



EESTI SOODE SEISUND JA KAITSTUS

Koostanud Jaanus Paal ja Eerik Leibak

EESTI SOODE SEISUND JA KAITSTUS

Koostanud Jaanus Paal ja Eerik Leibak

Tartu, 2013

EESSÕNA

Trükises käsitletavaid projekte on rahaliselt toetanud Euroopa Majanduspiirkonna (EEA) – Norra finantsmehhanism, Keskkonnainvesteeringute Keskus (KIK) ja Ahti Heinla.

Toimetanud Jaanus Paal ja Eerik Leibak
Kartograafia: AS Regio
Kujundus Eva Parv Design OÜ
Kaanefoto Jaanus Paal
Kirjastanud AS Regio

© 2013 Eestimaa Looduse Fond

ISBN 978-9949-465-98-9

Raamatus on kokku võetud projektide „Eesti soode inventeerimine tagamaks nende bioloogilise mitmekesisuse säilimist“ (*Estonian Mires Inventory Completion for Maintaining Biodiversity*) ja „Eesti soode inventeerimise lõpetamine“ tulemused. Projektide vajadus tulenes sellest, et ilma niisuguse inventuurita ei ole võimalik hinnata meie soode looduskaitse väärtust ega esitada soovitusi nende edaspidiseks kasutamiseks või kasutuse piiramiseks, samuti seda, kas olemasolev kaitsealade võrgustik (k.a Natura 2000 alad) tagab soode vajaliku kaitse. Seejuures tuleb silmas pidada inventeeritud soode väärtust kogu Euroopa boreaalse biogeograafilise regiooni ulatuses, s.t võttes arvesse teatud tüüpi soode kaitse kohustust laiemas riikidevahelises ulatuses (vastutuskoozlused).

Mõlemad projektid tuginesid 1997. a Maailmapanga Norra Usaldusfondi (*World Bank Norwegian Trust Fund*) finantseerimisel läbi viidud projekti „Eesti märgalade kaitse ja majandamise strateegia“ (*Estonian Wetlands Conservation and Management Strategy*) tulemustel ja kogemustel. Osutatud varasema projekti käigus inventeeriti kokku 1560 märgala ning selle põhjal soovitati võtta kaitse alla mitmeid kõrge looduskaitse väärtusega sooalasid, mis omasid erilist tähtsust seoses Natura 2000 loodusalade võrgustiku rajamisega.

Praeguste projektide raames inventeeriti kokku 14 797 ala, millest 9286 olid sood ja 689 osaliselt soid hõlmavad märgalad. Selle töö tulemusena on meil esmakordselt olemas täielik ülevaade kõigi Eesti soode looduskaitse seisundist ja väärtusest. Pahatihti on M. Orru (1992) publikatsioonile viidates kinnitatud, et soode kogupindala on Eestis 1 009 101 ha ehk 22,3% vabariigi territooriumist, jättes tähele panemata, et viidatud raamatus käsitletakse hoopiski turbaalasid nende nn nullkontuuri piires, s.t alasid, mis on kaetud kuitahes õhukese turbakihiga. Käesoleva projekti tulemusena selgub, et sood sõna otseses tähenduses katavad Eestis kokku alla 250 000 ha (5%), kusjuures nende pindala on 1950. aastatest vähenenud umbes 2,8 korda.

Eestimaa Looduse Fondi eesmärgiks on kaasa aidata looduse mitmekesisuse säilimisele nii meie kodumaal kui kogu maailmas. Soode inventeerimise lõpuleviimine aitab sellele oluliselt kaasa ja me oleme seejuures tänulikud Norra-poolsele jätkuvale abile. Ühtlasi avaldame rahalise toetuse eest tänu Keskkonnainvesteeringute Keskusele ja erasikust annetajale Ahti Heinlale, samuti oma koostööpartnerile Keskkonnaametile.

