is the top priority and main method; restoration, which attempts to preserve a historical park in as authentic a form as possible, with all of its strata and traces of stylistic rearrangements, but making, where necessary, also value-based decisions that change the appearance and status of the park; and also reconstruction, which is justified only in exceptional cases where certain parts of the park have been irreversibly damaged but have such a high historical, architectural, aesthetic or other value that full restoration is deemed necessary. It is important that the relevant decision-making at all levels is based on research and scientific analysis and that activities are planned on the basis of a long-term action plan.

Chapter 3.2 gives an overview of the history of parks in Estonia, of the design techniques used therein, of the evolution, research status and historiography of the parks, as well as the mechanisms for their protection and restoration practice

to date. The chapter also discusses the natural values of the parks and the ecosystem approach to their restoration.

The architectural value of historical parks in Estonia and the stylistic techniques characteristic of different periods can be attributed to the periods of Baroque, Classicism and Historicism in architecture but besides, parks can have also other cultural-historical values, such as links with significant persons or events or specific use in certain periods. The main problem in Estonian parks lies in the lack of continuity during the 20th century, primarily due to societal changes in this period.

At the same time, parks in Estonia have acquired a considerable natural value, which is mainly connected with two facts: first, parks represent old valuable broadleaved stands, which have become very scarce as natural forests and provide habitats for many bryophyte, lichen, insect and plant species characteristic of these particular communities; and second, parks usually have a diverse landscape structure, therefore supporting a wider variety of species.

In restoration to date, parks have been treated primarily as architectural compositions and the issues addressed have mostly concerned the design. Approaching a park as an ecosystem has not been aimed at. Yet in parks as ecosystems, attention needs to be paid to the biotic community, in which all components are interrelated, creating living and growth conditions for one another. By purposefully directing the processes, those interrelations can be strengthened and more favourable conditions created for the growth of biodiversity. At the same time, this should be carried out in harmony with design objectives because if addressing only the growth of biodiversity, the main and original purpose of a park – to provide an environment offering a cultural experience – would be abandoned. This is what the specific character of ecological restoration and the main difference from the restoration of natural communities lies in.

Chapter 3.3 examines the key biotic groups occurring in the parks of Estonia, identifies their needs in relation to park qualities, maintenance and restoration, and relates the needs to those of other biotic groups. The outcome is listed by biotic groups in Annex 1.

The needs of biotic groups enable an overview of the impact of the characteristic qualities and elements of parks. This is summarized in the following table (Table 1) and provides the main methodological basis for solving the following restoration task.

Restoration exercise

This section suggests restoration solutions for eleven parks in Saare County in western Estonia. The exercise takes into account the historical development and design of these parks and harmonises the solutions with the needs of different biotic groups. It is a combination of suggestions identified in the theoretical part and the recommendations made in the course of species inventories in the parks. The overview of the history and design of the parks is based on published data, archive sources and observations made in the course of field work. The initial data also include historical map materials, which are compared to modern maps, identifying the degree of continuity of structures in park sections and the possibility and feasibility of their restoration, as well as areas of different use intensity and maintenance intensity. The species data presented are mainly based on

	Woody plants	Herbaceous plants	Bryophytes	Lichens	Fungi	Invertebrates	Ampibians and reptiles	Birds	Bats	Other small mammals
Park sections of different character	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Old valuable broadleaved trees			++	++	++	+		+	+	
Tree hollows						+		++	++	+
Species richness of woody vegetation		+	+	+	+	+		+	+	(+)
Uneven-aged structure of woody vegetation			+	+						
Multi-layered structure of vegetation			+	+		+		+	+	+
Species richness of herbaceous plants					+	+		(+)	(+)	+
Good light conditions	+	++	+	++						
Mosaic structure, i.e. uneven density of stands	+	+	+			+	+	+	+	+
Undergrowth/shrub layer						+		++	+	+
Water bodies		+	++	+		+	++	+	++	+
Aquatic and bank vegetation		+	+			++	++	+	+	+
Gaps or canopy openings	+	++	+	+					+	
Presence of pollen- and nectar-rich plants across the entire vegetation period						++		(+)	(+)	
Plants with edible fruits								++		+
Dead trees			+	+	++	+		+	(+)	
Shelters (strips of taller herbaceous vegetation, brush piles, etc.)						+	+	+		+
Buildings and cellars						(+)	(+)	+	++	
Small architectural forms and elements			+	+						

TABLE 1. Effect of the characteristic qualities and elements of parks on biotic groups

- effect not assessed because the group itself represents the respective quality or element
 ++ – highly significant positive effect
 + – positive effect
 (+) – anticipated or indirect positive effect

the results of inventories carried out in the parks of Saaremaa in 2007 and 2008 and partly also on previously existing data.

The following parks are addressed:

1. Audla Manor Park
2. Koikla Manor Park
3. Kuressaare Castle Park
4. Kärla Church Park
5. Lööne Manor Park
6. Muhu Parsonage Park
7. Mõntu Manor Park
8. Oti Manor Park
9. Pidula Manor Park
10. Pädaste Manor Park
11. Tumala Manor Park

On the basis of the initial data, the restoration solutions section specifies the main design values and natural values of each park, the strata that have been

210 Restoration activities	Audla	Koikla	Kures- saare	Kärla	Lööne	Muhu	Mõntu	Oti	Pidula	Pädaste	Tumala
Preserving and maintaining old trees	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+/-
Removing the self-regenerated understorey	+	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+
Improving the light conditions of stands	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+
Increasing the species diversity of woody and herbaceous vegetation	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Using the woody plant species characteristic of the particular park	-	-	+	+	-	-	+		+	-	+/-
Designing a multi-layered, uneven-aged and mosaic vegetation (new plantings, shrub layer)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Preferring species with flowers and edible fruits or seeds	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Designing areas of a varied mowing cycle	+	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+
Leaving strips of taller herbaceous vegetation when mowing	+	+	-	+	-	-	+	+	+	+	-
Preserving dead and down timber in different stages of decay	+	+/-	-	+	-	-	+	+	+/-	+	-
Creating shelters (brush piles, stumps, rocks, etc.)	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+/-

TABLE 2. Main ecological restoration activities in the studied parks and their applicability

added over time and impair the appearance of the park, the elements that formerly belonged to the park's design but are absent by now, and the current general status and level of maintenance. Thereafter, the priority objectives of restoration are formulated, including the activities needed for the preservation of the park's values and decisions concerning both the removal of strata impairing the park's appearance and restoration of the missing elements.

Table 2 lists the main ecological restoration activities for each of the discussed parks and their applicability in the suggested solutions.

Conclusions

On the basis of the restoration solutions, it can be stated that all of the techniques identified in the biotic groups' chapter could be applied in the solutions. Thus, one of the key conclusions is that the design objectives and species conservation objectives can, in general, be successfully combined. Most of the objectives for individual biotic groups overlap with the design objectives, and the two groups of objectives are mutually supportive. Second, the results from the parks analysed for this thesis provide confidence that design diversity of parks

is directly related to the diversity of native species, and that parks are important habitats for many biotic groups. And third, the parks examined for this thesis allow the identification of a number of pervasive problems characteristic of our old parks. These are possible to solve by means of restoration and maintenance activities. It is also clearly evident from the case studies that design objectives and species conservation objectives are easier to achieve in free-style parks than in regular-style parks.

On the basis of the theoretical part of the thesis and the restoration solutions for parks in Saare County, it is possible to consolidate the main activities that combine the design objectives and species conservation objectives in park restoration and maintenance. Integrated assessment of the needs of all the examined biotic groups in parks shows that mosaic structure of parks, the presence of areas of different character, species richness and multi-layered structure of vegetation, and consistency of maintenance, are favourable for all biotic groups. All these qualities are also important from the design point of view. The design of free-style parks already presupposes an uneven-aged and multi-storey stand and the presence of open, semi-open and closed areas, water bodies, stands of different density, as well as single trees. In regular-style parks, in contrast, it is the even age and size of plants in combination with the walks network, other structures and the general layout that create the regular structure of the park. Thus, the prime and most important activity is to structure the park space and define the parts of different character and maintenance needs.

One of the most necessary and most effective activities, from both the design and the biodiversity conservation point of view, is designing the woody vegetation. The woody vegetation of Estonia's parks mostly consists of native species but an abundance of exotic species and cultivars and varieties of native species has also been planted over centuries. The highest priority in creating park communities has been placed on design considerations, which should also be the starting point and objective for restoration. This objective can, however, be effectively combined with the needs of other species groups. One of the main values of park stands lies in the abundance of old valuable broadleaved trees, which have become rare in our natural forests. Old trees create the historical atmosphere and aesthetic environment characteristic of parks, while also providing a growth substrate for many epiphytic bryophyte and lichen species, fungi and rare or endangered beetles, first of all wood-, detritus- or fungus-feeding species. Such trees also provide hollows both for cavity-nesting birds and for other cavity-nesters. Hollowed and creviced trees also provide important roosts and breeding sites for bats. Thus, one of the main tasks is to preserve and maintain old trees. Besides, it is important to highlight dendrological rarities and prominent single trees, which is not only a design question – their viewability needs to be ensured – but also directly related to improving their light conditions. Considering the main problems of our park stands, improving the light conditions and designing a mosaic or uneven structure of stands are among the most important restoration activities. Restoration design should aim to achieve a more layered vegetation and promote the species diversity of herbaceous plants and lichens. Light conditions should be improved mainly on account of self-regenerated woody vegetation and trees overshadowed by big trees, whose abundance is also a pervasive feature in our parks. In the less intensively visited parts of parks, on the other hand, it is useful to preserve uneven-aged and -shaped

trees as much as possible, as well as dead wood in different stages of decay, since these structures are necessary for the existence of lichens, fungi, wood beetles and other species groups.

The absence or suppressed growth of the shrub layer often constitutes a problem. Multi-layered vegetation is particularly important in the marginal areas of parks, protecting the stand from draught and enabling the development of a milder microclimate. Sensitivity to draught is characteristic of e.g. lichens but also bats, who cannot find roosts in an evenly sparse stand. Thus, the marginal areas of parks should be denser and the entire park should contain patches of undergrowth and shrubs. Depending on the design considerations, it may be necessary to plan also monospecific plantings, while the aim from the biodiversity point of view should be to also achieve species diversity. Multi-storey stands and uneven shrub density are also necessary for many bird species of the warble group, while also ensuring a higher abundance of insects. Areas of uncut undergrowth are more valuable for birds than evenly thinned undergrowth, and larger and multi-species groups should be preferred also when planting new shrubs. Designing the edges of park stands as winding instead of straight also increases the amount of micro-habitats for various groups of species.

In order for a park to contain trees of different ages and the continuity of the park stand to be thereby ensured, new plantings should be made. From the biodiversity point of view, preference should be given to native species because they support higher biodiversity, e.g. the number of invertebrate and lichen species, than non-native species do. However, as the plant communities in parks have already originally been enriched on purpose with exotic species, the use of exotic species typical of historical parks as additional species is also justified, including those providing food for birds or for the insects that birds feed on. Species diversity and abundance of insects is equally important for birds, amphibians and reptiles, as well as bats and other smaller mammals. On the banks of water bodies, species richness is promoted by diverse bank vegetation, in grasslands – by flowering herbaceous plants, and in woody stands – by tree species supporting a higher diversity of insects. As pollen and nectar are some of the most important diet items for invertebrates, the presence of blooming plants should be ensured in a park across the entire vegetation period, which is also highly effective from the design point of view.

For herbaceous plants, the main task is to design areas with varied mowing cycles. It is favourable if a park contains regularly mown low-lawn areas; areas of species-rich blooming meadow vegetation, which are mown only after the seeds of flowering plants have matured; and areas that are mown at long intervals or not at all and where leaves also are raked less often. This will facilitate the development of a diverse herbaceous vegetation, which in turn creates conditions for a higher diversity and abundance of birds and invertebrates. Great possibilities for varying the design lie in leaving strips of taller herbaceous vegetation at the edges of stands and around trees, shrubs and rocks. These strips also provide valuable daytime shelter for amphibians, reptiles and small mammals, being also favourable for amphibians. Down timber, stumps, brush piles, rocks and wall crevices also provide shelters for many species and wintering sites for invertebrates. Water bodies ensure varied moisture conditions for bryophytes and lichens but also for other biotic groups: birds, bats, amphibians and invertebrates. Birds and amphibians, at that, need at least one gently sloping bank to

move between land and water. Amphibians prefer stagnant water bodies open to sunlight, such as a pond or lake, in which water can warm up. The light conditions of water bodies should be improved, where necessary, and overgrowing and proliferation of vegetation avoided. It is favourable if the banks of water bodies are partly vegetated and partly open. Land vegetation provides shelter for waterfowl and amphibians, while a diverse aquatic vegetation significantly increases insect richness in parks.

The buildings in parks are directly necessary for birds and bats as nesting sites and shelters, e.g. old manor cellars provide particularly important winter roosts for bats. In maintenance and repair of park buildings and structures, it is therefore important to keep in mind the nesting conditions and nesting seasons of birds, and old cellars should, where possible, be adjusted as suitable winter roosts for bats. Various small forms and structures provide a growth substrate for bryophytes and lichens, whose presence adds much to the historical atmosphere.

The use of synthetic plant protection products should be avoided in park maintenance works because they have both a direct and an indirect harmful effect on birds, invertebrates, small mammals and amphibians. For the same reason, removal of excess vegetation from water bodies should be carried out using mechanical techniques only.

Summary

A park is, on the one hand, a man-made architectural composition but, at the same time, also an integral ecosystem on its own, in which biotic groups coexist in a complex network of interrelations. Changes in one group cause changes in others and, in addition to natural impacts, they also depend directly on human activity and its intensity. Many changes can be directed and achieved by means of properly chosen restoration and maintenance techniques, and purposeful and consistent activities may significantly increase both the design value and the biodiversity of parks.

Old parks represent a symbiosis of art, history and nature, and the main objective of the present thesis was to solve the trade-off task of taking all these values into consideration in park restoration. The suggested restoration solutions for eleven protected parks in Saare County proved it possible. The final outcome of the thesis is a set of suggested practical activities, suggested on the basis of the theoretical part and the restoration solutions, for restoration and maintenance of the parks in line with both the design objectives and species conservation objectives.

ANNEX 1

Recommended activities in park restoration and maintenance by biotic groups

Woody plants:

- preserving and maintaining old trees;
- improving the light conditions and ensuring the viewability of dendrological rarities;
- designing a species-rich, uneven-aged and multi-layered community;
- improving the light conditions of stands and prominent single trees;
- designing a mosaic structure of stands;
- ensuring the continuity of old-growth trees;
- designing an uneven-aged stand;
- restoring and maintaining the shrub layer;
- preferring historically used species (both native and exotic species) in restoration;
- ensuring the presence of blooming plants across the entire vegetation period;
- preferring species with edible fruits or seeds when planning new plantings;
- designing the edges of stands as thicker, more layered and, where possible, winding;
- avoiding damage to trees and overly dense stand structure to prevent fungal diseases;
- taking into account the autumn colours;
- preserving uneven-aged, damaged or different-shaped trees and down timber in different stages of decay in forest-like parts.

Herbaceous plants:

- designing areas of varied maintenance cycles:
 - regularly mown ornamental lawns in the presentable parts of parks;
 - communities mown once or twice a year to ensure blooming in different seasons (spring, midsummer, late summer), which are first mown after the seeds of flowering plants have matured and, if necessary, for a second time before the autumn frosts, so as not to leave tall foggage for the winter and suppressing the germination of seedlings in spring;
 - semi-shady parts which are mown once a year (in August/September);
 - rarely mown or unmown and unraked areas in the forest-like parts of parks;
- leaving strips of taller vegetation at the edge of stands and around trees, shrubs and rocks when mowing;
- removing mown grass from open areas after seeds have fallen.

Bryophytes:

- preserving old valuable broadleaved trees;
- ensuring diverse growth conditions: open, semi-open and closed areas, diverse substrates;
- ensuring the presence and cleanness of water bodies;
- designing the banks of water bodies as alternately shadier and more open.

Lichens:

- ensuring good and diverse light conditions;
- designing a mosaic structure of stands to offer a variety of microclimatic conditions;
- avoiding overgrowing with brush (regular mowing);
- preserving old-growth trees, as old trees usually support a more diverse lichen flora;
- ensuring an uneven age structure of trees, as the species composition of lichens on old trees differs from that on young trees;
- designing the marginal areas of parks denser and multi-layered in order to protect the stand from draught;
- ensuring the presence and cleanness of water bodies.

Fungi:

- preserving old trees;
- preserving stumps and slashings;
- preserving down timber in different stages of decay.

Invertebrates:

- designing a species-rich herbaceous vegetation;
- designing a mosaic and multi-layered vegetation;
- ensuring the presence of blooming plants in the park across the entire vegetation period (trees, shrubs, herbs);
- ensuring the abundance of nectar-rich plants (especially for adult butterflies and moths);
- ensuring the presence and cleanness of water bodies;
- designing a diverse aquatic and bank vegetation;
- ensuring shelters for wintering (rocks, down timber, brush piles, crevices in buildings, etc.);
- preserving old trees with hollows and fungal fruiting bodies (in particular for beetles);
- preserving dead timber in different stages of decay (incl. branches, trunks, leaves);
- avoiding synthetic plant protection products.

Amphibians:

- designing stagnant water bodies with clean water and open to sunlight;
- designing at least one bank of a water body as gently sloping;
- designing a diverse aquatic vegetation, which ensures a richer invertebrate fauna;
- avoiding the overgrowing of water bodies and excessive proliferation of vegetation therein;
- avoiding synthetic plant protection products;
- preferring mechanical methods to chemical ones when cleaning water bodies;
- preserving areas of taller herbaceous vegetation in the vicinity of water bodies but also elsewhere in the park;
- avoiding fishkeeping.

Reptiles:

- ensuring the abundance of invertebrates;
- ensuring shelters (taller herbaceous vegetation, brush piles, rocks, stumps, down timber, etc.).

Birds:

- ensuring a mosaic structure of the park and areas of different character;
- preservation of old and hollowed trees;
- ensuring the presence of a shrub layer;
- ensuring the presence and cleanness of water bodies;
- designing areas of different mowing frequency (regularly mown low-lawn areas, meadows mown once or twice a year, and areas mown rarely or not at all, where also leaves are raked less often);
- designing a species-rich and multi-layered vegetation, which ensures better possibilities for nesting and a higher abundance of insects;
- preferring species with edible fruits or seeds (berries, nuts, cones) when planning the plantings;
- preserving standing dead trees;

- preserving down timber in different stages of decay;
- preferring larger groups of shrubs to single shrubs;
- planting coniferous trees (in particular arborvitaes), which provide shelter for open-nesting birds;
- promoting the growth of undergrowth in the forest-like parts of park stands;
- preserving intact areas when cutting and avoiding evenly thinned undergrowth;
- developing a flower-rich vegetation (trees, shrubs, herbs), which ensures a richer insect fauna;
- designing the banks of water bodies as partly sloping and partly vegetated;
- avoiding cutting during the nesting season of birds;
- avoiding synthetic plant protection products;
- preferring the centre-to-edge or edge-to-edge technique when mowing.

Bats:

- ensuring a mosaic and diverse structure of the park;
- preserving the near-natural parts of stands;
- ensuring the presence and cleanness of water bodies;
- preserving old hollowed trees;
- adjusting the buildings and cellars as suitable summer and winter roosts;
- keeping avenues and view corridors open to provide flight corridors;
- ensuring the presence of a sheltering woody stand in the vicinity water bodies;
- designing denser and multi-storey marginal areas of parks;
- preserving patches of undergrowth and shrub layer in the entire park;
- designing a vegetation that supports a rich insect fauna;
- avoiding the proliferation of vegetation in water bodies;
- avoiding strong night illumination;
- switching fountains off for the night;
- avoiding synthetic plant protection products.

Other smaller mammals:

- ensuring suitable food: invertebrates, amphibians, berries, seeds, etc.;
- ensuring the presence of shelters, such as down timber, stumps, brush piles;
- leaving strips of taller herbaceous vegetation around trees, shrubs, rocks, etc. when mowing.

Kasutatud allikad

Kirjandus

- Aaspõllu, A. 1999. Lehtpuude kultivarid Eestis. – Sander, H. (toim.) Dendroloogilised uurimused Eestis I. Tallinn: Eesti Põllumajandusülikooli Metsanduslik Uurimis-instituut, lk 110–137.
- Aaspõllu, A. 2007. Mida istutada parki. – Tammet, T. (toim.) Eesti parkide almanahh. Tallinn: Muinsuskaitseamet, Keskkonnaministeerium, lk 100–102.
- Aaspõllu, A. 2012. Puude tulbastamine ja Tudu Pilvepuu. – Eesti Loodus 4, lk 14–16.
- Aben, A. (toim.) 1970. Juhendeid vanade parkide korrastamiseks. Tallinn: Eesti Metsamajanduse ja Looduskaitse Teadusliku Uurimise Instituut.
- Abner, O. 2006. Naturaliseerunud ja metsistunud liikidest Põhja- ja Loode-Eesti kaits-tavates parkides. – Tallinna Botaanikaia uurimused IV. Taim ja inimene. 45 aastat Tallinna Botaanikaeda. Tallinn: Tallinna Botaanikaaed, lk 50–55.
- Abner, O. 2007. Vösast pargis. Kuidas säilitada pargi põõsarinde mitmekesisust. – Eesti parkide almanahh. Tallinn: Muinsuskaitseamet, Keskkonnaministeerium, lk 98–99.
- Abner, O., Konsa, S., Lootus, K., Sinijärv, U. 2007, 2012. Eesti pargid 1, 2. Tallinn: Keskkonnaministeerium, Muinsuskaitseamet, Varrak.
- Adermann, V. 2012. Mets 2010. Aastaraamat. Tartu: Keskkonnateabe Keskus.
- Adrados, L. C., Rannap, R., Briggs, L. 2004. Eesti kahepaiksete välimääraja. Tallinn: Keskkonnaministeerium.
- Alatalu, R. 2012. Muinsuskaitse siirdeühiskonnas 1986–2002. Rahvuslikust südame-tunnistusest Eesti NSV-s omaniku ahistajaks Eesti Vabariigis. Doktoritöö. Tallinn: Eesti Kunstiakadeemia.
- Albers, L., Maes, B. 2002. Ajalooliste parkide ja aedade restaureerimine ja hooldamine Hollandis. – Sander, H., Tamm, Ü. (toim.) Dendroloogilised uurimused Eestis III. Tartu: Eesti Põllumajandusülikool, lk 235–242.
- Altringham, J. D. 2011. Bats. From Evolution to Conservation. Oxford University Press.
- Andersson, L., Martverk, R., Külvik, M., Palo, A., Varblane, A. 2003. Vääriselupai-kade inventuur Eestis 1999–2002. Tartu: Regio AS.
- Andresen, L. 2007. Saaremaa hariduselu 19. sajandi lõpust kuni 1940. aastani. – Jänes-Kapp, K., Randma, E., Soosaar, M. (toim.) Saaremaa. 2. Ajalugu, majandus, kul-tuur. Tallinn: Koolibri, lk 929–945.

- Arman, H. (toim.) 1965. Eesti arhitektuuri ajalugu. Tallinn: Eesti Raamat.
- Arnold, E. N. 2004. Euroopa kahepaiksed ja roomajad. Tallinn: Eesti Entsüklopeediakirjastus.
- Banner, A. 2005. Aeg, aed ja inimene: aianduse tähtsusest Eesti maamajapidamises. – Maran, T., Tüür, K. (toim.) Eesti Looduskultuur. Tartu: Eesti Kultuuriloo ja Folkloristika Keskus, Eesti Kirjandusmuuseum, lk 305–325.
- Barkman, J. J. 1958. Phytosociology and Ecology of Cryptogamic Epiphytes. Assen, Netherlands.
- Barthel, S., Colding, J., Elmqvist, T., Folke, C. 2005. History and Local Management of a Biodiversity-Rich, Urban Cultural Landscape. *Ecology and Society* 10(2): 10. <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss2/art10/> (14.05.2012).
- Belials, V. 2012. Tulbastamine on kuritegu puu suhtes. – Eesti Loodus 4, lk 13.
- Berleant, A. 1991. Art and Engagement. Philadelphia: Temple University Press.
- Bonnier, A., Lundquist, K. (koost.) 1996. Historiska parker och trädgårdar – ett arv att vårda och sköta. Stockholm: Riksantikvarieämbetet.
- Brafmann, E. 1965. Vanade parkide korrastamine ja rekonstrueerimine. – Linnade ja asulate roheliste vööndide kujundamine. Tallinn: Eesti NSV Metsamajanduse ja Looduskaitse Peavalitsus, lk 12–15.
- Brafmann, E. 1971a. Pargiarhitektuuri probleeme Eesti NSV-s. – Ehitus ja Arhitektuur 1. Tallinn: Eesti Ehitusministeerium, lk 13–18.
- Brafmann, E. 1971b. Parkide hooldamine. – Ajutine juhend maastiku kujundamiseks ja kaitseks Eesti NSV-s. Tallinn: Eesti NSV Metsamajanduse ja Looduskaitse Ministeerium, lk 14–15.
- Brafmann, E. 1980. Pargid Eestis. Tallinn: Eesti Raamat.
- Brafmann, E. 1982. Eesti NSV pargid. – Ehitus ja Arhitektuur 1, lk 2–5.
- Brandi, C. 2005. The Concept of Restoration. – Basile, G. (ed.) *Theory of Restoration*. Firenze: Nardini Editore Institutio Centrale Per il Restauro, lk 47–50.
- Brönmark, C., Hansson, L.-A. 2005. *The Biology of Lakes and Ponds*. Oxford University Press.
- CABE 2006. Making contracts work for wildlife: how to encourage biodiversity in urban parks. Commission for Architecture and the Built Environment. United Kingdom. <http://www.lbp.org.uk/downloads/Publications/Management/making-contracts-work-for-wildlife.pdf> (12.05.2012).
- Chinery, M. 2005. Euroopa putukad. Tallinn: Eesti Entsüklopeediakirjastus.
- Clarke, K. 1999. Conservation Plans in Action: Proceedings of the Oxford Conference. London: English Heritage.
- Clarke, K. 2001. Informed Conservation: Understanding historic buildings and their landscapes for conservation. London: English Heritage.
- Cosgrove, D. 1989. Geography is Everywhere: Culture and Symbolism in Human Landscapes. – Gregory, D., Walford, R. (ed.). *Horizons in Human Geography*. London: Macmillan, lk 118–135.
- Cornelis, J., Hermy, M. 2004. Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. – *Landscape and Urban Planning* 69, lk 385–401.
- Cowell, F. R. 1978. *The Garden as a Fine Art. From Antiquity to Modern times*. London: Weidenfeld and Nicolson.
- Dettki, H., Esseen, P.-A. 1998. Epiphytic macrolichens in managed and natural forests landscapes: a comparison at two spatial scales. – *Ecography* 21: 613–624.
- Dietrich, H. A. 1854. Acclimatisationsversuche im Norden, als Beitrag zur Landschaftsgärtnerei. – *Mittheilungen der Kaiserlichen freien ökonomischen Gesellschaft zu St. Petersburg*. St. Petersburg, lk 49–64.

- Dietrich, H. A. 1865. Alfabetaisj geordnetes Verzeichniß der Zierbäume und Sträucher Welche in der Gärten der Provinz Ehstland angepflanzt vollkommen etc. – Mittheilungen über die Wirksamkeit des Ehstländischen Gartenbau-Vereins zu Reval. Zweites Heft.
- Diffey, T. J. 1995. Natural beauty without metaphysics. – Hitchcock, P. (ed.) Landscape, Natural Beauty and the Arts. Cambridge: University Press, lk 43–64.
- Dunnett, N., Swanwick, C. Woolley, H. 2002. Improving urban parks, play areas and open spaces, Urban research report. London: Department for Transport, Local Government and the Regions.
- Eek-Piirsoo, L. (koost.) 2001. Võõrliigid Eestis. Kes on tulnuktaimed ja -loomad ning mida nendega peale hakata. Tallinn: Keskkonnaministeerium.
- Eesti Mets 1927. Hävineva maastiku kaitseks. 4, lk 78–79.
- Elts, J. Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Leivits, A., Lilleleht, V., Luigujõe, L., Mägi, E., Nellis, R. Nellis, R., Ots, M. 2009. Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2003–2008. Hirundo 22, lk 3–31.
- Engelhardt, W. 1910. Kultur und Natur in der Gartenkunst. Leipzig.
- Engelhardt, W. 1916. Die Baltschen Provinzen. Bd 1. Stadt und Land. Charlottenburg.
- Entwistle, A. C., Harris, S., Hutson, A. M., Racey, P., Walsh, A., Gibson, S. D., Hepburn, I., Johnston, J. 2001. Habitat management for bats. A guide for land managers, land owners and their advisors. Joint Nature Conservation Committee. United Kingdom. http://jncc.defra.gov.uk/pdf/habitat_management_for_bats.pdf (12.05.2012).
- Erhardt, A., Thomas, J. A. 1991. Lepidoptera as indicators of change in the semi-natural grasslands of lowland and upland Europe. Collins, N. M., Thomas, J. A. (eds.) The conservation of insects and their habitats. London: Academic Press, lk 213–236.
- Fenoglio, M., Salvo, A., Estallo, E. 2009. Effects of urbanisation on the parasitoid community of a leafminer. – Acta Oecologica 35, lk 318–326.
- Filippov, M. 2009. Nahkhiirte elupaigad on jäänud kaitseta. – Ilmajaam. <http://www.ilmajaam.ee/90106/nahkhiirte-elupaigad-on-jaanud-kaitseta/> (26.04.2012).
- Gathmann, A., Greiler, H.-J., Tschantke, T. 1994. Trap-nesting bees and wasps colonizing set-aside fields: succession and body size, management by cutting and sowing. – Oecologia 98, lk 8–14.
- Glendell, M., Vaughan, N. 2002. Foraging activity of bats in historic landscape parks in relation to habitat composition and park management. – The Zoological Society of London. Animal Conservation 5, lk 309–316.
- Grišakov, Ü. 2012. Eesti maastike tundlik planeerija. – Tammet, T. (toim.) Eesti parkide almanahh 3. Tallinn: Keskkonnaministeerium, Muinsuskaitseamet, lk 49–52.
- Gustafsson, L. 2002. Presence and Abundance of red-Listed Plant Species in Swedish Forests. – Conservation Biology 16, lk 377–388.
- Gothein, M. L. 1914. Geschichte der Gartenkunst. I, II. In Jena: Bei Eugen Diederichs.
- Haller, B. 1931. Andmeid võõramaa puuliikide kasvatamisvõimaluste kohta välismaal ja Eestis. Tartu: Eesti Metsanduse Aastaraamat V, lk 170–198.
- Hansar, L. 2007. 20. sajandi arhitektuur. – Jänes-Kapp, K., Randma, E., Soosaar, M. (toim.) Saaremaa. 2. Ajalugu, majandus, kultuur. Tallinn: Koolibri, lk 867–903.
- Hansen, V. 2006. Looduskaitse asutused. – Tõnisson, A. (koost.) Esimene Eesti Looduskaitse seadus. Tallinn: Huma, Eesti Looduskaitse Selts, lk 46–51.
- Hanso, M. 2006. Süütu kottseen ja ohtlik jalakahaigus. – Metsaleht 11 (82), 30. november.

- Heidegger, M. 2002. Kunstiteose algupära. Tartu: Ilmamaa.
- Hein, V. 1966. Sammalde mõju mõnede niidutaimede seemnelisele uuenemisele. – Eesti NSV TA Toimetised. Bioloogiline seeria 15 (4), lk 551–558.
- Hein, A. 1996. Palmse. Tallinn: Hattorpe.
- Hein, A. 1998. Vanad mõisasüdamed vääristavad maastikku. – Eesti Loodus 5/6, lk 270–272.
- Hein, A. 1999. Viljandimaa mõisad. Tallinn: Hattorpe.
- Hein, A. 2003. Eesti mõisaarhitektuur. Historitsismist juugendini. Tallinn: Hattorpe.
- Hein, A. 2004. Albu. Lisandeid ühe 18. sajandi mõisamaja portreele. – Kunst 1, lk 82–88.
- Hein, A. 2007. Aed ja aeg. – Abner, O., Konsa, S., Lootus, K., Sinijärv, U. (koost.) Eesti pargid 1. Tallinn: Keskkonnaministeerium, Muinsuskaitseamet, Varrak, lk 15–87.
- Hein, A. 2009. Tallinna suvemõisatest. Ja Kosest eelkõige. – Tammet, T. (toim.) Eesti parkide almanahh 2. Tallinn: Keskkonnaministeerium, Muinsuskaitseamet, lk 10–25.
- Hellström, K. 2010. Maastikuhooldus. Tallinn: Argo.
- Hermy, M., Cornelis, J. 2000. Towards a monitoring method and a number of multifaceted and hierarchical biodiversity indicators for urban and suburban parks. – Landscape and Urban Planning 49, lk 149–162.
- Hobhouse, P. 2006. Aianduse ajalugu. Tallinn: Varrak.
- Hupel, A. W. 1777. Topographische Nachrichten von Lief- und Estland. Riga: J. Fr. Hartknoch.
- Häyrynen, M. 2009. Kaivopuisto: ühe avaliku pargi elukaar. – Külvik, M., Maiste, J. (toim.) Park on paradiis looduses ja kunstis. Tartu: Eesti Maaülikool, lk 246–255.
- ICOMOS-UK 1999. Guidelines on Archaeology in the Management of Gardens, Parks and Estates. London: ICOMOS-UK.
- Ilus, A., Kasepalu, A., Pank, M., Rauniste, V. 2007. Põllumajandus. – Jänes-Kapp, K., Randma, E., Soosaar, M. (toim.) Saaremaa. 2. Ajalugu, majandus, kultuur. Tallinn: Koolibri, lk 459–525.
- Ingerpuu, N. ja Vellak, K. 1998. Eesti sammalde määraja. Tartu: Eesti Loodusfoto.
- Ingerpuu, N., Vellak, K. 2000. Kivisamblad. – Eesti Maaparandajate Seltsi toimetised 4, lk 40–42.
- Ingerpuu, N., Kull, K., Vellak, K. 1998. Brophyte vegetation in a wooded meadow: relationships with phanerogam diversity and responses to fertilisation. – Plant Ecology 134, lk 163–171.
- Ingerpuu, N. 2004. Samblad. – Kukk, T. (koost.) Pärandkooslused. Õpik-käsiraamat. Pärandkoosluste kaitse ühing. Tartu, lk 131–135.
- Jellicoe, G., Jellicoe, S., Goode, P., Lancaster, M. 1986. The Oxford Companion to Gardens. Oxford, New York: Oxford University Press.
- Jokilehto, J. 2010. Arhitektuuri konserveerimise ajalugu. Tallinn: Eesti Kunstiakadeemia.
- Jokimäki, J. 1999. Occurrence of breeding bird species in urban parks: Effects of park structure and board-scale variables. – Urban Ecosystems 3, lk 21–34.
- Jong, E. 2007. The Garden and Aesthetics. – Veggel, G., Giele, M., Veggel, G. J. (ed.) New Growth from Old Roots. A Democratic 21st Century Garden for Oranienbaum? Amsterdam, Dessau: Kulturstiftung DessauWörlitz, lk 38–45.
- Jonsell, M., Weslien, J., Ehnström, B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. – Biodiversity and Conservation 7, lk 749–764.
- Järve, S. 2006. Puuseened pargi ja ilupuudel. Tallinn: Maalehe Raamat.
- Järve, S. 2012. Linna- ja pargipuid hinnaku ning hooldagu arboristid. – Eesti Loodus 4, lk 17–19.

- Jüriado, I., Paal, J., Liira, J. 2003. Epiphytic and epixylic lichen species diversity in Estonian natural forests. – *Biodiversity and Conservation* 12, lk 1587–1607.
- Jüriado, I., Suija, A., Liira, J. 2006. Biogeographical determinants of lichen species diversity on islets in the West-Estonian Archipelago. – *Journal of Vegetation Science* 17, lk 125–134.
- Jüriado, I., Liira, J. 2009. Distribution and habitat ecology of the threatened forest lichen *Lobaria pulmonaria* in Estonia. – *Folia Cryptogamica Estonia* 46, lk 55–65.
- Jüriado, I., Liira, J., Paal, J., Suija, A. 2009. Tree and stand level variables influencing diversity of lichens on temperate broad-leaved trees in boreo-nemoral floodplain forests. – *Biodiversity and Conservation* 18, lk 105–125.
- Jüriado, I., Suija, A. 2011. Samblike erakordne liigirikkus. – *Eesti Loodus* 5, lk 32–33.
- Jüriado, I., Karu, L., Liira, J. 2012. Habitat conditions and host tree properties affect the occurrence, abundance and fertility of the endangered lichen *Lobaria pulmonaria* in wooded meadows of Estonia. – *The Lichenologist* 44 (2), lk 263–276.
- Jürivete, U., Õunap, E. 2008. Eesti liblikad. Tallinn: Eesti Lepidopteroloogide Selts.
- Kaaver, A. 2003. Maastikuaednik Georg Kuphaldt. Tallinn: Keskkonnainvesteeringute Keskus.
- Kalamees, K. (toim.) 2000. Eesti seenestik. Tartu: EPMÜ ZBI. <http://www.scribd.com/doc/46092067/Eesti-Seenestik> (12.05.2012).
- Kalamees, K. 2004. Seenestik. – Kukk, T. (koost.) Pärandkooslused. Õpik-käsiraamat. Tartu: Pärandkoosluste kaitse ühing, lk 136–142.
- Kalamees, K., Liiv, V. 2005. 400 Eesti seent. Tartu: Eesti Loodusfoto.
- Kalda, A. 1960. Eesti NSV laialehiste metsade taimkate. – TRÜ toimetised 93. Botaanikaalased tööd 4. Tartu, lk. 120–156.
- Kalda, A. 1962. Laialehised metsad Eestis. – Rebane, H. (toim.) Salumetsade majandamise küsimusi. Tartu, lk 129–135.
- Kalda, A., Kannukene, L. 1966. Muutused sammalkattes looduslike niitude pealtparandamisel. – ENSV Teaduste Akadeemia toimetised. Bioloogiline seeria 15, lk 46–60.
- Kalda, A., Randlane, T., Paal, T., Saag, A. 2004. Väike sammalde ja samblike raamat. AS Bit.
- Kalm, M. 2007. Ilus ja härrandlik Eesti. – Sarapik, V. (toim.) Kunstiteaduslikke Uurimusi. Tallinn: Eesti Kunstiteadlaste Ühing 3[16], lk 120–123.
- Kaplinski, J. 2001. Puusõda: semiootika ja demokraatia. – *Sirp*, 17. august.
- Kask, M. 1969. Perekond sirel – *Syringa*. – Eesti NSV floora IV. Tallinn: Valgus, lk 386–395.
- Kask, H. 2008. Jämaja kihelkonna ja Torgu valla koolielust. – *Torgu valla leht* 9 (161).
- Kendle, T., Forbes, S. 1997. Urban nature conservation: landscape management in the urban countryside. London: E&FN Spon.
- Kenkmaa, R., Vilbaste, G. 1965. Tallinna bastionid ja haljasalad. Tallinn: Eesti Raamat.
- Kennedy, C.E.J., Southwood, T.R.E. 1984. The number of species of insects associated with British trees: a re-analysis. – *Journal of Animal Ecology* 53, lk 455–478.
- Keppart, V. 2002. Pargis laiub roheline kõrb. – *Maaleht*, 10. oktoober.
- Keppart, V. 2006. Rohealade loodushoid. – *Keskkonnakaitse: looduskaitse*. Tallinn: Ilo, lk 144–153.
- Keppart, V. 2009. Parkide elurikkusest. – *Eesti parkide almanahh* 2. Tallinn: Keskkonnaministeerium, Muinsuskaitseamet, lk 92–97.
- Keppart, V. 2011a. Põlispuid parkides: elurikkuse hoidjad. – *Eesti Loodus* 8, lk 39–43.
- Keppart, V. 2011b. Liigikaitse parkides ja vastav hoolduse aeg. – *Nutt. N.* (koost.) Pargi hoolduskava koostamise juhend. Tartu: Keskkonnaamet, lk 53.