Nende projektide läbiviimine ligi viie aasta jooksul oli raske ülesanne nii projekti korraldustoimkonnale kui ka 152 välitöödel osalenud eksperdile ja nende abilistele, aga samuti kõigile autoritele, kes andsid oma panuse käesoleva raamatu ettevalmistamisse. Tänan teid!

Jüri-Ott Salm
Eestimaa Looduse Fond

SISUKORD

1 SISSEJUHATUS JA MÕISTED (J. Paal)	9
1.1 Sissejuhatus	9
1.2 Mõisted	10
2 MÄRGALADE KAITSE JA KASUTAMISE SEADUSLIK NING INSTITUTIONAALNE ALUS (E. Saunanen, K. Vaarmari)	15
2.1 Õigus- ja poliitikaraamistik	15
2.1.1 Rahvusvahelised konventsioonid	15
2.1.2 Euroopa Liidu direktiivid ja poliitika	16
2.1.2.1 Euroopa Liidu direktiivid	16
2.1.2.2 Euroopa Komisjoni teatis märgalade kohta	17
2.1.2.3 Kaevandamine Natura 2000 aladel	17
2.1.3 Eesti poliitikadokumendid ja õigusaktid	18
2.1.3.1 Riiklik keskkonnapoliitika	18
2.1.3.2 Keskkonnaalased õigusaktid	19
2.2 Regionaalpoliitika ja planeerimine	23
2.2.1 Maakasutuse planeerimine	23
2.2.2 Looduskaitsete planeerimis- ja majandusmeetmed	24
2.2.2.1 Kaitsekorralduskavad	24
2.2.2.2 Kaitstaval loodusobjektidel vajalik tegevus ja loodushoiutoetus	24
2.2.2.3 Kaitstavat loodusobjekti sisaldava kinnisasja omandamine	25
2.2.2.4 Maksuvaba maa	25
2.2.2.5 Maareform	25
2.3 Keskkonnaasutused	26
2.3.1 Keskkonnaministeerium	26
2.3.2 Keskkonnaamet	26
2.3.3 Keskkonnainspeksioon	27
2.3.4 Muud asjakohased asutused	27
2.3.5 Akadeemilise ja valitsusvälised asutused, mis tegelevad looduse kaitse ning soode majandamisega	28
2.3.5.1 Akadeemilised institutsioonid	28
2.3.5.2 Valitsusvälised organisatsioonid	28
3 EESTI MÄRGALAD (J. Paal)	31
3.1 Turbaalad	31
3.1.1 Sood	32
3.1.1.1 Soodede teke	32
3.1.1.2 Eesti soode tüübid	34
3.1.2 Soostuvad metsad	37
3.1.3 Soometsad	38
3.2 Teised märgalad	38
3.3 Eesti sood rahvusvahelises kontekstis	39
3.3.1 Eestit hõlmavad soode vööndid ja provintsid	39