- Keppart, V. 2011c. Linnuliigi pesapaigad. – Nutt. N. (koost.) Pargi hoolduskava koostamise juhend. Tartu: Keskkonnaamet, lk 54.
- Kiili, J. 1996. Kahepaiksed ja roomajad. Tallinn: Tallinna Pedagoogikaülikool.
- Kingston, N., Lynn, D.E., Martin, J.R., Waldren, S. 2003. An overview of biodiversity features in Dublin city urban parklands. – *Management of Environmental Quality: An International Journal*. Vol. 14 No. 5, lk 556–570.
- Kirk, A. 1990. Eesti imetajad. Tartu: Tartu Ülikool.
- Klinge, J. 1883. Die Holzewächse von Est, Liv- und Curland. Dorpat: Verlag von C. Mattiesen.
- Kodres, K. (toim.) 2005. Eesti kunsti ajalugu 2. Tallinn: Eesti Kunstiakadeemia.
- Kohv, K. 2010. Surnud puit ja elurikkus. – *Eesti Mets* 3, lk 34–38.
- Konsa, S. 2004. Kultuuripärand maastikus. – *Kunst* 1, lk 80–81.
- Kontkanen, H., Nevalainen, T., Lõhmus, A. 2004. Röövlinnud ja metsamajandus. Tallinn: Eesti Entsüklopeediakirjastus.
- Konvicka, M., Kadlec, T. 2011. How to increase the value of urban areas for butterfly conservation? A lesson from Prague nature reserves and parks. – *European Journal of Entomology* 108, lk 219–229.
- Kukk, T., Kull, K. 1997. Puisniidud. Estonia Maritima. Lääne-Eesti Saarestiku Biosfääri Kaitseala väljaanne.
- Kukk, T. 1999. Eesti taimestik. Tartu–Tallinn: Teaduste Akadeemia Kirjastus.
- Kukk, T. (toim.) 2004. Pärandkooslused. Õpik-käsiraamat. Tartu: Pärandkoosluste Kaitse Ühing.
- Kukk, T., Kull, T. (toim.) 2005. Eesti taimede levikuatlas. Tartu: Eesti Maaülikooli põllumajanduse- ja keskkonnainstituut.
- Kull, K., Zobel, M. 1991. High species richness in an Estonian wooded meadow. – *Journal of Vegetation Science* 2, lk 715–718.
- Kull, K., Zobel, K. 1995. Kas on veel ruumi? Ei, kõik on täis. – *Eesti Loodus* 2, lk 33–35.
- Kull, K., Kukk, T., Kull, T. 2001. Eesti taimede must raamat. – *Eesti Loodus* 5, lk 170–173.
- Kull, T. (koost.) 2005. Invasiivsed võõrliigid Eestis. Tallinn: Keskkonnaministeerium.
- Kull, K. 2009. Võõras ja oma pargis. – Külvik, M., Maiste, J. (toim.) *Park on paradiis looduses ja kunstis*. Eesti Maaülikool, lk 342–351.
- Kumari, E. 1984. Eesti lindude välimääraja. Tallinn: Valgus.
- Kuusinen, M., Penttinen, A. 1999. Spatial pattern of the threatened epiphytic bryophyte *Neckera pennata* at two scales in a fragmented boreal forest. – *Ecography* 22, lk 729–735.
- Käärt, U. 2009. Parkide uuendamine seab kakud löögi alla. – *Eesti Päevaleht Online* <http://forte.delfi.ee/news/teadus/article.php?id=20950473> (4.04.2012).
- Külvik, M., Maiste, J. (toim.) 2009. *Park on paradiis looduses ja kunstis*. Tartu: Eesti Maaülikool.
- Künnapu, L., Maiste, J. 2007. Kuressaare linn rajamisest 20. sajandini. – Jänes-Kapp, K., Randma, E., Soosaar, M. (toim.) *Saaremaa. 2. Ajalugu, majandus, kultuur*. Tallinn: Koolibri, lk 847–866.
- Laane, M. 2000. Balti metsateaduse ja dendroloogia suurkuju Friedrich Maximilian Oscar von Sivers ja temaga seotud isikud. – Kasesalu, H. (koost.), Tamm, Ü. (toim.) *Dendrooloogilised uurimused Eestis II*. Tallinn: EPMÜ Metsanduslik Uurimisinstituut, lk 235–244.
- Laas, E. 1998. Puittaimede introduktiooni ja dendroloogia areng Eestis. – Meikar, T. (koost.) *Teaduse ajaloo lehekülgi Eestist XII*. Tallinn: Teaduste Akadeemia Kirjastus, lk 36–87.

- Lanzmanis, J. 1978. Rundali lossiansambli restaureerimine. – *Ehitus ja Arhitektuur* 2, lk 39–40.
- Lancmane, L. 2009. Rundäle. Palee pargis. – Külvik, M., Maiste, J. (toim.) *Park on paradiis looduses ja kunstis*. Tartu: Eesti Maaülikool, lk 170–179.
- Lefebvre, H. 1996. *The Production of Space*. Oxford, Cambridge: Blackwell.
- Lehari, K. 2001. Loodus, keskkond või maastik? – Palang, H., Sooväli, H. (toim.) *Maastik: loodus ja kultuur. Maastikukäsitlusi Eestis*. Tartu: Tartu Ülikooli geograafia instituut, lk 67–73.
- Leht, M. (toim.) 2010. *Eesti taimede määraja*. Tartu: Eesti Maaülikool.
- Leppik, E., Jüriado, I. 2008. Factors important for epiphytic lichen communities in wooded meadows of Estonia. – *Folia Cryptogamica Estonica* 44, lk 75–87.
- Leppik, E., Jüriado, I. & Liira, J. 2011. Changes in stand structure due to the cessation of traditional land use in wooded meadows impoverish epiphytic lichen communities. – *Lichenologist* 43, lk 257–274.
- Leuhin, I. 2001. Haljasalade tähtsus meie linnustikule. – Tamm, H. (toim.) *Linnade haljastud ja nende kaitse*. Tartu–Tallinn: Teaduste Akadeemia Kirjastus, lk 33–41.
- Lévi-Strauss, C. 1996. *The savage mind: (La pensée sauvage)*. Oxford, New York: Oxford University Press.
- Lihhatšov, D. 1982. *Poezija sadov. K semantike sadovo-parkovõh stilei*. Leningrad.
- Lihhatšov, D. 2001. Mõned mõtted aedade ja parkide restaureerimisest. – *Sirp*, 15. juuni.
- Liira, J., Sepp, T. 2009. Indicators of structural and habitat natural quality in boreo-nemoral forests along the management gradient. – *Annales Botanici Fennici* 46, lk 308–325.
- Liira, J., Lõhmus, K., Tuisk, E. 2012. Old manor parks as potential habitats for forest flora in agricultural landscapes of Estonia. – *Biological Conservation* 146, lk 144–154.
- Liira, J. 2012. Mõisaparkide loodusväärtus kaasaegses maastikus. – Tammet, T. (toim.) *Eesti parkide almanahh 3*. Tallinn: Keskkonnaministeerium, Muinsuskaitseamet, lk 70–73.
- Liiv, S. (koost.) 2010. *Samblike, sammalde ja puuseente püsinäitus*. Tallinna Botaanikaaed.
- Lootus, K. 1985. Ajalooliste parkide ja haljasalade regenereerimisest. – *Ehitus ja Arhitektuur* 1/2. Tallinn: Eesti Ehitusministeerium, lk 91–95.
- Lootus, K. 2012. Kuhupoole tüürida? Mõtteid viimasel viiel aastal Austrias ja Saksamaal toimunud rahvusvahelistest pargisümposioonidest. – Tammet, T. (toim.) *Eesti parkide almanahh 3*. Tallinn: Keskkonnaministeerium, Muinsuskaitseamet, lk 53–54.
- Luha, A., Blumfeldt, E., Tammekann, A. (toim.) 1934. *Saaremaa. Maadeteaduslik, majanduslik ja ajalooline kirjeldus*. Tartu: Eesti Kirjanduse Selts.
- Luhamaa, H., Ikonen, I., Kukk, T. 2001. Läänemaa pärandkooslused. Seminatural communities of Läänemaa County, Estonia. *Pärandkoosluste Kaitse Ühing*, Tartu–Turku.
- Luik, H. 1982. Pargid ja tänapäev. – *Ehitus ja Arhitektuur* 1, lk 2.
- Lutsar, L. 2009a. Nahkhiired Eesti parkides. – Tammet, T. (toim.) *Eesti parkide almanahh 2*. Tallinn: Keskkonnaministeerium, Muinsuskaitseamet, lk 98–100.
- Lõhmus, P. 2003. Composition and substrata of forest lichens in Estonia: a meta-analysis. – *Folia Cryptogamica Estonica* 40, lk 19–38.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. New Jersey: Princeton University Press.
- MacDonald, D., Barrett, P. 2002. *Euroopa imetajad*. Tallinn: Eesti Entsüklopeediakirjastus.
- Maes, B. 2002. Natural value and management of historic parks and gardens. – Sander, H., Tamm, Ü. (toim.) *Dendroloogilised uurimused Eestis III*. Tartu: Eesti Põllumajandusülikool, lk 243–250.

- Maiste, J. 1978. Mõisaarhitektuuri inventeerimise algus. – Ehitus ja Arhitektuur 2, lk 14–18.
- Maiste, J. 1996. Eestimaa mõisad. Tallinn: Kunst.
- Maiste, J. 2007a. Park kui ikoon. – Tammet, T. (toim.) Eesti parkide almanahh 1. Tallinn: Muinsuskaitseamet, Keskkonnaministeerium, lk 10–23.
- Maiste, J. 2007b. Saaremaa mõisaarhitektuur. – Jänes-Kapp, K., Randma, E., Soosaar, M. (toim.) Saaremaa. 2. Ajalugu, majandus, kultuur. Tallinn: Koolibri, lk 826–846.
- Maiste, J. 2008. Maastik kui ikoon ja ikooniline maastik. Kunstikriitiline ja kriitiline restaureerimine. – Nutt, N. (koost.) Parkide restaureerimine. Maastikuarhitektuuri toimetised I. Tallinn: Tallinna Tehnikaülikooli Tartu kolledž, lk 113–125 ja 133–143.
- Maiste, J. 2009. Põltsamaa aiariik. – Tammet, T. (toim.) Eesti parkide almanahh 2. Tallinn: Keskkonnaministeerium, Muinsuskaitseamet, lk 36–50.
- Maiste, J. 2011. Essee ilusast maastikust. Tallinn: Varrak.
- Maripuu, V. 2009. Maalambad pargimaastikke taastama ja hooldama! – Tammet, T. (toim.) Eesti parkide almanahh 2. Tallinn: Keskkonnaministeerium, Muinsuskaitseamet, lk 104–107.
- Marnell, F., P. Presetnik 2010. Protection of overground roosts for bats (particularly roosts in buildings of cultural heritage importance). EUROBATS Publication Series No. 4. UNEP / EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany. http://www.eurobats.org/publications/publication_series.htm (12.05.2012).
- Masing, V. 1971. Lindudest kalmistul ja linnas üldse. – Eesti Loodus 6, lk 343–349.
- Masing, V. 1984. Linnahaljastus ökoloogi vaatekohast. – Eesti Loodus 2, lk 66–74.
- Masing, V. (koost.) 1992. Ökoloogialeksikon. Tallinn: Eesti Entsüklopeediakirjastus.
- Masing, V. 2001. Haljastud linna ökosüsteemis. – Tamm, H. (toim.) Linnade haljastud ja nende kaitse. Eesti TA Looduskaitse Komisjoni 37. ettekannete päeva materjalid. Tartu–Tallinn: Teaduste Akadeemia Kirjastus, lk 7–14.
- Masing, M., Keppart, V. Lutsar, L. 2008. Tegevuskava nahkhiirte kaitse korraldamiseks aastaks 2005–2009. – Eesti ulukid nr 10. Eesti Terioloogia Selts.
- McFrederick, Q.S., LeBuhn, G. 2006. Are urban parks refuges for bumble bees *Bombus* spp. (*Hymenoptera: Apidae*)? – Biological Conservation 129, lk 372–382.
- McIntyre, N. 2000. Ecology of Urban Arthropods: A Review and Call to Action. – Annals of the Entomological Society of America 93(4), lk 825–835.
- Meschede, A. 2005. Nahkhiired metsades. Informatsioon ja soovitusd metsatöötajatele. Tõlge inglise keelest ja pt “Nahkhiired Eesti metsades” Masing, M. Tartu.
- Mežaka, A., Brūmelis, G., Piterāns, A. 2008. The distribution of epiphytic bryophyte and lichen species in relation to phorophyte characteristics in Latvian natural old-growth broad leaved forests. – Folia Cryptogamica Estonica 44, lk 89–99.
- Miller, R. 2005. Biodiversity conservation and the extinction of experience. – Trends in Ecology and Evolution. Vol. 20 No. 8, lk 430–434.
- Milton, J. 1751. Paradise lost: A poem in twelve books. London: Printed for J. & R. Tonson and S. Draper, T. Longman, S. Birt, E. Wicksted, C. Hitch, J. Hodges, B. Dodd, C. Corbet, J. Brindley, J. Oswald and J. Ward.
- Mitchell-Jones, A. J., Bihari, Z., Masing, M. & Rodrigues, L. 2007. Protecting and managing underground sites for bats. EUROBATS Publication Series No. 2 UNEP / EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany. http://www.eurobats.org/publications/publication_series.htm (12.05.2012).
- Mortimer, S. R. *et al.* 1998. Interactions between plant and insect diversity in the restoration of lowland calcareous grassland in southern Britain. – Applied Vegetation Science 1, lk 101–114.

- Mossige-Norheim, R. 1992. Restaureering som konst. Intervju med Sven-Ingvar Andersson. *Utblick Landskap* 3, lk 18–23.
- Mossige-Norheim, R. 1992. Parkens hemligheter. Intervju med Klaus Stritzke. *Utblick Landskap* 3, lk 24–28.
- Mossige-Norheim, R. 1992. Gör det med smak. Intervju med Walter Bauer. *Utblick Landskap* 3, lk 29–32.
- Mägi, M. 2007. Saaremaa muinasaeg 1500 e. Kr. – 600 p. Kr. – Jänes-Kapp, K., Randma, E., Soosaar, M. (toim.) Saaremaa. 2. Ajalugu, majandus, kultuur. Tallinn: Koolibri, lk 37–76.
- Mölder, A. 2010. Vanade pargipuude hooldamine. Luua.
- Napp, T. 2009. Kaitsealuste parkide rahastamine Keskkonnainvesteeringute Keskuse poolt. – Tammet, T. (toim.) Eesti parkide almanahh 2. Tallinn: Keskkonnaministeerium, Muinsuskaitseamet, lk 102–103.
- Newton, N. T. 1971. *Design on the Land. The Development of Landscape Architecture*. Cambridge, Massachusetts, London: Harvard University Press.
- Niemelä, T. 2001. Käävät Helsingin puissa. Helsinki: Helsingin kaupungin rakennusvirasto.
- Niine, A. 1976. Vanade parkide korrastamine. – Haljastaja käsiraamat. Tallinn: Valgus, lk 182–183.
- Nurme, S. 2008. Restaureerida või rekonstrueerida? – Nutt, N. (koost.) Parkide restaureerimine. Maastikuarhitektuuri toimetised I. Tallinn: Tallinna Tehnikaülikooli Tartu kolledž, lk 225–267.
- Nurme, S., Paju, K.-M. 2009. Pargitaimestiku hooldus. Tallinn: Muinsuskaitseamet.
- Nutt, N. (koost.) 2008. Parkide restaureerimine. Maastikuarhitektuuri toimetised I. Tallinn: Tallinna Tehnikaülikooli Tartu kolledž, lk 75–93.
- Nutt, N. 2011a. Pargi hoolduskava koostamise juhend. Tartu: Keskkonnaamet.
- Nutt, N. (toim.) 2011b. *Acta architecturae naturalis* / Maastikuarhitektuurseid uurimusi. Tallinna Tehnikaülikool.
- Nyholm, E. 1963. *Illustrated Moss Flora of Fennoscandia. II. Musci. Fasc. 5*. Lund: CWK Gleerup.
- Paal, J. 1997. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Tartu Ülikooli Botaanika ja Ökoloogia Instituut. Tallinn: Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus.
- Paal, J. 2007. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat. Tallinn: Auratrükk.
- Paivel, A. 1960a. Mõnede maaparkide olukorrast. – Sotsialistlik Põllumajandus 8, lk 364–366.
- Paivel, A. 1960b. Haljastamiseks sobivaid võõrpuuliike Eesti NSV-s. – Sündema, S. (toim.) Linnade ja asulate haljastamine. Tallinn: ENSV Teaduste Akadeemia Eksperimentaalbioloogia Instituut, lk 70–77.
- Paivel, A. 1960c. Pargid ja dendraariumid. – Kumari, E. (toim.) Looduskaitse teatmik. Tallinn: Eesti Riiklik kirjastus, lk 191–205.
- Paivel, A. 1968. Võõrpuuliikide introduksioonist ja selle perspektiividest Eesti NSV-s. – Paju, V. (toim.) Taimede introduksioonist Eesti NSV-s. Tallinna Botaanika uurimused. Tallinn: Valgus, lk 5–16.
- Paju, V., Saar, M. 1988. Rohustud pargis. Kadrioru. Loss ja park. Tallinn: Valgus, lk 135–142.
- Palang, H., Mander, Ü. 2000. Maastiku muutused Eestis. – Frey, T. (toim.) Kaasaegse ökoloogia probleemid VIII: Loodusteaduslikud ülevaated Eesti Maa päeval. Eesti VIII Ökoloogiakonverentsi lühiartiklid. Tartu: Teadusühing IM SAARE.
- Palm, P. 2011. Eesti looduskaitsealuste parkide puittaimestik 19.–21. sajandil. Soovituslik nimekiri liikidest, mida kasutada ajalooliste parkide restaureerimisel. – Nutt,

- N. (toim.) *Acta architecturae naturalis* / Maastikuarhitektuurseid uurimusi. Tallinna Tehnikaülikool, lk 57–70.
- Palm, P. 2012. Enam levinud puittaimed Eesti ajaloolistes parkides. – Tammet, T. (toim.) Eesti parkide almanahh. Tallinn: Keskkonnaministeerium, Muinsuskaitseamet, lk 95–96.
- Parnabas, A. 1978. Teeme pargid korda, uuendame neid. – Sotsialistlik Põllumajandus 18, lk 858–860.
- Pau, R. 2007. Load ja keelud kaitsealustes parkides. – Tammet, T. (toim.) Eesti parkide almanahh. Tallinn: Muinsuskaitseamet, Keskkonnaministeerium, lk 70–72.
- Petersen, W. 1927. Eesti päevaliblikad. Tartu: Loodus.
- Pesti, O., Rikas, K. 1991. Saaremaa ajaloo- ja kultuurimälestised. Tallinn: Olion.
- Philippot, P. 1996a. Restoration from the Perspective of the Humanities. Historical and Philosophical Issues in the Conservation of Cultural Heritage. Los Angeles: The Getty Conservation Institute, lk 216–229.
- Philippot, P. 1996b. Historic Preservation: Philosophy, Criteria, Guidelines, I. Historical and Philosophical Issues in the Conservation of Cultural Heritage. Los Angeles: The Getty Conservation Institute, lk 268–274.
- Plath, U. 2011. Sinneslandchaften. Die Bedeutung der Sinne bei der Beschreibung baltischer Landschaften und Kulturen (1750–1850). – Lukas, L., Plath, U., Tüür, K., Undusk, J. (toim.) Umweltphilosophie und Landschaftsdenken im baltischen Kulturraum / Environmental philosophy and landscape thinking. Tallinn: Underi ja Tuglase Kirjanduskeskus, lk 74–110.
- Port, J. (toim.) 1934. Tegeliku aianduse ja mesinduse käsiraamat I. Tartu: Loodus.
- Pukk, A. 1960. Vanade parkide olukorrast ja selle parandamise abinõudest. – Sündema, S. (toim.) Linnade ja asulate haljastamine. Tallinn: ENSV Teaduste Akadeemia Eksperimentaalbioloogia Instituut, lk 35–47.
- Putkonen, L. (toim.) 1993. Kansallismaisema. Helsinki: Ympäristöministeriö, Alueidenkäytön osasto.
- Raam, V. (toim.) 1996. Eesti arhitektuur 2. Läänemaa, Saaremaa, Hiiumaa, Pärnumaa, Viljandimaa. Tallinn: Valgus.
- Pärtel, M. Helm, A. Roosalu, E. Zobel, M. 2007. Bioloogiline mitmekesisus Eesti poollooduslikes ökosüsteemides. – Punning, J.-M. (toim.) Keskkonnauuringute nüüdisprobleeme. Tallinna Ülikooli Ökoloogia Instituut, Tallinn, lk 223–302.
- Randlane, T. 2004. Samblikud. – Kuk, T. (koost.) Pärandkooslused. Õpik-käsiraamat. Tartu: Pärandkoosluste Kaitse Ühing, lk 143–148.
- Randlane, T. ja Saag, A. 2004. Eesti pisisamblikud. Tartu Ülikooli Kirjastus, Tartu.
- Randlane, T., Saag, A., Martin, L., Timdal, E., Nimis, P. L. 2011. Eesti puudel kasvavad suursamblikud. Tartu Ülikool.
- Rannap, R. 2004. Euroopa haruldused Eestis – harivesilik. – Eesti Loodus 7, lk 26–27.
- Rannap, R., Lõhmus, A., Briggs, L. 2009. Restoring ponds for amphibians: a success story. – Hydrobiologia 634, lk 87–95.
- Rannap, R. 2011. Elu kaladeta tiigis. – Loodusesõber 4, lk 30–35.
- Rannap, R., Lõhmus, A., Linnamägi, M. 2012. Geographic variation in habitat requirements of two coexisting newt species in Europe. – Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae 58, lk 69–86.
- Ranniku, V. 1982. Kas me vajame vanu parke? – Ehitus ja Arhitektuur 1, lk 20–22.
- Raupp, J., Shrewsbury, P. M., Herms, D. A. 2010. Ecology of Herbivorous Arthropods in Urban Landscapes. – Annual Review of Entomology 55, lk 19–38.
- Rea, B. 1959. Pärnu linna linnustikust. – Eesti NSV Teaduste Akadeemia juures asuva

- Loodusuurijate Seltsi aastaraamat. 52. köide, lk 171–180.
- Renno, O. (koost.) 1993. Eesti linnuatlas. Eesti haudelindude levikuatlas. Eesti Teaduste Akadeemia, Zooloogia ja Botaanika Instituut, Eesti Looduseuurijate Selts. Tallinn: Valgus.
- Rootsmäe, L., Veroman, H. 1974. Eesti laululinnud. Tallinn: Valgus.
- Rose, F. & Harding, P. T. 1978. Pasture and woodlands in Lowland Britain and their importance for the conservation of the epiphytes and invertebrates associated with old trees. Nature Conservancy Council & The Institute of Terrestrial Ecology.
- Rose, F. 1992. Temperate forest management: its effects on bryophyte and lichen floras and habitats. – Bates, J. W. & Farmer, A. M. (eds) Bryophytes and Lichens in a Changing Environment. Oxford: Clarendon Press, lk 211–233.
- Rosenberg, T. 1994. Eesti mõisad. Eesti Ajalooarhiiv. Tallinn: Olion.
- Ross, S. 1995. Gardens, Earthworks and Environmental Art. Landscape, Natural beauty and the Arts. Cambridge: University Press, pp 158–182.
- Ross, S. 2001. What Gardens Mean. Chicago, London: University of Chicago Press.
- Rullingo, A. 2001. Muhumaa. Loodus, aeg, inimene. Tallinn: Eesti Entsüklopeedia-kirjastus.
- Ruskin, J. 1988. The Seven Lamps of Architecture. London: National Trust.
- Rühl, A. 1926. Pärnumaal leiduvatest võõramaa puuseltsidest (Über die fremdländischen Gehölze des Kreises Pernau). – Tartu Ülikooli Metsaosakonna toimetised nr 9. Ülikooli Õppemetsakonna väljaanne. Tartu: Trükikoda Ed. Bergmann.
- Saar, M.-H. 1991. Rohttaimekoosluste inimtegevusele vastupidavuse uurimine Tallinna Botaanikaaias. – Eensaar, A. jt (toim.) Tallinna Botaanikaia uurimused IV. Botaanika ja ökoloogia. Tallinn, 36–42.
- Saar, M. 1995. Muru rajamine ja korrashoid. Tallinn.
- Saar, M. 1996. Looduslikud murud. Tallinn: Maalehe Raamat.
- Saar, M. 2006. Rohumaad puhkemaastiku elemendina. – Bender, A. (koost.) Eritüübiliste rohumaade rajamine ja kasutamine. II köide. Eesti Vabariigi Põllumajandusministeerium, Jõgeva Sordiaretuse Instituut. Tartu Ülikooli Kirjastus, lk 603–632.
- Saar, M. 2009. Kauni muru saladus. Tallinn: AS Ajakirjade Kirjastus.
- Sammul, M., Lõhmus, A. (toim.) 2005. Sissejuhatus ökoloogilisse taastamisse. – Ökoloogiline taastamine. Eesti Looduseuurijate Seltsi 83. aastaraamat. Tartu: Eesti Looduseuurijate Selts, lk 7–24.
- Sander, H. (toim.) 1997. Saaremaa looduskaitsealuste arboreetumite ja parkide dendrofloora (1952–1996). Eesti dendrofloora uuringud I. Tallinn.
- Sander, H. 2000. Ülevaade Eduard Viiroki mõningatest töödest. An Overview of some Works of Eduard Viirok. Eesti dendrofloora uuringud V. Researches of woody plants of Estonia V. Tallinn: EPMÜ Metsanduslik Uurimisinstituut.
- Sander, H., Paal, T., Meikar, T., Läänelaid, A., Abner, O., Elliku, J. 2003. Eesti pargid maastiku ja taimestiku liigirikkuse mitmekesisajatena. – Frey, T. (toim.) Kaasaegse ökoloogia probleemid: Eesti ökoloogia globaliseeruv maailmas. Eesti IX ökoloogiakonverents 11.–12. aprill 2003. Tartu: Teadusühing IM Saare, lk 294–302.
- Sander, H., Elliku, J., Roht, U. 2006. Levinumate võõroksapuude introduksioon ning metsistumine Eestis. – Sammul, M. (toim.) Eesti Looduseuurijate Seltsi aastaraamat 84. Tartu: Eesti Looduseuurijate Selts, lk 159–184.
- Sander, H., Elliku, J., Roht, U. 2008. Eesti parkide ja kollektsioonide levinumate võõrlehtpuude ja -põõsaste introduksioonist ja metsistumisest. – Magnus, R. (toim.) Eesti Looduseuurijate Seltsi aastaraamat 85. Tartu: Eesti Looduseuurijate Selts, lk 78–100.
- Sander, H. 2008. Ilmus monograafia Saaremaa metsandusest. – Meie Maa, 18. märts.

- <https://www.meiema.ee/index.php?content=artiklid&sub=3&artid=22915&selyear=2011&selmonth=8> (10.10.2012).
- Sander, H. 2009. Võõrokaspuud 19. sajandi Eestis. – Külvik, M., Maiste, J. (toim.). Park on paradiis looduses ja kunstis. Tartu: Eesti Maaülikool, lk 198–215.
- Sang, A., Teder, T. 2005. Päevaliblikate populatsioonide taastamisest. – Sammul, M., Lõhmus, A. (toim.) Ökoloogiline taastamine. Eesti Looduseuurijate Seltsi 83. aastaraamat. Tartu: Eesti Looduseuurijate Selts, lk 192–207.
- Savard, J.-P. L., Clergeau, P., Mennechez, G. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. – *Landscape and Urban Planning* 48, lk 131–142.
- Semm, M., Mikk, M., Elts, J., Lohtaja, S. 2003. Põllumajandusmaastike loodushoid: soovitusi talunikele igapäevasteks töödeks. Tartu: Eesti Ornitoloogiaühing.
- Sepp, T., Liira, J. 2009. Vanade salumetsade rohurinde koosseis ja seda mõjutavad tegurid. – *Forest Studies* 50, lk 23–41.
- Sepp, K. 2009. Park maastikus. – Külvik, M., Maiste, J. (toim.) Park on paradiis looduses ja kunstis. Tartu: Eesti Maaülikool, lk 216–225.
- Schultz, H. 1926. Pargid ja haruldased puud Eestis. *Eesti Mets* 4, lk 76–79, 5, lk 107–112, 6, lk 132–133.
- Sibul, K. 2010. Arengud konserveerimise terminoloogias. – Sibul, K. (toim.) *Renovatum 2010*. Tallinn: Ennistuskoda Kanut, lk 146–148. http://www.kanut.ee/Renovatum2010/renovatum_2010_a.pdf (11.04.2012).
- Siemann, E. 1998. Experimental tests of effects of plant productivity and plant diversity on grassland arthropod diversity. – *Ecology* 79, lk 2057–2070.
- Sinijärv, U., Konsa, S., Lootus, K. 2001. Soovitusi ajalooliste parkide hooldamiseks ja taastamiseks. Tallinn: Keskkonnaministeerium.
- Sinijärv, U., Konsa, S. 2007. Parkide kaitsest. Kaitsealuste parkide piiride määramisest. – Tammet, T. (toim.) *Eesti parkide almanahh 1*. Tallinn: Muinsuskaitseamet, Keskkonnaministeerium, lk 58–63.
- Sinijärv, U. 2008. Park in Time. Nature and Culture Intertwined. – Näripea, E., Sarapik, V. Tomberg, J. (eds) *Place and Location: Studies in Environmental Aesthetics and Semiotics VI*. Tallinn: The research group of cultural and literary theory, Estonian Literary Museum, Institute of Art History, Estonian Academy of Arts, Estonian Semiotics Association, lk 167–176.
- Sinijärv, U. 2009a. Aeg ja ruum Eesti mõisaparkides. – Randla, A. (toim.) *Aeg ja ruum: uue muinsuskaitse poole*. Muinsuskaitse ja restaureerimise osakonna väljaanded. Tallinn: Eesti Kunstiakadeemia, lk 56–67.
- Sinijärv, U. 2009b. Parkide kui elavate kunstiteoste restaureerimine. – Külvik, M., Maiste, J. (toim.) *Park on paradiis looduses ja kunstis*. Tartu: Eesti Maaülikool, lk 278–287.
- Sinijärv, U. 2009c. Vanade mõisaparkide restaureerimine. – Tammet, T. (toim.) *Eesti parkide almanahh 2*. Tallinn: Keskkonnaministeerium, Muinsuskaitseamet, lk 62–66.
- Sinijärv, U. 2012. Elurikkuse säilitamine ja suurendamine parkide taastamisel ja hooldamisel. – Tammet, T. (toim.) *Eesti parkide almanahh 3*. Tallinn: Keskkonnaministeerium, Muinsuskaitseamet, lk 74–78.
- Soorsk, M., Muru, L., Eelma, K. 2007. Turism ja puhkemajandus – Jänes-Kapp, K., Randma, E., Soosaar, M. (toim.) *Saaremaa. 2. Ajalugu, majandus, kultuur*. Tallinn: Koolibri, lk 754–794.
- Sterry, P. 2006. *Mis lind see on?* Tallinn: Varrak.
- Suuder, O. 2011. Inventory of manors – future of the past. – Maiste, J. (toim.) 2011. *Baltic Journal of Art History*. Autumn 2011/Spring 2012. Tartu: Tartu Ülikool, lk 77–86.

- Suur, A. 1940. Parkide-inspektori aruanne. – Vilbaste, G. (toim.) Looduskaitse II. Tallinn: Loodushoiu- ja Turismi-Instituut, lk 273–277.
- Särg, A. 2007. Saaremaa mõisad ja mõisnikud. Tallinn: Argo.
- Sündema, S. (toim.) 1960. Linnade ja asulate haljastamine. Tallinn: ENSV Teaduste Akadeemia Eksperimentaalbioloogia Instituut.
- Talvi, T. 2004. Putukad pärandkooslustel. – Kukkk, T. (koost.) Pärandkooslused. Õpik-käsiraamat. Tartu, Pärandkoosluste Kaitse Ühing, lk 149–162.
- Talvi, T. 2010. Eesti puisniidud ja puiskarjamaad. Hooldamiskava. Keskkonnaameti tellimisel koostatud juhendmaterjal. http://www.keskkonnaamet.ee/public/PLK/Lisa_3_Puisniitude_puiskarjamaade_hoolduskava_2011.pdf (14.05.2012).
- Tamm, H. 1972. Põhja-Eesti pargid. Tallinn: Valgus.
- Tamm, H. (koost.) 1998. Kadriorg. Loss ja park. Tallinn: Valgus.
- Tamm, H. 2007. Taimestik ja taimkate. – Tammet, T. (toim.) Eesti parkide almanahh 1. Tallinn: Muinsuskaitseamet, Keskkonnaministeerium, lk 92–97.
- Tamm, H. 2009. Pargikooslused. Taimede elukorraldus. – Külvik, M., Maiste, J. (toim.) Park on paradiis looduses ja kunstis. Tartu: Eesti Maaülikool, lk 192–197.
- Tammet, T. (toim.) 2007, 2009, 2012. Eesti parkide almanahh 1, 2, 3. Tallinn: Keskkonnaministeerium, Muinsuskaitseamet.
- Tammet, T. 2003. Eesti pargi- ja aiaarhitektuur 1920.–30. aastatel. Eesti Kunstiakadeemia toimetised. 11. Tallinn: Eesti Kunstiakadeemia.
- Tammoja, N., Brafmann, E. 1982. Parkide projekteerimine ja ehitamine aastail 1945–1980. – Ehitus ja Arhitektuur 1. Tallinn: Eesti Ehitusministeerium, lk 45–46.
- Tarvel, E. 2007. Piiskopi- ja orduaeg 1227–1572. – Jänes-Kapp, K., Randma, E., Soosaar, M. (toim.) Saaremaa. 2. Ajalugu, majandus, kultuur. Tallinn: Koolibri, lk 77–142.
- The National Trust 2001. Rooted in History: Studies in Garden Conservation. London: The National Trust.
- Trass, H. ja Randlane, T. 1994. Eesti suursamblikud. Tartu: Greif.
- Tuul, K. 2006. Linnahaljastus: avalike alade kujundamise ja ehitamise käsiraamat. Tallinn.
- Tõrra, T. 2005. Samblikud õhusaaste indikaatoritena. – Eesti Loodus 9, lk 36–40.
- Undusk, J. 2011. Das baltische Pantheon in der Naturphilosophie. Baer, Uexküll, Ostwald und das Problem der Zeit. – Lukas, L., Plath, U., Tüür, K., Undusk, J. (toim.) Umweltphilosophie und Landschaftsdenken im baltischen Kulturraum / Environmental philosophy and landscape thinking. Tallinn: Underi ja Tuglase Kirjanduskeskus, lk 112–136.
- Uuetalu, H. 1990. Arhitektuuripärandi uurimine ja projekteerimine aastail 1978–88. – Masso, T. (toim.) Eesti Ehitusmälestised. Aastaraamat. Tallinn: Valgus, lk 3–9.
- Uustal, M., Kuldna, P., Peterson, K. 2010a. Elurikas linn. Linnaelustiku käsiraamat. SEI Tallinna väljaanne nr 15.
- Uustal, M., Peterson, K., Kuldna, P. 2010b. Bioloogilise mitmekesisuse säilitamine kohalikul tasandil. Tallinn: Säätva Eesti Instituut.
- Uustal, M. 2012. Pargilinnustiku kujundamine. – Tammet, T. (toim.) Eesti parkide almanahh 3. Tallinn: Keskkonnaministeerium, Muinsuskaitseamet, lk 66–69.
- Vaasa, A. 2012. Põõsad pargis. – Tammet, T. (toim.) Eesti parkide almanahh 3. Tallinn: Keskkonnaministeerium, Muinsuskaitseamet, lk 91–94.
- Vellak, K., Paal, J. 1999. Diversity of bryophyte vegetation in some forest types in Estonia: A comparison of old unmanaged and managed forest. – Biodiversity and Conservation 8, lk 595–1620.
- Veski, V., Niine, A. 1961. Vanade parkide uuendamine. – Ilupuud ja -põõsad. Tallinn: Eesti Riiklik Kirjastus, lk 286–288.

- Viirok, E. 1927a. Meie parkide seisukord. – Eesti Mets 7/8, lk 159–161.
- Viirok, E. 1927b. Puuliikidest mõnes Lõuna-Eesti pargis. – Eesti Mets 2, lk 32–34; 3, lk 52–54; 4, lk 80–83.
- Viirok, E. 1929. Ajaloolisi aedu ja puid Tallinnas. – Eesti Mets 10, lk 241–243.
- Viirok, E. 1932. Ülevaade Tallinna linna puistikest. – Tartu Ülikooli Metsaosakonna toimetused 22. Tartu.
- Viirok, E. 1937. Sangaste pargi puiskonnast. – Loodusvaatleja 3, 4.
- Vilberg, G. 1934. Endiste mõisaparkide kaitsest. – Eesti Mets 5, lk 185–186.
- Viollet-le-Duc, E. 1875–82. Dictionnaire raisonné de l'architecture française du Xie au XVIe siècle (10 vols). Paris: Morel.
- Watkins, J., Wright, T. 2008. The Management and Maintenance of Historic Parks, Gardens and Landscapes: The English Heritage Handbook. London: English Heritage.
- Wilson, J. B., Peet, R., Dengler, J., Pärtel, M. 2012. Plant species richness: the world records, – Journal of Vegetation Science, lk 796–802.
- Williams, P., Whitfield, J., Biggs, J., Bray, S., Fox, P., Sear, N., Sear, D. 2003. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. – Biological Conservation 115, lk 329–341.
- Winkler, F. 1899. Bericht über die Thätigkeit des Instructors des Ehstländischen Gartenbau-Vereins. Mitteilungen über die Wirksamkeit des Estländischen Gartenbau-Vereins zu Reval. Reval.
- Winkler, F. 1899. Aruanne Eestimaa Aiandusseltsi instruktori tegevusest. – Meikar, T. (toim.) 1999. Akadeemilise Metsaseltsi Toimetised X. Töid Eesti Metsanduse ajaloo II. Tartu: EPMÜ Metsandusteaduskond, lk 97–125.
- Wissman, J. 2006. Grazing regimes and plant reproduction in seminatural grasslands. Doctoral thesis. Acta Universitatis agriculturae Sueciae nr 2006:40. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences.
- Wright, G. H. 1996. Teadus, mõistus väärtus. Minerva öökull. Tallinn: Vagabund, lk 51–74.
- Öpik, E. 2007. Rootsi aeg Saaremaal. – Jänes-Kapp, K., Randma, E., Soosaar, M. (toim.) Saaremaa. 2. Ajalugu, majandus, kultuur. Tallinn: Koolibri, lk 164–201.
- Üprus, H. 1958. Hoolikamalt suhtuda pargikunsti säilitamisele. – Sirp ja Vasar, 14. veebruar.
- Üprus, H. 1960. Tänapäeva teenistuses. – Sirp ja Vasar, 30. september.
- Üprus, H. 1977. Mineviku tulevikust. – Sirp ja Vasar, 28. jaanuar.
- Üprus, H. 1978. Mõisaarhitektuuri uurimisest. – Ehitus ja Arhitektuur 2, lk 8–13.

Käsikirjad

- Abner, O. 2010. Kuressaare Lossipargi puittaimestiku haljastuslik hinnang. Tallinna Botaanikaaed. Lepingulise töö aruanne. Käsikiri Tallinna Botaanikaaias.
- EOÜ – Eesti Ornitoloogiaühing 2008. Saaremaa kaitsealuste parkide haudelinnustik 2007. a. Riikliku Looduskaitsekeskuse ja Eesti Ornitoloogiaühingu vahel sõlmitud 10. aprilli 2007. a. töövõtulepingu nr S5.6-7.1/7 aruanne. Käsikiri Keskkonnaameti Hiiu-Lääne-Saare regioonis.
- Grišakov, Ü. 2008. Kõltsu mõisa maastikukujunduse põhiprojekt. OÜ Kivisilla. Muinsuskaitseameti arhiiv P-14671.
- Ingerpuu, N., Vellak, K. 2007. Saaremaa 11 kaitsealuse pargi brüofloora inventuur ja kaitsekorralduslikud soovitusel. Tartu Ülikooli ja Riikliku Looduskaitsekeskuse vahelise lepingulise töö aruanne. Käsikiri Keskkonnaameti Hiiu-Lääne-Saare regioonis.
- Jaanisoo, T. 1992. Väana mõisa pargi restaureerimiskontseptsioon – restaureerimine-konserveerimine. Kasutamisetpanek. Riiklik Uurimise- ja projekteerimisinstiituit RAS “Eesti Ehitusmälestised” Muinsuskaitseameti arhiiv P-9776.