3.3.2 Rahvusvahelised klassifikatsioonisüsteemid	40		
3.3.2.1 CORINE kasvukohatüüpide klassifikatsioon	40		
3.3.2.2 Soo kasvukohatüüpide klassifikatsioon Euroopa looduse informatsioonisüsteemis	41		
3.3.2.3 Euroopa loodusliku taimkatte kaart	42		
3.3.2.4 Loodusdirektiiv	42		
4 SOODE KASUTAMINE JA SELLEGA SEOTUD KONFLIKTID (J. Paal)	47		
4.1 Põllumajandus	47		
4.2 Metsandus	49		
4.3 Turba kaevandamine	49		
4.4 Tööstus ja saastamine	52		
4.5 Linnastumine	54		
4.6 Turism ja puhkus	54		
4.7 Marjade korjamine, ravimtaimede kogumine	54		
4.8 Pommitamine	55		
4.9 Põlengud	55		
4.10 Pikaajalised mõjud	56		
5 SOODE KAITSE JA SEIRE (J. Paal)	59		
5.1 Ajalugu	59		
5.2 Ohustatud ja/või kaitstavad liigid	60		
5.2.1 Taimed	61		
5.2.1.1 Soontaimed	61		
5.2.1.2 Sammaltaimed	63		
5.2.1.3 Vetikad	64		
5.2.2 Seened <i>incl.</i> samblikud	64		
5.2.3 Loomad (A. Leivits)	64		
5.3 Ohustatud ja/või haruldased taimekooslused	65		
5.4 Kaitstavad alad	67		
5.4.1 Natura 2000 võrgustik	67		
5.4.2 Ramsari konventsiooni alad (K. Kimmel)	68		
5.4.2.1 Potentsiaalsed Ramsari konventsiooni alad	70		
5.4.2.2 Ramsari konventsiooni alade seire	70		
5.5 Soode seire (A. Leivits)	71		
5.5.1 Hüdro meteoroloogiline seire	71		
5.5.2 Geokeemiliste protsesside seire	71		
5.5.3 Taimekoosluste seire	71		
5.5.4 Soopaigaste ja -maastike kaugseire	72		
5.5.5 Liigiseire	72		
6 SOODE INVENTEERIMINE 2009-2012 (E. Leibak, L. Lutsar, T. Puura)	75		
6.1 Töö eesmärgid	75		
6.2 Olemasolevad andmed ja varasemad uuringud	75		
6.3 Projekti „Eesti soode inventeerimine tagamaks nende bioloogilise mitmekesisuse säilimist“ tegevuskava ja töökorraldus	77		
6.4 Välitööde ankeet ja kaardid	78		
6.5 Välitööd aastatel 2009–2010	78		
6.6 Projekt „Eesti soode inventeerimise lõpetamine“ (2011–2012)	79		
6.7 Soode geoinfosüsteemi arendamine	80		
6.7.1 Relatsiooniline andmebaas	80		
6.7.2 Geograafiline infosüsteem	80		
7 TULEMUSED JA JÄRELDUSED (E. Leibak & J. Paal)	83		
7.1 Soode seisundi hinnang	83		
7.1.1 Madalsood	83		
		7.1.1.1 Liigivaesed madalsood (kasvukohatüüp 3.1.1.1)	83
		7.1.1.2 Liigirikkad madalsood (kasvukohatüüp 3.1.1.2)	86
		7.1.1.3 Öötsik-madalsood (kasvukohatüüp 3.1.1.3)	88
		7.1.1.4 Lammisood (kasvukohatüüp 3.1.1.4)	90
		7.1.1.5 Allikasood (kasvukohatüüp 3.1.3.1)	92
		7.1.2 Siirdesood	95
		7.1.2.1 Rohu-siirdesood (kasvukohatüüp 3.1.2.1)	95
		7.1.2.2 Öötsik-siirdesood (kasvukohatüüp 3.1.2.2)	97
		7.1.3 Rabad	100
		7.1.3.1 Nõmmrabad (kasvukohatüüp 3.2.1.1)	100
		7.1.3.2 Lage- ja puisrabad (tüübirühm 3.2.2)	102
		7.2 Natura 2000 võrgustiku sooelupaikade seisund	105
		7.2.1 Looduslikus seisundis rabad (elupaigatüüp 7110)	105
		7.2.2 Rikutud, kuid taastumisvõimelised rabad (elupaigatüüp 7120)	106
		7.2.3 Siirde- ja öötsiksood (elupaigatüüp 7140)	108
		7.2.4 Nokkheinakooslused (<i>Rhynchosporion</i>) turvastunud nõgudes (elupaigatüüp 7150)	109
		7.2.5 Fennoskandia mineraaliderikkad allikad ja allikasood (elupaigatüüp 7160)	111
		7.2.6 Lääne-mõökrohu <i>Cladium mariscus</i> ja raudtarnakoosluste (<i>Caricion davallianae</i>) liikidega lubjarikkad madalsood (elupaigatüüp 7210)	112
		7.2.7 Aluselised ja nõrgalt happelised liigirikkad madalsood (elupaigatüüp 7230)	114
		7.3 Ohustatud ja/või haruldased liigid, vastutusliigid	116
		7.3.1 Soontaimed	116
		7.3.2 Sammaltaimed	118
		7.4 Kokkuvõte ja järeldused	119
		7.4.1 Soode pindala	119
		7.4.2 Soode seisundi hinnang	120
		7.4.3 Soode looduskaitse üldhinnang (tähtsus)	121
		7.4.4 Kaitsealuste soode võrgustiku piisavus	121
		7.4.5 Natura 2000 võrgustiku piisavus	124
		7.4.6 Vastutuskoozlused	125
		7.4.7 Elupaigakompleksid	126
		7.5 Soovitusi soode kaitseks ja säästlikuks majandamiseks	126
		7.5.1 Mõningaid probleeme ning soovitusi muudatusteks õigusaktides ja haldussüsteemis (E. Saunanen)	126
		7.5.2 Soovitusi puhversoonide rajamiseks (V. Kuusemets)	128
		7.5.3 Soovitusi soode majandamiseks (E. Leibak & J. Paal)	130
		7.5.3.1 Soode säästlik majandamine	130
		7.5.3.2 Sood ja kuivendus	131
		7.5.3.3 Turba kaevandamine	132
		KIRJANDUS	137
		LISA I. Soode inventeerimise ankeet	146
		LISA II. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon (Paal, 1997): väljavõte	148
		LISA III. Inventeeritud soode nimistu	150
		LISA IV. Soode kohtupraktika ülevaade	151