- Jürgens, K., Sammul, M. 2004. Bioloogilise mitmekesisuse seisukohast väärtuslike metsaga seotud pool-looduslike koosluste majandamisjuhiste väljatöötamine. Pärandkoosluste Kaitse Ühing. Keskkonnainvesteeringute Keskuse 2003. a. Metsanduse programmi projekti nr 6 allprojekti lõpparuanne. Käsikiri Keskkonnaministeeriumi looduskaitse osakonnas.
- Kaare, E. 2010. Rápina mõisapargi heakorrastuse põhiprojekt. Artes Terrae OÜ. Muinsuskaitseameti arhiiv P-15857.
- Kalamees, K. 2001. Seente süstemaatika konspekt, koos esiviburlaste ja ainuraksete riiki kuuluvate seenetaoliste organismidega. Tartu: Tartu Ülikooli Botaanika ja Ökoloogia Instituut.
- Künnapu, L. 1983. Kuressaare linnapark. Ajalooline õiend. Tallinn, Muinsuskaitseameti arhiiv, A-934.
- Leppik, E. 2007. Epifüütsete samblike mitmekesisust mõjutavad tegurid Eesti puisniitudel. Magistritöö. Tartu Ülikooli Botaanika ja ökoloogia instituudi mükoloogia õppetool. <http://dspace.utlib.ee/dspace/handle/10062/2847> (12.05.2012).
- Leppik, E., Nõmm, M. 2007. Saaremaa kaitsealuste parkide lihhenofloora. Riikliku looduskaitsekeskuse töövõtulepingu nr S5.6-7.1/8 aruanne. Käsikiri Keskkonnaministeeriumi Hiiu-Lääne-Saare regioonis.
- Lootus, K. 1980. Rakvere rajooni Rägavere mõisa pargi uurimis-projekterimistööd. Mõisa pargi rekonstrueerimise projekt. ENSV Ministrite Nõukogu Riikliku Ehituskomitee Kultuurimälestiste Riikliku Projekterimise Instituut. Muinsuskaitseameti arhiiv P-4963.
- Lootus, K. 1986. Tartu Raadi mõisa pargi planeerimine. ENSV Ministrite Nõukogu Riikliku Ehituskomitee Kultuurimälestiste Riikliku Projekterimise Instituut. Muinsuskaitseameti arhiiv P-7707.
- Lootus, K. 1991. Toila-Oru pargi restaureerimiskontseptsioon. Riiklik Uurimis- ja projekterimisinstituut "Eesti Ehitusmälestised". Muinsuskaitseameti arhiiv P-9535.
- Lootus, K. 1999. Raadi (mõisa) pargi funktsionaalne tsoneerimine. Muinsuskaitseameti arhiiv P-13800.
- Lootus, K. 2000. Raadi mõisapargi renoveerimine. Planeeringu eskiis. FIE Kersti Lootus. Muinsuskaitseameti arhiiv P-13801.
- Lootus, K. 2004. Raadi ajaloolise pargi järvepoolse osa põhiprojekt. ARC Projekt OÜ. Muinsuskaitseameti arhiiv P-16150.
- Lutsar, L. 2009b. Parkide inventuur nahkhiirte seisukohast ja tiigilendlaste suvekoolooniate inventuur 2008. aastal. Lepingulise töö aruanne. Töö tellija: Riiklik Looduskaitsekeskus.
- Made, T. 1988. Kolga mõisa pargi restaureerimiskontseptsioon. Kultuurimälestiste Riiklik Projekterimise Instituut. Muinsuskaitseameti arhiiv P-8117.
- Maiste, J. 1972. Koikla mõisa ankeet Eesti NSV-s säilinud mõisahoonete esialgseks inventariseerimiseks. Muinsuskaitseameti arhiiv M-1436.
- Maiste, J. 1977. Audla mõisa ankeet Eesti NSV-s säilinud mõisahoonete esialgseks inventariseerimiseks. Muinsuskaitseameti arhiiv, M-1403.
- Marmor, L. 2011. Epifüütsete samblike ökoloogia ja bioindikatsiooniline väärtus seoses õhusaaste ja metsa järjepidevusega. Doktoritöö. Tartu Ülikooli Ökoloogia ja Maateaduste Instituut. <http://dspace.utlib.ee/dspace/handle/10062/18185> (12.05.2012).
- Masing, M. (koost.) 2000. Nahkhiirte talvituspaigad Läänemaal 1975–2000. MTÜ Siciستا Arenduskeskus. Tartu, 38 lk. Töö tellija: Läänemaa Keskkonnateenistus. Käsikiri Keskkonnaministeeriumi Hiiu-Lääne-Saare regioonis.
- Masing, M. (koost.) 2001a. Nahkhiirte talvituspaigad Läänemaal 2001. a. Märtsis.

- MTÜ Scista Arenduskeskus, Tartu, 33 lk. Töö tellija: Läänemaa Keskkonnateenistus. Käsikiri Keskkonnaameti Hiiu-Lääne-Saare regioonis.
- Masing, M. (koost.) 2001b. Nahkhiirte talvituspaikade inventeerimine Harjumaal 2001. a. Novembris. Scista Arenduskeskus. Tartu, 87 lk. Töö tellija: Harjumaal Keskkonnateenistus. Käsikiri Keskkonnaameti Harju-Järva-Rapla regioonis.
- Masing, M. (koost.) 2002a. Nahkhiirte talvituspaikade inventeerimine Raplamaal 2002. aastal. Scista Arenduskeskus, Tartu 117 lk. Töö tellija: Raplamaal Keskkonnateenistus. Käsikiri Keskkonnaameti Harju-Järva-Rapla regioonis.
- Masing, M. (koost.) 2002b. Nahkhiirte talvituspaigad Harjumaal 1947–2002. Scista Arenduskeskus. Tartu, 87 lk. Töö tellija: Harjumaal Keskkonnateenistus. Käsikiri Keskkonnaameti Harju-Järva-Rapla regioonis.
- Masing, M. (koost.) 2004a. Nahkhiirte elupaigad Raplamaal. MTÜ Scista Arenduskeskus. Tartu, 110 lk. Töö tellija: Raplamaal keskkonnateenistus. Käsikiri Keskkonnaameti Harju-Järva-Rapla regioonis.
- Masing, M. (koost.) 2004b. Nahkhiirte elupaigad Võrumaal. MTÜ Scista Arenduskeskus. Tartu, 30 lk + lisad. Töö tellija: Võrumaal keskkonnateenistus. Käsikiri Keskkonnaameti Põlva-Valga-Võru regioonis.
- Masing, M. (koost.) 2005. Nahkhiirte talvituspaikade inventeerimine Lääne-Virumaal 2003. ja 2004. aastal. Scista Arenduskeskus. Tartu. Töö tellija: Lääne-Virumaa Keskkonnateenistus. Käsikiri Keskkonnaameti Viru regioonis.
- Masing, M. 2008. Nahkhiirte inventuur parkides jm 2008. aasta suvel (nahkhiirte inventuur 30 pargis, tiigilendlase suvekoloonia kontrollimine 4 kohas). Looduskaitse uurimistöökokkuvõte. Töö tellija: Riiklik Looduskaitsekeskus, töö täitja: MTÜ Scista Arenduskeskus. Käsikiri Keskkonnaameti looduskaitse osakonnas.
- Masing, M. 2009a. Nahkhiirte inventuur parkides 2009. aasta suvel (nahkhiirte inventuur 30 pargis). Looduskaitse uurimistöökokkuvõte. Töö tellija: Keskkonnaamet, töö täitja: MTÜ Scista Arenduskeskus. Käsikiri Keskkonnaameti looduskaitse osakonnas.
- Masing, M. 2009b. Eesti parkide nahkhiireline väärtus detektor-uuringute põhjal (1999–2008). Abiks loodushuvilisele, 25.2.2009. Scista PDF, Tartu: 25 lk.
- Masing, M. 2010. Öine valgustus ja “nahikud”. Abiks loodusehuvilisele, 26.9.2010. Scista PDF, Tartu: 4 lk.
- Nellis, R. 2008. Saaremaa kaitsealuste parkide käsitiivalised – Mõntu, Koikla, Kuresaare, Kärla ja Tumala park. SA Silma Märgala. Riikliku Looduskaitsekeskuse ja SA Silma Märgala vahel 12.04.2007 sõlmitud töövõtulepingu S5.6-7.1/10 aruanne. Käsikiri Keskkonnaameti Hiiu-Lääne-Saare regioonis.
- Nurme, S. 2011. Tumala mõisapargi rekonstrueerimise põhiprojekt. OÜ Artes Terrae. Töö nr 15HI/KP10. http://www.sulevnurme.org/works_1/tumala/15KP10_Tumala_park_seletuskiri.pdf (10.10.2012).
- Paju, K.-M., Tarkin, E., Nurme, S. 2011. Kärla pargi hoolduskava. Artes Terrae. Töö nr 20HK11. http://www.sulevnurme.org/works_1/karla/pdf_seletuskiri/20HK11_Karla_pargi_hoolduskava_seletuskiri.pdf (10.10.2012).
- Palm, P. 2009. Eesti looduskaitsealuste parkide puittaimestik 19.–21. sajandil. Magistritöö. Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut. Tartu. Käsikiri Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituudis.
- Ranniku, V. 1977. Eesti NSV mõisate esialgne ülevaade. Kingissepa rajoon. Kõide I. Vabariiklik Restaureerimisvalitsus. Muinsuskaitseameti arhiiv P-3784.
- Raid, N. 1978. Pädaste mõisa ajalooline öiend. Eesti NSV MN Riikliku Ehituskomitee Kultuurimälestiste Riiklik Projektteerimise Instituut. Muinsuskaitseameti arhiiv, A-40.
- Reitalu, M. 2007. Ülevaade Saaremaa looduskaitsealuste parkide soontaimeliikidest.

- Riiklik Looduskaitsekeskus. Lepingulise töö aruanne (töövõtuleping nr S5.6-7.1/6). Käsikiri Keskkonnaameti Hiiu-Lääne-Saare regioonis.
- Remm, J. 2004. Puuõõnsuste tihedus, omadused ning asustatus loomade poolt eri tüüpi kaitsealustes ja majandusmetsades. Magistritöö. Tartu Ülikooli Zooloogia ja Hüdrobioloogia Instituudi loomaökoloogia õppetool.
<http://dspace.utlib.ee/dspace/handle/10062/1237> (12.05.2012).
- Sipelgas, K. 2007. Vasta mõisapark. Restaureerimisprojekt. Maastikuarhitektuuri Büroo OÜ. Muinsuskaitseameti arhiiv P-14256.
- Skolimowski, A. 2008. Muuga mõisa pargi taastamine ja uuendamine. OÜ ASE Projekterimise Büroo. Muinsuskaitseameti arhiiv P-15095.
- Süda, I. 2007. Saaremaa kaitsealuste parkide mardikalised I. Riiklik Looduskaitsekeskus. Lepingulise töö aruanne. Käsikiri Keskkonnaameti Hiiu-Lääne-Saare regioonis.
- Süda, I. 2008. Saaremaa kaitsealuste parkide mardikalised II. Riiklik Looduskaitsekeskus. Lepingulise töö aruanne. Käsikiri Keskkonnaameti Hiiu-Lääne-Saare regioonis.
- TBA – Tallinna Botaanikaaed 2007. Saaremaa kaitsealuste parkide dendroloogiline inventuur ja kaitsekorralduslikud soovitused. Riiklik Looduskaitsekeskus, lepinguline töö. Käsikiri Keskkonnaameti Hiiu-Lääne-Saare regioonis.
- TLK – Tallinna Linnuklubi 2006. Tallinna rohealade linnustik. Lepingulise töö aruanne. Tellija: Tallinna Linnaplaneerimise Amet. Käsikiri Keskkonnaministeeriumi looduskaitse osakonnas.
- Tamm, H. 1973. Põhja-Eesti parkide taimkatte analüüs. Väitekiri bioloogiakandidaadi teadusliku kraadi taotlemiseks. Käsikiri Tallinna Botaanikaaia raamatukogus.
- Tuisk, E. 2009. Vanade antropogeensete puistute taimkate põllumajandusmaastikus. Magistritöö. Tartu Ülikool. http://www.botany.ut.ee/kaitsmine2009/Magistritoo_Epp_Tuisk.pdf (12.05.2012).
- Vare, M. 1976/77. Kingissepa rajooni looduskaitse alla kuuluvate parkide piiritlemise materjalid. Ü/K “Metsaprojekt”. Eesti Metsakorralduskeskus. Käsikiri Keskkonnaministeeriumi looduskaitse osakonnas.
- Vare, M. 1978. Pidula pargi inventeerimise seletuskiri. Ü/K Metsaprojekt. Eesti Metsakorralduskeskuse töö nr 66-77. Käsikiri OÜ Lootusprojekti.
- Viise, M. 2011. Eesti maapargid epifüütsete samblike elupaigana. Bakalaureusetöö. Tartu Ülikooli Ökoloogia ja maateaduste instituudi mükoloogia õppetool. http://moritz.botany.ut.ee/kaitsmised_2011/Maarja_Viise_baka.pdf (14.05.2012).

Ajaloolised plaanid

Eesti Ajaloo Arhiiv (EAA)

- EAA 1862-2-386 – Pagari mõisa 1824. aasta maade plaan
- EAA 1862-2-387 – Pagari mõisa 1836. aasta maade plaan
- EAA 1862-2-391 – Pagari mõisa 1850.–60. aastate maade plaan
- EAA 1862-2-389 – Pagari mõisa 1897. aasta maade plaan
- EAA 854-4-196 – Norra mõisa 1847. aasta maade plaan
- EAA 3724-5-2344 – Audla mõisa 1888. aasta üldplaan
- EAA 2072-5-341 – Koikla mõisa 1814. aasta mõisamaade plaan
- EAA 2072-9-254 – Kuressaare ca 1800. aasta plaan
- EAA 298-2-34 – Kuressaare linna 1862. aasta plaan
- EAA 2110-1-4812 – Kuressaare ca 1910. aasta linnaplaan
- EAA 3724-5-2454 l. 1 – Lööne mõisa 1899. aasta plaan
- EAA 1292-1-207 – Muhu pastoraadi 1909. aasta plaan
- EAA 3724-5-2049 – Mõntu mõisa 1887. aasta üldplaan

EAA 2072-3-426d l. 58 – Oti mõisa 1786. aasta üldplaan
 EAA 3724-5-2384 – Oti ja Kägi mõisa 1889. aasta maade plaan
 EAA 3724-5-2249 – Pidula mõisasüdame plaan 19. sajandi II poolest
 EAA 3724-5-2308 – Pädaste 1891. aasta mõisamaade plaan
 EAA 2072-3-426d – Tumala mõisamaade 1787. aasta plaan
 EAA 3724-5-2398 – Tumala mõisamaade 1895. aasta plaan
Erakogu: Tumala koolitalu A9 1934. aasta plaan

Eesti õigusaktid

RT 1925, 109/110 – Suvitus- ja ravitsuskohtade seadus
 RT 1925, 111/112 – Muinasvarade kaitse seadus
 RT 1935, 106 – Looduskaitse seadus
 RT II 1996, 36, 133 – Euroopa arhitektuuripärandi kaitse konventsiooni ratifitseerimise seadus
 RT I 2002, 27, 153 – Muinsuskaitse seadus
 RT I 2004, 38, 258 – Looduskaitse seadus
 RTL 2004, 134, 2076 – Looduslikku tasakaalu ohustavate võõrliikide nimekiri
 RT I 2006, 12, 89 – Kaitsealuste parkide, arboreetumite ja puistute kaitse-eeskiri
 RT I 2006, 30, 232 – Metsaseadus
 RT 2009, 18, 218 – Vääriselupaiga klassifikaator, valiku juhend, vääriselupaiga kaitseks lepingu sõlmimine ja vääriselupaiga kasutusõiguse arvutamise täpsustatud alused

Rahvusvahelised raamkokkulepped

The Venice Charter – International Charter for the Conservation and Restoration of Monuments and Sites. II International Congress of Architects and Technicians of Historic Monuments, Venice, 1964. <http://www.international.icomos.org/en/component/content/article?id=157:the-venice-charter> (10.04.2012).
 The Florence Charter – International Charter for the Historic Gardens, adopted by the ICOMOS-IFLA Committee for Historic Gardens, meeting in Florence 1981. Addendum to the Venice Charter. http://www.international.icomos.org/charters/gardens_e.pdf (27.04.2012).
 The Burra Charter – The Australia ICOMOS Charter for Places of Cultural Significance. 1999. <http://australia.icomos.org/publications/charters/> (27.04.2012).
 WHC OG – World Heritage Convention Operational Guidelines. <http://whc.unesco.org/archive/opguide08-en.pdf> (12.05.2012).

Internet

BirdLife International: <http://www.birdlife.org/datazone/info/taxonomy> (14.10.2012)
 EOÜ – Eesti Ornitoloogiaühing: <http://www.eoy.ee/linnud> (19.04.2012)
 ICOM-CC – International Council of Museums – Committee for Conservation – Rahvusvahelise Muuseumide Organisatsiooni Konserveerimiskomitee: <http://www.icom-cc.org/242/about-icom-cc/whatis-conservation/> (11.04.2012)
 KKR – Keskkonnaregister: <http://register.keskkonnainfo.ee> (19.04.2012)
 MKR – Muinsuskaitseregister: <http://register.muinas.ee> (19.04.2012)
 Mõisaportaal: <http://www.mois.ee> (19.04.2012)
 The National Trust – Woodchester park: <http://www.nationaltrust.org.uk/woodchester-park/> (27.04.2012)

Aaspõllu – Aino Aaspõllu, dendroloog
Abner – Olev Abner, dendroloog
Hellström – Kristiina Hellström, maastikuarhitekt
Ingerpuu – Nele Ingerpuu, brüoloog
Keppart – Vello Keppart, harrastusornitoloog
Konsa – Silja Konsa, kunstiajaloolane
Liira – Jaan Liira, taimeökoloog
Lootus – Kersti Lootus, arhitekt
Nellis – Rein Nellis, bioloog
Rannap – Riinu Rannap, zooloog
Talvi – Tõnu Talvi, bioloog
Uustal – Meelis Uustal, harrastusornitoloog
Veedla – Peep Veedla, harrastusornitoloog
Zingel – Hanno Zingel, bioloog

Lisad

LISA 1

Soovitatavad tegevused parkide restaureerimisel ja hooldamisel elustikurühmade kaupa

Puittaimed:

- vanade puude säilitamine ja hooldamine;
- dendroloogiliste harulduste kasvutingimuste ja vaadeldavuse tagamine;
- liigirikka, erivanuselise ja mitmerindelise koosluse kujundamine;
- puistute ja silmapaistvate üksikpuude valgustingimuste parandamine;
- puistute mosaiikse struktuuri kujundamine;
- põlispuude järjepidevuse tagamine;
- põõsarinde taastamine ja hooldamine;
- restaureerimisel ajalooliselt kasutatud liikide eelistamine (nii pärismaiste kui võõrliikide);
- õitsevate taimede tagamine kogu vegetatsiooniperioodi jooksul;
- uusi istutusi kavandades söödavate viljade või seemnetega liikide eelistamine;
- puistuservade kujundamine tihedama, mitmerindelisema ja võimalusel looklevana;
- puuvigastuste ja liiga tiheda puistustruktuuri vältimine seenhaiguste vältimiseks;
- sügisvärvustega arvestamine;
- metsailmelistes osades erivanuseliste, kahjustatud või erikujuliste puude ja eri lagunemisastmetes surnud puidu säilitamine.

Rohttaimed:

- mitmekesise hooldustsükliga alade kujundamine:
 - regulaarselt hooldatavad ilumurud pargi esindusosades;
 - kord või kaks aastas niidetavad eri ajal õitsevad kooslused (kevad, suve keskpaik või lõpp), mida niidetakse esimest korda pärast õistaimede seemnete valmimist ning vajadusel teine kord enne sügisesi külmi, et talveks ei jääks kõrget kulu;
 - poolvarjulised pargiosad, mida niidetakse kord aastas (augustis–septembris);
 - vähe või mitte niidetavad ja -riisutavad alad pargi metsailmelistes osades;
- niitmisel puistute serva, puude, põõsaste, veekogude ja kivide ümber kõrgema taimestikuga ribade jätmise;
- avatud aladelt pärast seemnete varisemist niite äravedamine.

Samblad:

- vanade laialehiste puude säilitamine;
- mitmekesiste kasvutingimuste tagamine: avatud, poolavatud ja suletud alad, mitmesugused kasvupinnad;
- veekogude olemasolu ja nende puhtuse tagamine;
- veekogude kallaste kujundamine vahelduvalt varjulisemate ja avatumatena.

Samblikud:

- heade ja mitmekesiste valgustingimuste tagamine;
- puistu mosaiikse struktuuri kujundamine, et pakkuda mitmesuguseid mikroklimate tingimusi;
- võsastumisest hoidumine (regulaarne niitmine);
- põlispuude säilitamine, kuna vanadel puudel on samblikurikkus enamasti suurem;
- puude erivanuselisuse tagamine, kuna vanade ja noorte puude samblike liigiline koosseis erineb;
- tihedamate ja mitmerindeliste parkide servaalade kujundamine tõmbetuule vältimiseks;
- veekogude olemasolu ja nende puhtuse tagamine.

Seened:

- vanade puude säilitamine;
- kändude ja raiejätmete säilitamine;
- eri lagunemisastmetes lamapuidu säilitamine.

Selgrootud:

- liigirikka taimestiku kujundamine;
- mosaiikse ja mitmerindelise taimestiku kujundamine;
- õitsevate taimede tagamine pargis kogu vegetatsiooniperioodi jooksul (puud, põõsad, rohttaimed);
- nektaririkaste taimede rohkuse tagamine (eriti liblikavalmikutele);
- veekogude olemasolu ja nende puhtuse tagamine;
- mitmekesise vee- ja kaldataimestiku kujundamine;
- talvitumiseks peitumiskohtade tagamine (kivid, puutükid, okstehunnikud, hoonepöörded jms);
- vanade, õõnsustega ja seenviljakehadega puude säilitamine (eriti mardikalistele);
- surnud ja eri lagunemisastmetes puidu säilitamine (sh oksad, tüved, lehed);
- sünteetiliste taimemürkide vältimine.

Kahepaiksed:

- puhtaveeliste ja päikesepaistele avatud seisuveekogude kujundamine;
- vähemalt ühe veekogu kalda laugena kujundamine;
- mitmekesise veetaimestiku kujundamine, mis tagab suurema selgrootute fauna;
- veekogude umbekasvamise ja liigse taimestiku vohamise vältimine;
- sünteetiliste taimemürkide vältimine;
- veekogude puhastades mehhaaniliste võtete eelistamine keemilistele;
- veekogude läheduses, aga ka mujal pargis osaliselt kõrgema rohustuga alade säilitamine;
- kalade kasvatamise vältimine.

Roomajad:

- selgrootute rohkuse tagamine;

– varjepaikade tagamine (kõrgem rohustu, oksahunnikud, kivid, kännud, lamapuit jms).

Linnud:

- pargi mosaiiksuse ja eri iseloomuga alade tagamine;
- vanade õõnsuste ja tüvelõhedega puude säilitamine;
- põõsarinde tagamine;
- veekogude olemasolu ja nende puhtuse tagamine;
- erineva niitmissagedusega alade kujundamine (regulaarselt niidetavad madalmuru-
sad alad, kord või kaks aastast niidetavad niidud ja harva või üldse mitte niidetavad
alad, kust ka lehti riisutakse vähem);
- liigirikka ja mitmerindelise taimestiku kujundamine, mis tagab suuremad pesitus-
võimalused ja putukate hulga;
- istutusi kavandades söödavate viljade või seemnetega liikide eelistamine (marjad,
pähklid, kähbid);
- surnult seisvate puude säilitamine;
- eri lagunemisastmetes lamapuidu säilitamine;
- suuremate põõsarühmade eelistamine üksikutele põõsastele;
- avapesitsejatele varjet pakkuvate okaspuude, eriti elupuude istutamine;
- alusmetsa kasvu soodustamine parkide metsailmelistes puistuosades;
- raiete puhul puutumatu piirkondade säilitamine ja ühtlaselt hõrendatud alusmetsa
vältimine;
- õierohke taimestiku kujundamine (puud, põõsad, rohttaimed), mis tagab suurema
putukarikkuse;
- veekogude kallaste kujundamine osaliselt laugena ja osaliselt taimestatuna;
- raiete vältimine lindude pesitsemisperioodil;
- sünteetiliste taimekaitsevahendite vältimine;
- niitmisel keskelt lahku või servast serva viisi eelistamine.

Nahkhiired:

- pargi mosaiiksuse ja mitmekesise struktuuri tagamine;
- põlismetsailmeliste puistuosade säilitamine;
- veekogude olemasolu ja nende puhtuse tagamine;
- vanade õõnsustega puude säilitamine;
- hoonete ja keldrite kohaldamine sobivateks varje- ja talvitumispaikadeks;
- alleede ja vaatesihtide lennukoridoridena avatuna hoidmine;
- veekogu lähedal kaitset pakkuva puistu tagamine;
- tihedamate ja mitmerindeliste parkide servaalade kujundamine;
- kogu pargis paiguti alusmetsa ja põõsastiku säilitamine;
- putukarohkust soodustava taimestiku kujundamine;
- veekogudes liigse taimestiku vohamise vältimine;
- tugeva öise valgustuse vältimine;
- ööseks purskkaevude välja lülitamine;
- sünteetiliste taimemürkide vältimine.

Teised väiksemad imetajad:

- sobiva toidu tagamine: selgrootud, kahepaiksed, marjad, seemned jms;
- varjepaikade, nagu lamapuit, kännud, oksahunnikud, tagamine;
- niitmisel tihedama ja kõrgema taimestikuga rohttaimeribade jätmise puude, põõ-
saste ja kivide ümber.

*tähistatud liigid on pärismaised:

OKASPUUD

- Abies alba* – euroopa nulg
Abies balsamea – palsaminulg
Abies sibirica Ledeb. – siberi nulg
 **Juniperus communis* L. – harilik kadakas
Larix decidua Mill. – euroopa lehis
Larix sibirica (Münchh.) – siberi lehis
 **Picea abies* (L.) Karst. – harilik kuusk
Picea glauca (Moench) Voss – kanada kuusk
Pinus cembra L. – alpi seedermand
Pinus cembra L. *sibirica* – alpi seedermänni teisend
Pinus strobus L. – valge mänd
 **Pinus sylvestris* L. – harilik mänd
 **Taxus baccata* L. – harilik jugapuu
Thuja occidentalis L. – harilik elupuu

LEHTPUUD

- Acer campestre* L. – põldvaher
Acer negundo L. – saarvaher
 **Acer platanoides* L. – harilik vaher
Acer pseudoplatanus L. – mägivaher
Acer saccharinum L. – hõbevaher
Acer tataricum L. – tatari vaher
Aesculus hippocastanum L. – harilik hobukastan
 **Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. – sanglepp
 **Alnus incana* (L.) Moench – hall lepp
 **Betula pendula* Roth – arukask
 **Betula pubescens* Ehrh. – sookask
Fagus sylvatica L. – harilik pöök
 **Fraxinus excelsior* L. – harilik saar
Juglans mandshurica Maxim. – mandžuuria pähklipuu
 **Malus sylvestris* Mill. – mets-õunapuu
Phellodendron amurense Rupr. – amuuri korgipuu
Populus alba L. – hõbehaab
Populus balsamifera – palsampappel
Populus nigra L. – must pappel
 **Populus tremula* L. – harilik haab
Prunus cerasus L. – hapu kirsipuu
 **Prunus padus* L. – harilik toomingas
 **Quercus robur* L. – harilik tamm
Robinia pseudoacacia L. – harilik robiinia
 **Sorbus aucuparia* L. – harilik pihlakas
 **Sorbus intermedia* (Ehrh.) Pers. – pooppuu
 **Tilia cordata* Mill. – harilik pärn
Tilia platyphyllos Scop. – suurelehine pärn
Tilia × *vulgaris* Hayne – läänepärn

**Ulmus glabra* Huds. emend. Moss – harilik jalakas

**Ulmus laevis* Pall. – künnapuu

LEHTPÕÕSAD

Amelanchier spicata (Lam.) K. Koch – tähk-toompihlakas

**Berberis vulgaris* L. – harilik kukerpuu

Buxus sempervirens L. – harilik pukspuu

Caragana arborescens Lam. – suur läätspuu

Chaenomeles japonica (Thunb.) Lindl. ex Spach – jaapani ebaküdoonia

Cornus alba L. – siberi kontpuu

**Cornus sanguinea* L. – verev kontpuu

**Corylus avellana* L. – harilik sarapuu

**Crataegus monogyna* Jacq. emend. Lindm. – üheemakaline viirpuu

Crataegus sanguinea Pall. – verev viirpuu

**Daphne mezereum* L. – harilik näsiniin

**Euonymus europaea* L. – harilik kikkapuu

Hippophae rhamnoides L. – harilik astelpaju

Hydrangea arborescens L. – puishortensia

Laburnum alpinum Mill. – alpi kuldvihm

Ligustrum vulgare L. – harilik liguster

**Lonicera caerulea* L. – sinine kuslapuu

Lonicera caprifolium L. – lõhnav kuslapuu

Lonicera tatarica L. – tatari kuslapuu

**Lonicera xylosteum* L. – harilik kuslapuu

Mahonia aquifolium (Pursh) Nutt. – läiklehine mahoonia

Parthenocissus quinquefolia (L.) Planch. emend. Rehd. – harilik metsviinapuu

Philadelphus coronarius L. – harilik ebajasmiin

Physocarpus opulifolius (L.) Maxim. – harilik põisenelas

**Ribes alpinum* L. – mage sõstar

Ribes aureum Pursh – kuldsõstar

**Rosa canina* L. – koer-kibuvits

**Rosa majalis* J. Herrm. emend. Mansf. – mets-kibuvits

Rosa pimpinellifolia L. – näärelehine kibuvits

Rubus odoratus L. – lõhnav vaarikas

Sambucus racemosa L. – punane leeder

Sorbaria sorbifolia (L.) A. Braun – harilik pihlenelas

Spiraea chamaedryfolia L. emend. Jacq. – taraenelas

Spiraea salicifolia L. – pajulehine enelas

Symphoricarpos albus (L.) S. F. Blake – harilik lumimari

Syringa josikaea Jacq.f. ex Rchb. – ungari sirel

Syringa vulgaris L. – harilik sirel

Viburnum lantana L. – villane lodjapuu

**Viburnum opulus* L. – harilik lodjapuu

Ülevaade parkide puittaimestikust 1952–2011 (Sander 1997, TBA 2007, Abner 2010, Paju jt 2011, Nurme 2011)

1. AUDLA MÕISA PARK

Puud

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1983	1996	2007
1	+	<i>Acer platanoides</i>	harilik vaher	+	+		+	+
2		<i>Aesculus hippocastanum</i>	harilik hobukastan	+	+	+	+	+
3	+	<i>Betula pendula</i>	arukask	+				
4	+	<i>Alnus glutinosa</i>	sanglepp					+
5	+	<i>Fraxinus excelsior</i>	harilik saar	+	+		+	+
6		<i>Malus domestica</i>	aed-õunapuu (sortidena)				+	+
7	+	<i>Picea abies</i>	harilik kuusk					+
8		<i>Populus balsamifera</i>	palsampappel	+				
9		<i>Populus × berolinensis</i>	berliini pappel	+		+	+	+
10		<i>Pyrus communis</i>	harilik pirnipuu					+
11	+	<i>Quercus robur</i>	harilik tamm	+	+		+	+
12	+	<i>Salix caprea</i>	raagremmelgas					+
13		<i>Salix fragilis</i>	rabe remmelgas	+				
14		<i>Salix × rubens</i>	punakas remmelgas				+	
15	+	<i>Sorbus aucuparia</i>	harilik pihlakas		+		+	+
16	+	<i>Tilia cordata</i>	harilik pärn	+	+		+	+

Põõsad

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1983	1996	2007
1	+	<i>Berberis vulgaris</i>	harilik kukerpuu	+				
2		<i>Caragana arborescens</i>	suur läätspuu	+		+	+	
3	+	<i>Corylus avellana</i>	harilik sarapuu				+	+
4		<i>Elaeagnus commutata</i>	läikiv hõbepuu	+	+	+	+	
5	+	<i>Euonymus europaeus</i>	harilik kikkapuu		+		+	+
6		<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	harilik metsviinapuu					+
7		<i>Philadelphus coronarius</i>	harilik ebajasmiin	+	+	+	+	+
8		<i>Ribes rubrum</i>	punane sõstar					+
9		<i>Rosa spinosissima</i> 'Rubra'	näärelehine kibuvits 'Rubra'				+	+
10	+	<i>Rubus idaeus</i>	harilik vaarikas				+	+
11	+	<i>Rubus caesius</i>	põldmurakas					+
12		<i>Sambucus racemosa</i>	punane leeder				+	
13		<i>Sorbaria sorbifolia</i>	harilik pihlenelas			+	+	+
14		<i>Spiraea chamaedryfolia</i>	taraenelas			+	+	+
15		<i>Spiraea media</i>	keskmine enelas	+		+	+	+
16		<i>Symphoricarpos albus</i> var. <i>laevigatus</i>	hariliku lumimarja teisend <i>laevigatus</i>	+	+	+	+	+
17		<i>Syringa vulgaris</i>	harilik sirel	+	+		+	

2. KOIKLA MÕISA PARK

Puud

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1996	2007
1	+	<i>Acer platanoides</i>	harilik vaher	+	+	+	+
2	+	<i>Betula pendula</i>	arukask	+			
3	+	<i>Fraxinus excelsior</i>	harilik saar	+		+	+
4		<i>Larix sibirica</i>	siberi lehis			+	+
5		<i>Malus domestica</i>	aedõunapuu (sortidena)				+
6	+	<i>Picea abies</i>	harilik kuusk		+	+	+
7	+	<i>Populus tremula</i>	harilik haab		+	+	+
8		<i>Prunus domestica</i>	harilik ploompipuu				+
9	+	<i>Quercus robur</i>	harilik tamm			+	
10	+	<i>Sorbus intermedia</i>	pooppuu	+			
11		<i>Thuja occidentalis</i>	harilik elupuu	+	+	+	+
12	+	<i>Tilia cordata</i>	harilik pärn		+	+	+
13		<i>Tilia × vulgaris</i>	läänepärn			+	+
14	+	<i>Ulmus glabra</i>	harilik jalakas	+	+	+	+

Põõsad

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1983	1996	2007
1	+	<i>Corylus avellana</i>	harilik sarapuu					+
2	+	<i>Crataegus rhipidophylla</i>	harilik viirp				+	+
3		<i>Ligustrum vulgare</i>	Harilik liguster	+				
4	+	<i>Padus avium</i>	harilik toomingas				+	+
5		<i>Philadelphus coronarius</i>	harilik ebajasmiin	+			+	
6	+	<i>Rosa mollis</i>	pehme kibuvits					+
7		<i>Rosa pimpinellifolia</i> 'Plena'	näärlelise kibuvitsa kultivar	+			+	
8	+	<i>Rosa subcanina</i>	kutsik-kibuvits				+	+
9	+	<i>Rubus caesius</i>	põldmurakas					+
10		<i>Sambucus nigra</i>	must leeder	+			+	+
11		<i>Sorbaria sorbifolia</i>	harilik pihlenelas					+
12		<i>Spiraea chamaedryfolia</i>	taraenelas					+
13		<i>Symphoricarpos albus</i> var. <i>laevigatus</i>	hariliku lumimarja teisend <i>laevigatus</i>	+	+		+	+
14		<i>Syringa vulgaris</i>	harilik sirel		+		+	+

3. KURESSAARE LOSSIPARK

Puud

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1952	1983	1996	2007	2010
1		<i>Abies balsamea</i>	palsamnulg	+				
2		<i>Abies sibirica</i>	siberi nulg	+			+	+
3		<i>Acer campestre</i>	põldvaher	+	+	+	+	+
4		<i>Acer negundo</i>	saarvaher		+	+	+	+
5	+	<i>Acer platanoides</i>	harilik vaher	+	+	+	+	+
6		<i>Acer platanoides</i> 'Schwedleri'	hariliku vahtra kultivar		+	+	+	

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1952	1983	1996	2007	2010
7		<i>Acer pseudoplatanus</i>	mägivaher			+		
8		<i>Acer tataricum</i>	tatari vaher			+	+	
9		<i>Aesculus hippocastanum</i>	harilik hobukastan	+	+	+	+	+
10	+	<i>Betula × aurata (Betula pendula × Betula pubescens)</i>	kuldkask (arukase ja sookase hübriid)					+
11	+	<i>Betula pendula</i>	arukask	+	+	+	+	
12	+	<i>Betula pubescens</i>	sookask	+	+	+	+	+
13		<i>Buxus sempervirens</i>	harilik pukspuu					+
14		<i>Fagus sylvatica</i>	harilik pöök	+	+	+	+	+
15		<i>Fagus sylvatica</i> 'Atropunicea'	harilik pöök 'Atropunicea'	+	+	+	+	+
16	+	<i>Fraxinus excelsior</i>	harilik saar	+	+	+	+	+
17		<i>Fraxinus excelsior</i> 'Pendula'	hariliku saare kultivar	+				
18		<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	pensilvaania saar			+	+	+
19		<i>Fraxinus pennsylvanica</i> 'Variegata'	pensilvaania saare kultivar		+			
20		<i>Juglans cinerea</i>	hall päklikpuu	+	+	+	+	+
21		<i>Larix decidua</i>	euroopa lehis	+	+	+	+	+
22		<i>Larix russica (L. sibirica s.l.)</i>	vene lehis	+	+	+	+	
23		<i>Malus domestica</i>	aedõunapuu (sortidena)				+	+
24		<i>Phellodendron amurense</i>	amuuri korgipuu			+	+	+
25	+	<i>Picea abies</i>	harilik kuusk	+	+	+	+	+
26		<i>Pinus nigra</i>	must mänd					+
27	+	<i>Pinus sylvestris</i>	harilik mänd	+	+	+	+	
28		<i>Populus alba</i>	hõbehaab	+	+	+	+	+
29		<i>Populus alba</i> var. <i>pyramidalis</i>	hõbepapli teisend			+		
30		<i>Populus × berolinensis</i>	berliini pappel	+	+	+	+	+
31		<i>Populus × canadensis</i>	euroameerika pappel	+				
32		<i>Populus simonii</i> 'Fastigiata'	hiina papli kultivar	+				
33		<i>Prunus domestica</i>	harilik ploomipuu	+				
34		<i>Pyrus communis</i>	harilik pirnipuu	+	+	+		
35		<i>Pseudotsuga menziesii</i>	harilik ebatsuuga				+	+
36	+	<i>Quercus robur</i>	harilik tamm	+	+	+	+	+
37		<i>Rhus hirta (=R. typhina)</i>	harilik sumahh ehk äädikapuu	+		+	+	
38	+	<i>Salix caprea</i>	raagremmelgas		+	+		
39	+	<i>Salix fragilis</i>	rabe remmelgas	+	+	+	+	+
40		<i>Salix × rubens</i>	punakas remmelgas			+	+	
41	+	<i>Sorbus aucuparia</i>	harilik pihlakas	+	+	+	+	+
42	+	<i>Sorbus intermedia</i>	pooppuu	+	+	+	+	+
43		<i>Thuja occidentalis</i>	harilik elupuu				+	
44		<i>Thuja occidentalis</i> 'Smaragd'	harilik elupuu 'Smaragd'				+	
45		<i>Tilia americana</i>	ameerika pärn	+				
46	+	<i>Tilia cordata</i>	harilik pärn	+	+	+	+	+
47		<i>Tilia × euchlora</i>	läiklehine pärn	+	+	+	+	+
48		<i>Tilia platyphyllos</i> ssp. <i>cordifolia</i>	suurelehine pärn, alamliik <i>cordifolia</i>	+	+	+	+	+
59		<i>Tilia × vulgaris</i>	läänepärn		+	+	+	+