1.1 Sissejuhatuseks

Märgalade, sh soode tähtsus on tänapäeval rahvusvaheliselt laialdaselt tunnustatud ning paljudes maades on nende kaitseks või taastamiseks rakendatud rohkesti meetmeid. Need ökosüsteemid hõlmavad hulga erinevaid elupaiku ning nad toetavad oluliselt bioloogilist ja maastikulist mitmekesisust, ohustatud liike, veevarude kvaliteeti ja veekogude hüdroloogilist terviklikkust, kasvuhoonegaaside sidumist, samuti on nad geokeemiliseks ja paleoloogiliseks arhiiviks. Peale selle on märgalad kogu maailmas lahutumatult seotud inimühiskonna sotsiaalsete, majanduslike ja kultuuriliste vajadustega (Joosten & Clarke, 2002). Turbaalad ja nendega seonduvad keskkonna- ning sotsiaalsed väärtused sõltuvad käsitlemise tasandist (riiklik, regionaalne, kohalik), seetõttu tuleb vastavate väärtuste kasutamisel ja majandamisel arvestada spetsiifilisi majanduslikke, kultuurilisi ja ökoloogilisi eripärasid (Clarke & Rieley, 2010).

Turbaalade vastutustundliku majandamise strateegias (Clarke & Rieley, 2010) on rõhutatud, et turbaalade majandamine, mis mõjutab nende elupaikade/kasvukohtade, liikide või geneetilist mitmekesisust, peab toimuma nii, et