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1952	1983	1996	2007	2010
50	+	<i>Ulmus glabra</i>	harilik jalakas	+	+	+	+	+
51	+	<i>Ulmus laevis</i>	künnapuu	+	+	+	+	+

Põõsad

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1952	1983	1996	2007	2010
1		<i>Amelanchier spicata</i>	tähk-toompihlakas	+	+			
2		<i>Juniperus sabina</i> 'Tamariscifolia'	sabiina kadaka kultivar		+			
3		<i>Juniperus squamata</i> 'Blue Carpet'	kirju kadakas 'Blue Carpet'					+
4		<i>Berberis thunbergii</i>	Thunbergi kukerpuu		+	+	+	+
5		<i>Berberis thunbergii</i> 'Rose Glow'	Thunbergi kukerpuu 'Rose Glow'				+	+
6	+	<i>Berberis vulgaris</i>	harilik kukerpuu	+	+	+		
7		<i>Buxus sempervirens</i>	harilik pukspuu				+	
8		<i>Caragana arborescens</i>	suur läätspuu	+	+	+	+	+
9		<i>Cornus alba</i>	siberi kontpuu	+	+	+		
10	+	<i>Cornus sanguinea</i>	verev kontpuu	+	+	+	+	+
11	+	<i>Corylus avellana</i>	harilik sarapuu		+	+	+	
12		<i>Cotoneaster lucidus</i>	läikiv tuhkpuu	+	+	+	+	+
13		<i>Crataegus monogyna</i>	üheemakaline viirpuu	+		+		+
14	+	<i>Crataegus rhipidophylla</i>	harilik viirpuu	+	+	+	+	+
15		<i>Crataegus submollis</i>	karvane viirpuu			+	+	+
16		<i>Deutzia × lemoinei</i>	prantsuse deutsia		+	+	+	+
17	+	<i>Euonymus europaeus</i>	harilik kikkapuu	+	+	+	+	+
18		<i>Forsythia × intermedia</i> 'Spectabilis'	värdforsüütia 'Spectabilis'			+	+	+
19		<i>Ligustrum vulgare</i>	harilik liguster	+	+	+	+	+
20		<i>Lonicera tatarica</i>	tatari kuslapuu	+	+	+	+	+
21		<i>Mahonia aquifolium × M. repens</i>	läiklehise ja roomava mahoonia hübriid			+		
22		<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	harilik metsviinapuu		+	+	+	+
23		<i>Philadelphus coronarius</i>	harilik ebajasmiin	+	+	+	+	+
24		<i>Philadelphus × lemoinei</i>	värd-ebajasmiin				+	
25		<i>Philadelphus pubescens</i>	laialehine ebajasmiin		+	+	+	+
26		<i>Physocarpus opulifolius</i>	lodjap-põisenelas		+	+	+	+
27		<i>Potentilla fruticosa</i>	harilik põõsasmaran			+		
28		<i>Potentilla fruticosa</i> 'Abbotswood'	harilik põõsasmaran 'Abbotswood'				+	
29		<i>Potentilla fruticosa</i> 'Friedheim'	harilik põõsasmaran 'Friedheim'					+
30		<i>Potentilla fruticosa</i> 'Orangeade'	harilik põõsasmaran 'Orangeade'					+
31		<i>Potentilla fruticosa</i> 'Pink Queen'	harilik põõsasmaran 'Pink Queen'					+
32	+	<i>Prunus padus</i>	harilik toomingas	+	+	+		
33	+	<i>Rhamnus catharticus</i>	harilik türnpuu	+	+	+		
34	+	<i>Ribes alpinum</i>	mage sõstar	+				
35		<i>Ribes rubrum</i>	punane sõstar	+	+	+	+	

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1952	1983	1996	2007	2010
36		<i>Ribes uva-crispa</i>	aed-karusmari			+	+	
37		<i>Rosa</i> 'Robusta'	roos 'Robusta'					+
38	+	<i>Rosa</i> sp.	kibuvits	+		+		
39		<i>Rosa rugosa</i>	kurdlehine kibuvits				+	+
40		<i>Rosa rugosa</i> – Hybrids 'Ritausma'	kurdlehine kibuvits, hübriid					+
41		<i>Rosa rugosa</i> 'Wasagaming'	kurdlehine kibuvits 'Wasagaming'				+	
42	+	<i>Rosa subcanina</i>	kutsik-kibuvits				+	+
43	+	<i>Rubus caesius</i>	põldmurakas		+	+		
44	+	<i>Rubus idaeus</i>	harilik vaarikas		+			
45	+	<i>Salix cinerea</i>	tuhkur paju	+	+	+		
46		<i>Sambucus nigra</i>	must leeder	+	+	+	+	+
47		<i>Sambucus racemosa</i>	punane leeder	+	+	+		
48		<i>Spiraea chamaedryfolia</i>	taraenelas	+	+	+	+	+
49		<i>Spiraea</i> × <i>cinerea</i> 'Grefsheim'	tuhkur enelas 'Grefsheim'				+	+
50		<i>Spiraea japonica</i> 'Bumalda' (=S. × <i>bumalda</i>)	madal enelas				+	+
51		<i>Spiraea japonica</i> cv.	jaapani enela kultivar		+	+	+	
52		<i>Spiraea japonica</i> 'Golden Princess'	jaapani enelas 'Golden Princess'				+	
53		<i>Spiraea salicifolia</i>	pajulehine enelas		+	+		
54		<i>Symphoricarpos albus</i> var. <i>laevigatus</i>	hariliku lumimarja teisend <i>laevigatus</i>	+	+	+	+	+
55		<i>Syringa</i> × <i>chinensis</i>	ruaani sirel	+	+	+	+	
56		<i>Syringa josikaea</i>	ungari sirel	+	+	+	+	+
57		<i>Syringa vulgaris</i>	harilik sirel	+	+	+	+	+
58		<i>Syringa vulgaris</i> f. <i>alba</i>	hariliku sireli vorm <i>alba</i>				+	+
59		<i>Syringa vulgaris</i> cv.	harilik sirel, sort				+	+
60	+	<i>Taxus baccata</i>	harilik jugapuu		+	+	+	+
61		<i>Taxus cuspidata</i>	ida-jugapuu				+	+
62		<i>Taxus</i> × <i>media</i> 'Hicksii'	värd-jugapuu 'Hicksii'				+	
63		<i>Thuja occidentalis</i>	harilik elupuu	+	+	+	+	
64		<i>Thuja occidentalis</i> 'Smaragd'	hariliku elupuu 'Smaragd'				+	
65		<i>Viburnum lantana</i>	villane lodjapuu	+	+	+	+	+

4. KÄRLA KIRIKUPARK

Puud

Nr	Kodu	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1977	1996	2007	2011
1	+	<i>Acer platanoides</i>	harilik vaher	+	+	+	+
2		<i>Acer platanoides</i> 'Reitenbachii'	hariliku vahtra kultivar		+		
3		<i>Acer tataricum</i>	tatari vaher			+	
4		<i>Aesculus hippocastanum</i>	harilik hobukastan		+	+	+
5	+	<i>Alnus glutinosa</i>	sanglepp	+	+	+	+
6	+	<i>Alnus incana</i>	hall lepp		+	+	+

Nr	Kodu	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1977	1996	2007	2011
7	+	<i>Betula pendula</i>	arukask	+	+	+	
8	+	<i>Betula pubescens</i>	sookask			+	+
9	+	<i>Fraxinus excelsior</i>	harilik saar		+	+	+
10		<i>Malus domestica</i>	aedõunapuu (sortidena)		+	+	+
11	+	<i>Picea abies</i>	harilik kuusk	+	+	+	+
12	+	<i>Pinus sylvestris</i>	harilik mänd	+	+	+	+
13	+	<i>Quercus robur</i>	harilik tamm		+	+	+
14	+	<i>Salix caprea</i>	raagremmelgas				+
15	+	<i>Sorbus aucuparia</i>	harilik pihlakas		+	+	+
16		<i>Sorbus aucuparia</i> ssp. <i>moravica</i>	hariliku pihlaka alamliik		+		
17	+	<i>Sorbus intermedia</i>	pooppuu		+	+	
18		<i>Thuja occidentalis</i>	harilik elupuu			+	+
19	+	<i>Tilia cordata</i>	harilik pärn		+	+	+
20		<i>Tilia platyphyllos</i>	suurelehine pärn			+	
21		<i>Tilia platyphyllos</i> ssp. <i>cordifolia</i>	suurelehise pärna alamliik		+		
22	+	<i>Ulmus glabra</i>	harilik jalakas		+	+	+

Põõsad

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1977	1996	2007	2011
1	+	<i>Corylus avellana</i>	harilik sarapuu	+	+	+	+
2	+	<i>Juniperus communis</i>	harilik kadakas	+	+		
3	+	<i>Padus avium</i>	harilik toomingas		+	+	+
4		<i>Philadelphus coronarius</i>	harilik ebajasmiin		+	+	
5	+	<i>Ribes alpinum</i>	mage sõstar		+	+	
6		<i>Ribes uva-crispa</i>	aed-karumari			+	
7	+	<i>Rosa majalis</i>	mets-kibuvits			+	
8	+	<i>Rosa mollis</i>	pehme kibuvits		+		
9	+	<i>Rosa subcanina</i>	kutsik-kibuvits		+		
10	+	<i>Rubus caesius</i>	põldmurakas			+	
11	+	<i>Rubus idaeus</i>	harilik vaarikas		+	+	
12		<i>Sambucus nigra</i>	must leeder		+		
13		<i>Sambucus racemosa</i>	punane leeder		+	+	
14		<i>Syringa vulgaris</i>	harilik sirel	+	+	+	
15	+	<i>Vaccinium myrtillus</i>	harilik mustikas			+	

5. LÖÖNE MÕISA PARK

Puud

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1983	1996	2007
1		<i>Abies balsamea</i> × <i>A. sibirica</i>	palsamnulu ja siberi nulu hübriid			+	+	+
2		<i>Abies sibirica</i>	siberi nulg	+		+		+
3	+	<i>Acer platanoides</i>	harilik vaher	+	+		+	+
4		<i>Aesculus hippocastanum</i>	harilik hobukastan	+		+	+	+
5	+	<i>Betula pendula</i>	arukask	+	+		+	+
6	+	<i>Betula pendula</i> f. <i>tristis</i>	arukase vorm				+	

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1983	1996	2007
7	+	<i>Fraxinus excelsior</i>	harilik saar	+	+		+	+
8		<i>Larix decidua</i>	euroopa lehis			+		
9		<i>Larix sibirica</i>	siberi lehis	+				
10		<i>Malus domestica</i>	aedõunapuu (sortidena)				+	+
11	+	<i>Picea abies</i>	harilik kuusk	+	+		+	+
12	+	<i>Pinus sylvestris</i>	harilik mänd		+		+	+
13	+	<i>Populus tremula</i>	harilik haab	+			+	+
14		<i>Prunus avium</i>	magus kirsipuu					+
15	+	<i>Salix caprea</i>	raagremmelgas				+	+
16	+	<i>Salix fragilis</i>	rabe remmelgas				+	+
17		<i>Thuja occidentalis</i>	harilik elupuu	+		+	+	+
18	+	<i>Tilia cordata</i>	harilik pärn	+	+	+	+	+
19		<i>Tilia × vulgaris</i>	läänepärn				+	+
20	+	<i>Ulmus glabra</i>	harilik jalakas	+	+		+	+

Põõsad

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	54	77	83	1996	2007
1		<i>Caragana arborescens</i>	suur-läätspuu				+	
2	+	<i>Cornus sanguinea</i>	verev kontpuu	+			+	+
3	+	<i>Corylus avellana</i>	harilik sarapuu					+
4		<i>Forsythia × intermedia</i>	värdforsüütia	+				
5		<i>Ligustrum vulgare</i>	harilik liguster	+				
6		<i>Lonicera caprifolium</i>	lõhnav kusalpuu	+		+		
7	+	<i>Padus avium</i> (=Prunus padus)	harilik toomingas					+
8		<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	harilik metsviinapuu					+
9		<i>Philadelphus coronarius</i>	harilik ebajasmiin	+		+	+	
10		<i>Philadelphus coronarius</i> 'Aureus'	hariliku ebajasmiini kultivar	+		+	+	+
11	+	<i>Ribes alpinum</i>	mage sõstar					+
12		<i>Ribes uva-crispa</i>	aed-karusmari				+	
13	+	<i>Rosa majalis</i>	mets-kibuvits					+
14		<i>Rosa spinosissima</i> (=R. pimpinellifolia) 'Plena'	näärelehise kibuvitsa kultivar			+	+	+
15	+	<i>Rubus caesius</i>	põldmurakas					+
16		<i>Sambucus nigra</i>	must leeder	+				
17		<i>Sorbaria sorbifolia</i>	harilik pihlenelas	+				
18		<i>Spiraea chamaedryfolia</i>	taraenelas	+		+	+	+
19		<i>Symphoricarpos albus</i> var. <i>laevigatus</i>	hariliku lumimarja teisend	+	+	+	+	+
20		<i>Syringa vulgaris</i>	harilik sirel	+	+	+	+	+

Puud

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1983	1996	2007
1	+	<i>Acer platanoides</i>	harilik vaher	+	+		+	+
2		<i>Acer platanoides</i> 'Schwedleri'	hariliku vahtra kultivar			+	+	
3		<i>Aesculus hippocastanum</i>	harilik hobukastan	+	+	+	+	+
4	+	<i>Fraxinus excelsior</i>	harilik saar	+	+		+	+
5	+	<i>Picea abies</i>	harilik kuusk				+	+
6		<i>Picea pungens</i> 'Glauca'	torkava kuuse kultivar			+	+	
7		<i>Populus × canescens</i>	hall haab (pappel)			+	+	+
8	+	<i>Populus tremula</i>	harilik haab	+				
9		<i>Pseudotsuga menziesii</i>	harilik ebatsuuga			+		
10		<i>Pseudotsuga menziesii</i> var. <i>glauca</i>	hariliku ebatsuuga teisend				+	
11		<i>Pyrus communis</i>	harilik pirnipuu				+	
12	+	<i>Quercus robur</i>	harilik tamm				+	
13	+	<i>Sorbus aucuparia</i>	harilik pihlakas	+			+	
14		<i>Thuja occidentalis</i>	harilik elupuu		+	+	+	
15	+	<i>Tilia cordata</i>	harilik pärn		+		+	
16	+	<i>Ulmus glabra</i>	harilik jalakas		+		+	

Põõsad

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1983	1996	2007
1		<i>Juniperus sabina</i> 'Tamariscifolia'	sabiina kadaka kultivar			+		
2		<i>Berberis thunbergii</i>	Thunbergi kukerpuu				+	
3		<i>Buxus sempervirens</i>	harilik pukspuu			+	+	
4		<i>Caragana arborescens</i>	suur läätspuu	+		+	+	
5		<i>Clematis viticella</i>	sinine elulõng			+		
6		<i>Cornus alba</i>	siberi kontpuu			+	+	
7	+	<i>Cornus sanguinea</i>	verev kontpuu					+
8	+	<i>Corylus avellana</i>	harilik sarapuu					+
9	+	<i>Euonymus europaea</i>	harilik kikkapuu			+		
10		<i>Ligustrum vulgare</i>	harilik liguster		+			
11		<i>Lonicera tatarica</i>	tatari kuslapuu	+	+			
12	+	<i>Lonicera xylosteum</i>	harilik kuslapuu					+
13		<i>Mahonia aquifolium</i> × <i>M. repens</i>	läiklehise ja roomava mahoonia hübriid				+	
14	+	<i>Padus avium</i> (= <i>Prunus</i> <i>padus</i>)	harilik toomingas					+
15		<i>Philadelphus coronarius</i>	harilik ebajasmiin	+		+	+	
16		<i>Philadelphus</i> sp.	ebajasmiin			+		
17		<i>Pinus mugo</i> s. l.	mägimänd			+		
18		<i>Pinus uncinata</i> ssp. <i>rotundata</i>	konksmänni alamliik				+	
19	+	<i>Prunus padus</i>	harilik toomingas				+	
20	+	<i>Rosa mollis</i>	pehme kibuvits				+	
21		<i>Rosa pimpinellifolia</i> 'Plena'	näärlelise kibuvitsa kultivar			+	+	

22		<i>Sambucus racemosa</i>	punane leeder			+	+	
23		<i>Sorbaria sorbifolia</i>	harilik pihlenelas	+	+	+	+	
24		<i>Spiraea chamaedryfolia</i>	taraenelas		+		+	
25		<i>Symphoricarpos albus</i> var. <i>laevigatus</i>	hariliku lumimarja teisend	+	+	+	+	
26		<i>Syringa vulgaris</i>	harilik sirel	+	+	+	+	+
27	+	<i>Taxus baccata</i>	harilik jugapuu				+	
28		<i>Taxus cuspidata</i>	ida-jugapuu			+		
29		<i>Vinca minor</i>	väike igihali				+	
30		<i>Weigela japonica</i>	jaapani veigela				+	
31		<i>Weigela</i> <i>middendorffiana</i>	Middendorffi veigela			+		

7. MÕNTU MÕISA PARK

Puud

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1964	1977	1983	1996	2007
1		<i>Abies alba</i>	euroopa nulg		+	+	+	+	+
2		<i>Abies balsamea</i>	palsamnulg					+	
3		<i>Abies sibirica</i>	siberi nulg						+
4		<i>Abies veitchii</i>	jaapani nulg					+	
5	+	<i>Acer platanoides</i>	harilik vaher	+		+		+	+
6		<i>Acer platanoides</i> 'Schwedleri'	harilik vaher 'Schwedleri'	+			+	+	+
7		<i>Acer pseudoplatanus</i>	mägivaher				+		
8		<i>Aesculus</i> <i>hippocastanum</i>	harilik hobukastan	+		+	+	+	+
9	+	<i>Alnus glutinosa</i>	sanglepp		+		+	+	+
10	+	<i>Alnus incana</i>	hall lepp						+
11	+	<i>Betula pendula</i>	arukask				+	+	+
12	+	<i>Betula pubescens</i>	sookask						+
13	+	<i>Fraxinus excelsior</i>	harilik saar	+		+	+	+	+
14		<i>Fraxinus</i> <i>pennsylvanica</i>	pensilvaania saar		+		+	+	
15		<i>Malus domestica</i>	aedõunapuu (sortidena)						+
16	+	<i>Picea abies</i>	harilik kuusk		+		+	+	+
17		<i>Pinus nigra</i>	must mänd	+					
18	+	<i>Pinus sylvestris</i>	harilik mänd		+	+	+	+	+
19		<i>Populus alba</i>	hõbehaab (pappel)		+		+	+	+
20		<i>Populus × canadensis</i>	euroameerika pappel	+			+	+	+
21		<i>Populus laurifolia</i>	loorberpappel					+	+
22	+	<i>Populus tremula</i>	harilik haab		+	+	+	+	
23		<i>Prunus domestica</i>	harilik ploompipuu					+	
24		<i>Prunus domestica</i> ssp. <i>insititia</i>	kreegipuu					+	+
25		<i>Pyrus communis</i>	harilik pirnipuu				+	+	
26	+	<i>Pyrus pyraster</i>	mets-pirnipuu						+
27	+	<i>Quercus robur</i>	harilik tamm		+	+	+	+	+

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1964	1977	1983	1996	2007
28	+	<i>Quercus robur</i> aff. f. <i>cucullata</i>	h. tamm, meenutab vormi <i>cucullata</i> (lehtede servad lusikjalt allapoole käärdunud)						+
29		<i>Quercus robur</i> 'Fastigiata'	hariliku tamme kultivar					+	
30		<i>Salix alba</i> 'Sericea'	hõberommelga kultivar			+	+		
31	+	<i>Salix caprea</i>	raagremmelgas				+	+	+
32	+	<i>Salix pentandra</i>	raudremmelgas						+
33	+	<i>Sorbus aucuparia</i>	harilik pihlakas			+	+	+	+
34	+	<i>Sorbus intermedia</i>	pooppuu	+		+	+	+	+
35	+	<i>Tilia cordata</i>	harilik pärn	+		+	+	+	+
36		<i>Tilia</i> × <i>vulgaris</i>	läänepärn					+	+
37	+	<i>Ulmus glabra</i>	harilik jalakas	+		+		+	+
38	+	<i>Ulmus laevis</i>	künnapuu				+	+	+