1. riiklike seaduste ja määruste ning looduskaitsete tegevuskavadega oleks tagatud erinevate sootüüpide esinduslike elupaikade/kasvukohtade ja poollooduslike soostuvate ökosüsteemide säilimine;
2. oleks tagatud turbaalade kui loodusliku mitmekesisuse varamute, samuti nende ökosüsteemse tähtsuse tunnustamine ning turbaalade integreerimine maakasutuse ja -majanduse planeerimisse;
3. oleksid hõlmatud tegevused, mis kindlustavad turbaaladel asuvate ökosüsteemide funktsioneerimise nende majandamise korral;
4. oleks tagatud bioloogilise mitmekesisuse kaitse ning selle suurendamine ammendatud ja mahajäetud turbaväljade, samuti metsanduse, põllumajanduse või muuks otstarbeks kasutatud turbaalade edasise kasutamise plaanides;
5. saaks rakendada kavandatud meetmeid bioloogilise mitmekesisuse säilitamiseks ja/või suurendamiseks kuivendatud, kaevandatud ja rikunud turbaaladel nii nende kasutamise käigus kui ka pärast selle lõppemist;
6. võimalikult säiliks bioloogiline mitmekesisus neil turbaaladel, mis piirnevad jäädavalt kaduvate turbaaladega (näiteks hüdroelektrijaamade ehitamisel üleujutatavad alad või turbalasundi alla jäävate maavarade kaevandamisalad).

Eestis on põhilisteks maakasutusviisideks metsandus ja põllumajandus, mille poolt on hõlmatud vastavalt 21 974 km² (50,3%) ja 13 805 km² (31,6%) territooriumist (Pärt jt., 2010). Samas katavad märgalad (sood, soostuvad kooslused, lammialad jne) kokku 25–30% vabariigi territooriumist, sh osa mainitud põllu- ja metsamaadest. Paljudes rabades toimub turba kaevandamine, rannikul ja lammidel asuvaid märgalaid mõjutavad paiguti oluliselt põllumajandus ning asulate laiendamine. Sellest tuleneb tungiv vajadus märgalade aruka majandamise ja kaitse strateegia järele.

Projekti “Eesti märgalade kaitse ja majandamise strateegia” käigus töötati välja märgalade looduskaitsele väärtuse hindamise kriteeriumid, arvestades seejuures Eesti keskkonnastrateegia suuniseid. Kokku inventeeriti nimetatud projekti käigus ühtse metoodika alusel 1376 märgala ja loodi geograafilise informatsioonisüsteemiga ühendatud andmebaas. Projekti tulemused avaldati eesti- ja ingliskeelse publikatsioonina (Paal *et al.*, 1998; Paal *jt.* 1999), milles projekti spetsiifilistest eesmärkidest lähtudes (kuivendussüsteemide renoveerimine) esitati soovitusel märgalade seisundi hindamiseks kuivendustööde planeerimisel, samuti erinevate huvirühmade vaheliste konfliktide lahendamiseks.

Kaks järgnevat soode inventeerimise projekti olid 1997. a läbi viidud töö jätkuks. Nende peamiseks eesmärgiks oli Eesti soode inventeerimise lõpuleviimine, et saadud tulemuste alusel toetada soode riikliku kasutamistrateegia koostamist. Vastavalt projektide eesmärkidele olid need suunatud just soode uurimisele, jättes kõrvale muud märgalad.

2005. a auditeeris Riigikontroll riiklike tegevusi turbaressursside kasutuselevõtmisel ning turba kaevandamist. Tagamaks väärtuslike soolade säilimist, soovitati selle alusel keskkonnaministeeriumile peatada uute kaevanduslubade väljastamine seni kaevandamata looduslike soodesse või nende osadesse. Kõigi Eesti märgalade inventeerimise tulemused võimaldavad kohalikel omavalitsustel ja muudel valitsusorganitel teha adekvaatseid otsuseid soode ning nende naaberlade kasutamise reguleerimisel ja vastavate lubade väljastamisel. Seega on loodud ning koondatud andmestik, mille põhjal saab korraldada turba mõistlikku ja säästlikku kasutamist. Lisaks sellele on nüüd ka kõigil soode ümbruses elavatel inimestel võimalik omada ülevaadet nende lähikonnas asuvate soode seisundist, väärtustest ja võimalikust tulevikust, seega koduümbruse miljööst.

1.2 Mõisted

Ehkki soid, turbaalad, märgalad jm käsitlev terminoloogia on viimastel aastakümnetel rahvusvahelises teaduskirjanduses üsna hästi “paika saanud”, esitame allpool inventuuri ning selle tulemuste paremaks mõistmiseks siiski mõnede peamiste terminite seletuse.

Märgala. Selle mõiste kõige laiem määratlus on sõnastatud Ramsari konventsioonis¹ (2008):

- Artikkel 1.1: “... märgalad on lodud, sood, turbaalad või veekogud, mis on kas looduslikud või inimese poolt rajatud, püsivad või ajutised; märgalad on küllastatud veega, mis on kas seisev, voolav, mage, riim- või soolane vesi, hõlmates seejuures ka merealad, kus vee sügavus ei ületa kuut meetrit.”
- Artikkel 2.1: “Märgalad võivad hõlmata ka nende naabruse jäävaid kaldaäärseid ja rannikualasid, samuti märgalade sisse jäävaid saari ja merealad, kus vee sügavus on mõõna ajal üle kuue meetri.”

USA puhta vee seaduses (*Clean Water Act*²) on märgala mõiste defineeritud märksa kitsamalt; selle dokumendi kohaselt on märgalad „... alad, mis on üle ujutatud ehk siis pinna- või põhjaveega küllastatud sageduse ning kestusega, mis on piisav ja mis normaalses tingimustes tagab seal sellise taimkatte valdamise, mis on kohastunud veega küllastatud keskkonnaga. Märgalad hõlmavad tavaliselt lodusid, soolakuid, rabasid ja nendega sarnaseid alasid.”

Turbaala on selline maastik, kus alalise veerohkuse ja hapniku vaeguse tõttu mullas jääb osa orgaanilist ainet lagundamata ning see on ajapikku ladestunud soomulla ehk turbana (Kitse *jt.*, 1962; Masing, 1992). Maastiku niisugust muutumist nimetatakse **soostumiseks**, vastavat mullatekkeprotsessi aga **turvastumiseks** (Masing, 1988b).

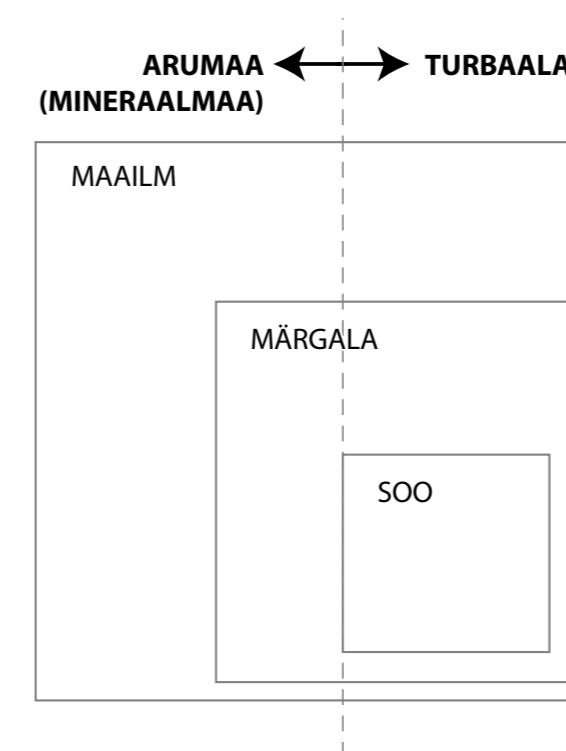
¹ Kättesaadav: http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-documents-texts/main/ramsar/1-31-38_4000_0__ (13.04.2013)

² Kättesaadav: <http://cfr.vlex.com/vid/230-3-definitions-19816974>. 40 CFR 230.3 – Definitions (14.04.2013).

Seega on turbaalad kõik kuitahes paksu turbalasundiga kaetud maastiku osad sõltumata sellest, kas seal turba ladestumine jätkub, on katkenud või turbalasund hoopiski degradeerub. Vastavalt sellele defineerivad Joosten & Clarke (2002) turbaala kui taimkattega või taimedeta ala, mis on kaetud looduslikult akumuleerunud turbakihi.