Põõsad

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1964	1977	1983	1996	2007
1		<i>Berberis vulgaris</i> 'Atropurpurea'	hariliku kukerpuu kultivar	+					
2	+	<i>Cornus sanguinea</i>	verev kontpuid	+			+	+	+
3	+	<i>Corylus avellana</i>	harilik sarapuu				+	+	+
4	+	<i>Crataegus rhipidophylla</i> (s.l.)	harilik viirpuid				+	+	+
5		<i>Crataegus sanguinea</i>	verev viirpuid	+					
6		<i>Crataegus submollis</i>	karvane viirpuid				+	+	
7		<i>Elaeagnus commutata</i>	läikiv hõbepuid	+					
8	+	<i>Euonymus europaeus</i>	harilik kikkapuid	+			+	+	+
9	+	<i>Frangula alnus</i>	harilik paakspuid						+
10	+	<i>Juniperus communis</i>	harilik kadakas					+	
11		<i>Lonicera ruprechtiana</i>	Ruprechtli kuslapuid						+
12		<i>Lonicera tatarica</i>	tatari kuslapuid	+			+	+	+
13		<i>Lonicera tatarica</i> hybr. (<i>L. tatarica</i> × <i>L.?</i>)	tatari kuslapuid hübriid tundmatu kuslapuuliigiga					+	
14	+	<i>Lonicera xylosteum</i>	harilik kuslapuid				+	+	+
15	+	<i>Padus avium</i> (= <i>Prunus padus</i>)	harilik toomingas		+		+	+	+
16		<i>Philadelphus pubescens</i>	laialehine ebajasmiiin					+	+
17	+	<i>Rhamnus cathartica</i>	harilik türnpuu				+	+	+
18	+	<i>Ribes alpinum</i>	mage sõstar				+	+	+
19		<i>Ribes rubrum</i>	punane sõstar					+	
20	+	<i>Rosa canina</i>	koer-kibuvits				+		
21	+	<i>Rosa majalis</i>	mets-kibuvits						+
22		<i>Rosa spinosissima</i> (= <i>R. pimpinellifolia</i>) 'Plena'	näärelehise kibuvitsa kultivar	+			+	+	+
23		<i>Rosa spinosissima</i> (= <i>R. pimpinellifolia</i>) 'Rubra'	näärelehise kibuvitsa kultivar						+

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1964	1977	1983	1996	2007
24	+	<i>Rosa subcanina</i>	kutsik-kibuvits					+	+
25	+	<i>Rosa sp.</i>	kibuvits					+	
26	+	<i>Rosa vosagiaca</i>	harilik kibuvits						+
27	+	<i>Rubus caesius</i>	põldmurakas					+	+
28	+	<i>Rubus idaeus</i>	harilik vaarikas				+	+	
29	+	<i>Salix phylicifolia</i>	kahevärviline paju						+
30		<i>Sambucus nigra</i>	must leeder	+					
31		<i>Sambucus racemosa</i>	punane leeder						+
32		<i>Sorbaria sorbifolia</i>	harilik pihlenelas	+			+	+	+
33		<i>Spiraea chamaedryfolia</i>	taraenelas		+		+	+	+
34		<i>Spiraea media</i>	keskmine enelas					+	
35		<i>Spiraea salicifolia</i>	pajulehine enelas					+	
36		<i>Symphoricarpos albus</i> var. <i>laevigatus</i>	hariliku lumimarja teisend <i>laevigatus</i>	+		+	+	+	+
37		<i>Syringa vulgaris</i>	harilik sirel		+	+	+	+	+
38	+	<i>Taxus baccata</i>	harilik jugapuu						+
39		<i>Viburnum lantana</i>	villane lodjapuu		+		+	+	+
40	+	<i>Viburnum opulus</i>	harilik lodjapuu				+	+	+

8. OTI MÕISA PARK

Puud

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1983	1996	2007
1	+	<i>Acer platanoides</i>	harilik vaher	+	+		+	+
2		<i>Aesculus hippocastanum</i>	harilik hobukastan	+	+	+	+	+
3	+	<i>Alnus glutinosa</i>	sanglepp					+
4	+	<i>Alnus incana</i>	hall lepp		+		+	+
5	+	<i>Betula pendula</i>	arukask				+	+
6		<i>Betula pendula f. tristis</i>	arukase vorm				+	
7	+	<i>Fraxinus excelsior</i>	harilik saar					+
8		<i>Larix russica</i>	vene lehis					+
9		<i>Malus domestica</i>	aedõunapuu (sortidena)				+	+
10	+	<i>Picea abies</i>	harilik kuusk					+
11		<i>Prunus domestica</i>	harilik ploomipuu				+	+
12		<i>Pyrus communis</i>	harilik pirnipuu				+	+
13	+	<i>Quercus robur</i>	harilik tamm				+	+
14	+	<i>Salix alba</i>	hõberemmelgas					+
15	+	<i>Sorbus aucuparia</i>	harilik pihlakas		+		+	+
16	+	<i>Tilia cordata</i>	harilik pärn					+

Põõsad

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetusw	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1983	1996	2007
1		<i>Amelanchier spicata</i>	tähk-toompihlakas	+				
2	+	<i>Cornus sanguinea</i>	verev kontpuu	+			+	+
3	+	<i>Corylus avellana</i>	harilik sarapuu					+

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetusw	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1983	1996	2007
4		<i>Corylus avellana</i> 'Fuscorubra'	harilik sarapuu 'Fuscorubra'					+
5	+	<i>Crataegus rhipidophylla</i>	harilik viirpuu	+				
6		<i>Lonicera tatarica</i>	tatari kuslapuu	+	+	+	+	
7	+	<i>Lonicera xylostereum</i>	harilik kuslapuu				+	
8	+	<i>Padus avium</i> (=Prunus <i>padus</i>)	harilik toomingas				+	+
9		<i>Philadelphus coronarius</i>	harilik ebajasmiin		+	+	+	+
10		<i>Philadelphus coronarius</i> 'Aureus'	harilik ebajasmiin 'Aureus'					+
11	+	<i>Rhamnus cathartica</i>	harilik türnpuu	+			+	+
12		<i>Ribes nigrum</i>	must sõstar				+	
13		<i>Ribes rubrum</i>	punane sõstar				+	+
14	+	<i>Rubus caesius</i>	põldmurakas				+	+
15	+	<i>Rubus idaeus</i>	harilik vaarikas				+	+
16		<i>Sambucus nigra</i>	must leeder					+
17		<i>Sambucus racemosa</i>	punane leeder	+	+	+	+	+
18		<i>Spiraea × bumalda</i>	madal enelas					+
19		<i>Symphoricarpos albus</i> var. <i>laevigatus</i>	hariliku lumimarja teisend <i>laevigatus</i>	+	+	+	+	+
20		<i>Syringa vulgaris</i>	harilik sirel	+	+	+	+	+
21		<i>Vinca minor</i>	väike igihali				+	

9. PIDULA MÕISA PARK

Puud

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1996	2007
1		<i>Abies alba</i>	euroopa nulg			+	+
2		<i>Abies fraseri</i>	Fraseri nulg	+			
3	+	<i>Acer platanoides</i>	harilik vaher	+	+	+	+
4		<i>Acer pseudoplatanus</i>	mägivaher	+	+	+	+
5	+	<i>Betula pendula</i>	arukask		+	+	+
6		<i>Cerasus mahaleb</i> (=Prunus mahaleb)	lõhnav kirsipuu				+
7		<i>Cerasus vulgaris</i> (=Prunus cerasus)	hapu kirsipuu				+
8		<i>Fagus sylvatica</i>	harilik pöök	+	+	+	+
9	+	<i>Fraxinus excelsior</i>	harilik saar	+	+	+	+
10		<i>Juglans regia</i>	kreeka pähklipuu	+	+	+	+
11		<i>Malus domestica</i>	aedõunapuu (sortidena)			+	+
12	+	<i>Picea abies</i>	harilik kuusk	+	+	+	+
13		<i>Picea engelmannii</i>	Engelmanni kuusk	+			
14		<i>Pinus nigra</i>	must mänd	+			
15		<i>Pinus strobus</i>	valge mänd	+	+	+	+
16	+	<i>Pinus sylvestris</i>	harilik mänd				+
17		<i>Populus alba</i> var. <i>pyramidalis</i>	hõbehaava teisend	+	+		+
18		<i>Prunus domestica</i>	harilik ploomipuu				+
19		<i>Pyrus communis</i>	harilik pirnipuu			+	+

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1996	2007
20	+	<i>Pyrus pyrastra</i>	metspirnipuu				+
21	+	<i>Salix caprea</i>	raagremmelgas				+
22	+	<i>Sorbus aucuparia</i>	harilik pihlakas		+	+	+
23	+	<i>Sorbus intermedia</i>	pooppuu	+	+	+	+
24	+	<i>Tilia cordata</i>	harilik pärn	+	+	+	+
25	+	<i>Ulmus glabra</i>	harilik jalakas		+	+	+
26		<i>Ulmus × procera</i> 'Purpurea'	inglise jalakas 'Purpurea'	+		+	+

Põõsad

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1983	1996	2007
1	+	<i>Berberis vulgaris</i>	harilik kukerpuu	+	+		+	+
2	+	<i>Cornus sanguinea</i>	verev kontpuu	+			+	+
3	+	<i>Corylus avellana</i>	harilik sarapuu	+	+		+	+
4	+	<i>Crataegus rhipidophylla</i>	harilik viirpuu	+			+	+
5	+	<i>Juniperus communis</i>	harilik kadakas		+		+	+
6		<i>Juniperus sabina</i>	sabiina kadakas					+
7	+	<i>Lonicera xylosteum</i>	harilik kuslapuu					+
8	+	<i>Padus avium</i> (=Prunus <i>padus</i>)	harilik toomingas					+
9		<i>Philadelphus coronarius</i>	harilik ebajasmiin	+			+	+
10	+	<i>Ribes alpinum</i>	mage sõstar		+		+	+
11		<i>Ribes rubrum</i>	punane sõstar				+	
12		<i>Ribes uva-crispa</i>	aed-karusmari				+	
13		<i>Rosa pimpinellifolia</i> 'Rubra'	näärelehise kibuvitsa kultivar					+
14		<i>Rosa pimpinellifolia</i> 'Plena'	näärelehise kibuvitsa kultivar			+	+	
15	+	<i>Rosa subcanina</i>	kutsik-kibuvits				+	+
16		<i>Rosa villosa</i>	õun-kibuvits					+
17	+	<i>Rubus caesius</i>	põldmurakas					+
18		<i>Spiraea media</i>	keskmine enelas				+	+
19		<i>Symphoricarpos albus</i> var. <i>laevigatus</i>	hariliku lumimarja teisend <i>laevigatus</i>		+		+	+
20		<i>Syringa vulgaris</i>	harilik sirel		+	+	+	+

10. PÄDASTE MÕISA PARK

Puud

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1983	1996	2007
1	+	<i>Acer platanoides</i>	harilik vaher	+	+		+	+
2		<i>Aesculus hippocastanum</i>	harilik hobukastan	+	+	+	+	+
3	+	<i>Alnus glutinosa</i>	sanglepp		+			
4	+	<i>Betula pendula</i>	arukask					+
5		<i>Betula pendula</i> f. <i>tristis</i>	arukase vorm				+	+
6		<i>Fagus sylvatica</i>	harilik pöök	+	+	+	+	+

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1983	1996	2007
7	+	<i>Fraxinus excelsior</i>	harilik saar				+	+
8		<i>Larix decidua</i>	euroopa lehis			+	+	+
9		<i>Larix sibirica</i>	siberi lehis	+				+
10		<i>Malus domestica</i>	aedõunapuu (sortidena)				+	+
11		<i>Malus × purpurea</i>	purpur-õunapuu			+	+	+
12	+	<i>Picea abies</i>	harilik kuusk		+		+	+
13		<i>Picea engelmannii</i>	Engelmanni kuusk	+				
14		<i>Pinus cembra</i>	alpi seedermand	+		+	+	+
15		<i>Pinus mugo</i>	mägimänd	+				
16	+	<i>Pinus sylvestris</i>	harilik mänd		+			+
17		<i>Populus alba</i>	hõbehaab	+		+	+	+
18	+	<i>Populus tremula</i>	harilik haab	+	+		+	+
19		<i>Prunus domestica</i>	harilik ploomipuu				+	
20		<i>Pseudotsuga menziesii</i>	harilik ebatsuuga					+
21		<i>Pyrus communis</i>	harilik pirnipuu				+	+
22	+	<i>Quercus robur</i>	harilik tamm				+	+
23	+	<i>Salix caprea</i>	raagremmelgas					+
24	+	<i>Salix fragilis</i>	rabe remmelgas					+
25	+	<i>Sorbus aucuparia</i>	harilik pihlakas					+
26		<i>Thuja occidentalis</i>	harilik elupuu	+		+		+
27		<i>Thuja occidentalis</i> 'Sempraurea'	harilik elupuu kultivar			+	+	+
28		<i>Tilia americana</i>	ameerika pärn	+		+	+	+
29	+	<i>Tilia cordata</i>	harilik pärn	+	+		+	+
30		<i>Tilia × vulgaris</i>	läänepärn					+
31	+	<i>Ulmus glabra</i>	harilik jalakas	+	+		+	+

Põõsad

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1983	1996	2007
1		<i>Caragana arborescens</i>	suur läätspuu	+		+	+	+
2		<i>Cornus alba</i>	siberi kontpuu	+		+	+	+
3	+	<i>Cornus sanguinea</i>	verev kontpuu		+	+	+	+
4	+	<i>Corylus avellana</i>	harilik sarapuu				+	+
5		<i>Cotoneaster dammeri</i> 'Major'	Dammeri tuhkpuu 'Major'					+
6		<i>Euonymus fortunei</i> 'Emerald' n Gold'	Fortune'i kikkapuu 'Emerald' n Gold'					+
7		<i>Hedera helix</i>	luuderohi					+
8		<i>Juniperus communis</i>	harilik kadakas					+
9		<i>Ligustrum vulgare</i>	harilik liguster			+		
10		<i>Lonicera tatarica</i>	tatari kuslapuu	+	+		+	
11	+	<i>Lonicera xylosteum</i>	harilik kuslapuu			+		+
12	+	<i>Padus avium</i> (=Prunus <i>padus</i>)	harilik toomingas					+
13		<i>Parthenocissus</i> <i>quinquefolia</i>	harilik metsviinapuu					+
14		<i>Philadelphus coronarius</i>	harilik ebajasmiin	+		+	+	+
15		<i>Physocarpus opulifolius</i>	harilik põisenelas	+		+	+	
16		<i>Physocarpus opulifolius</i> 'Diabolo'	lodjap-põisenelas 'Diabolo'					+
17	+	<i>Rhamnus catharticus</i>	harilik türnpuu				+	

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1983	1996	2007
18		<i>Rhododendron</i>	rododendron					+
19	+	<i>Ribes alpinum</i>	mage sõstar		+			+
20		<i>Ribes uva-crispa</i>	aed-karusmari				+	
21	+	<i>Rosa majalis</i>	mets-kibuvits					+
22	+	<i>Rosa villosa</i>	õun-kibuvits			+	+	
23	+	<i>Rubus caesius</i>	põldmurakas					+
24		<i>Salix alba</i> var. <i>sericea</i>	hõberemmelga teisend	+				
25	+	<i>Salix caprea</i>	raagremmelgas	+			+	
26		<i>Salix fragilis</i>	rabe remmelgas	+				
27		<i>Sambucus racemosa</i>	punane leeder	+	+	+	+	+
28		<i>Symphoricarpos albus</i> var. <i>laevigatus</i>	hariliku lumimarja teisend <i>laevigatus</i>	+	+	+	+	+
29		<i>Syringa josikaea</i>	ungari sirel			+	+	
30		<i>Syringa vulgaris</i>	harilik sirel	+	+	+	+	+

11. TUMALA MÕISA PARK

Puud

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1983	1996	2007	2011
1	+	<i>Acer platanoides</i>	harilik vaher	+	+		+	+	+
2		<i>Aesculus hippocastanum</i>	harilik hobukastan				+	+	
3	+	<i>Alnus glutinosa</i>	must lepp						+
4	+	<i>Alnus incana</i>	hall lepp					+	
5	+	<i>Betula pendula</i>	arukask						+
6		<i>Carpinus betulus</i>							+
7	+	<i>Fraxinus excelsior</i>	harilik saar	+	+		+	+	+
8		<i>Malus domestica</i>	aedõunapuu (sortidena)				+	+	+
9	+	<i>Picea abies</i>	harilik kuusk	+	+		+	+	+
10	+	<i>Pinus sylvestris</i>	harilik mänd					+	
11	+	<i>Populus tremula</i>	harilik haab					+	+
12		<i>Pyrus communis</i>	harilik pirnipuu				+	+	+
13	+	<i>Quercus robur</i>	harilik tamm		+	+		+	+
14	+	<i>Salix caprea</i>	raagremmelgas						+
15	+	<i>Salix fragilis</i>	rabe remmelgas						+
16	+	<i>Sorbus aucuparia</i>	harilik pihlakas					+	+
17		<i>Thuja occidentalis</i>	harilik elupuu	+		+	+	+	+
18	+	<i>Tilia cordata</i>	harilik pärn	+	+		+	+	+
19		<i>Tilia</i> × <i>vulgaris</i>	läänepärn						+
20	+	<i>Ulmus glabra</i>	harilik jalakas	+	+		+	+	+

Põõsad

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1983	1996	2007	2011
1	+	<i>Berberis vulgaris</i>	harilik kukerpuu	+					+
2		<i>Caragana arborescens</i>	suur läätspuu	+		+	+	+	
3		<i>Cornus alba</i>	siberi kontpuu				+	+	+
4	+	<i>Cornus sanguinea</i>	verev kontpuu					+	

Nr	Kodu- maisus	Teaduslik nimetus	Eestikeelne nimetus	1954	1977	1983	1996	2007	2011
5	+	<i>Corylus avellana</i>	harilik sarapuu					+	+
6		<i>Cotoneaster lucidus</i>	läikiv tuhkpuu					+	+
7		<i>Crataegus allemanniensis</i>	saksa viirpuu					+	
8		<i>Crataegus submollis</i>	karvane viirpuu	+					+
9	+	<i>Juniperus communis</i>	harilik kadakas					+	+
10		<i>Ligustrum vulgare</i>	harilik liguster		+	+	+	+	
11		<i>Lonicera tatarica</i>	tatari kuslapuu			+	+		
12	+	<i>Lonicera xylostereum</i>	harilik kuslapuu					+	
13	+	<i>Padus avium (=Prunus padus)</i>	harilik toomingas				+	+	+
14		<i>Philadelphus coronarius</i>	harilik ebajasmiin	+	+	+	+	+	+
15	+	<i>Rhamnus cathartica</i>	harilik türnpuu					+	+
16	+	<i>Ribes alpinum</i>	mage sõstar		+			+	
17		<i>Ribes nigrum</i>	must sõstar				+		
18		<i>Ribes rubrum</i>	punane sõstar				+		
19		<i>Ribes uva-crispa</i>	aed-karusmari				+	+	
20		<i>Rosa spinosissima (=R. pimpinellifolia) 'Plena'</i>	näärelehine kibuvits 'Plena'				+	+	
21	+	<i>Rosa subcanina</i>	kutsik-kibuvits					+	
22	+	<i>Rubus caesius</i>	põldmurakas					+	
23	+	<i>Rubus idaeus</i>	harilik vaarikas				+	+	
24		<i>Salix cinerea</i>	tuhkur paju				+		
25	+	<i>Salix phylicifolia</i>	kahevärviline paju					+	
26		<i>Sambucus nigra</i>	must leeder				+	+	
27		<i>Sambucus rubra</i>	punane leeder						+
28		<i>Spiraea chamaedryfolia</i>	taraenelas			+	+	+	
29		<i>Spiraea flexuosa</i>	võnkenelas					+	
30		<i>Symphoricarpos albus var. laevigatus</i>	hariliku lumimarja teisend <i>laevigatus</i>	+	+	+	+	+	
31		<i>Syringa vulgaris</i>	harilik sirel	+	+	+	+	+	+
32		<i>Vinca minor</i>	väike igihali					+	