Turvas on osaliselt lagunenu taimejäänustest ja huumusest koosnev mullahorisont, mis tekib soostuvate või soomuldade veerohkes ning hapnikuvaeses pindmises kihis. Looduslik soos sisaldab turvas keskmiselt 90% vett, õhkuivas turbas on vett 30–40% (Masing, 1992). Turba olulisteks omadusteks on selles leiduvate taimejäänuste botaaniline koosseis ja lagunemisaste. Turvaste kõige üldisem liigitus toimub nende kujunemispäigaks olnud soo põhitüübi ning turba botaanilise koosseisu järgi – eristatakse madalsoo-, siirdesoo- ja rabaturvast (Masing, Trass, 1955; Masing, 1988b).

Soo on turbaala, kus turbakihi paksus on üle 30 cm ning selle ladestumine ei ole katkenud (Sjörs, 1948; Masing, 1988b; Moen, 1995). Seega on iga soo turbaala, aga mitte vastupidi (joon 1). Kui turba moodustumine pikemaks perioodiks katkeb, võib soo-ökosüsteem hävida. Sõltuvalt puurinde olemasolust võib soo olla lagesoo, puissoo või soomets. Käesolevas trükises käsitletakse üksnes lage- ja puissoid ning terminit “soo” kasutatakse kitsendatult üksnes nende kahe soomaastiku kohta käivana. Kui allpool on mõnes lõigus teemaks sood laias tähenduses (*incl.* soometsad), kasutatakse lage- ja puissoid ühendava terminina “sood s.str.”



JOONIS 1. Mõnede mõistete vastastikune suhe (H. Joosten, suuline ettekanne, 2012).

Puissoo on niisugune puudega kaetud soo, kus puurinde liituvus on alla 0,3 (Laasimer, 1965; Marvet, 1970) ning selle keskmine kõrgus jääb alla 4 m (Paal *et al.*, 1998).

Soomets on turbaala, kus puurinde liituvus on üle 0,3 ja selle keskmine kõrgus on suurem kui 4 m (Laasimer, 1965; Paal *et al.*, 1998).

Soostuv mets on metsaala, kus turbakihi paksus on alla 30 cm, puurinde keskmine kõrgus üle 4 meetri ja selle liituvus üle 0,3 (Laasimer, 1965; Paal *et al.*, 1998).

Soostuv rohumaa ehk **soostuv niit** on lage või puudega hõredalt kaetud rohumaa, kus turbakihi paksus on alla 30 cm (Laasimer, 1965).

Madalsoo on põhjaveetoiteline (minerotroofne) soo (Masing, 1988a; Valk, 1988b).

Raba on soo, milles turbalasund on nii paks, et raba pind kummub üle ümbritseva maastiku ja selle kasvavad taimed saavad oma toitained üksnes sademeveest ja selle poolt adsorbeeritud tolmust (taimede ombrotoofne toitumine) (Masing, 1988a).

Siirdesoo on taimedele omane nii minerotroofne kui ombrotoofne toitumine: kõrgematel mikrovormidel (mätastel, peenardel) kasvavad taimed saavad toitaineid ainult sademeveest, ent mättavahedes ja älvestes kasvavate taimede juured ulatuvad veel põhjaveeni ja saavad toitained kätte sellest (Masing, 1988b).

Soo-elupaik (soopaik, soofaatsies, soo-mikromaastik; *habitat, site*) on soo osa, mille ulatuses keskkonnatingimused, turbalasundi karakteristikud ning taimkate muutuvad suhteliselt vähe ja mis seetõttu erineb seda ümbritsevatest teistsuguste omadustega soo osadest (Masing, 1975, 1988b).

Soolaam (soomassiiv, soo-mesomaastik, *mire massif*) on ümbritseva mineraalmaaga piiritletud soomaastik. Soo **lihtlaam** on omaette isoleeritult arenenud soo üksikmassiv; kui mitu soomassiivi on liitunud, moodustavad nad **liitlaama** ehk **sookompleksi** (*compound mire, mire complex*) (Masing, 1982, 1992).

Ühinenud liitlaamad moodustavad **soostiku** (soo-makromaastiku, *mire system*); soostik hõlmab erinevat tüüpi soolaamu, samuti nende vahel paiknevaid soostumata alasid, nt soosaari, järvi, ojasid (Masing, 1982, 1992).

Mõned uurijad kasutavad termineid 'sookompleks' ja 'soosüsteem' sünonüümideks (nt. Yurkovskaya, 1995). Käesolevas trükises kasutatakse neid mõisteid Masing (1982, 1992) järgi.

Peatükkides 2 ja 3 käsitletakse märgalasid nende laiemas mõistes, peatükid 4–7 on pühendatud üksnes soodele ja nende inventeerimise tulemustele.

2.1 Õigus- ja poliitikaraamistik

2.1.1 Rahvusvahelised konventsioonid

Eesti on ühinenud mitme rahvusvahelise konventsiooniga, mille raames on võetud kohustusi kaitsta bioloogilise mitmekesisuse või keskkonna seisukohast väärtuslikke alasid ja objekte. Eesti põhiseaduse³ § 123 kohaselt käsitletakse ratifitseeritud rahvusvahelisi konventsioone ja muid õigusakte vastuolu korral siseriiklike õigusaktide suhtes ülimuslikena.

Olulisemateks asjakohasteks konventsioonideks on järgmised:

Ramsari (1971) rahvusvahelise tähtsusega märgalade, eriti veelindude elupaikade konventsioon. Konventsioon ratifitseeriti Eestis 20. oktoobril 1993. a ja see jõustus Eesti suhtes 29. juulil 1994. a.⁴ Selle eesmärk on eelkõige märgalade kui veelindude elupaikade kaitse. Märgaladena käsitletakse soid, turbaalasad ja madalaid mageveekogusid ning vähem kui 6 meetri sügavusi merealasad. Iga konventsiooniga ühinenud riik kohustub nimetama vähemalt ühe märgala nn Ramsari alaks. Eestis on praegu rahvusvahelise tähtsusega märgalad Soomaa, Vilsandi ja Matsalu rahvuspark, Alam-Pedja, Endla, Muraka, Nigula, Sookuninga ja Nehatu looduskaitseala, Hiiumaa laidude maastikukaitseala koos Käina lahega, Emajõe Suursoo ja Puhtu-Laelatu kaitseala ning Laidevahe looduskaitseala.⁵

Berni (1979) konventsioon Euroopa looduslike liikide ja nende elupaikade kaitsest. Eesti ühines konventsiooniga 17. jaanuaril 1992. a ja konventsioon jõustus Eesti suhtes 1. detsembril 1992. a.⁶ Berni konventsiooni eesmärk on Euroopa loodusliku taimestiku ja loomastiku ning nende looduslike elupaikade säilitamine, samuti rahvusvahelise koostöö edendamine inimtegevuse poolt vähe mõjutatud looduse kaitseks, pöörates erilist tähelepanu ohustatud liikide, sealhulgas ohustatud rändliikide kaitsele. Nende eesmärkide saavutamiseks näeb konventsioon ette kõigi looduslike taime- ja loomaliikide ja nende elupaikade kaitse ning mõnede taime- ja loomaliikide erikaitse. Erikaitse alla kuuluvad liigid on kantud lissasse I (rangelt kaitstavad taimeliigid), lissasse II (rangelt kaitstavad loomaliigid) ja lissasse III (kaitstavad loomaliigid). Lissas IV on loetletud keelatud vahendid ja viisid loomade püüdmiseks ja tapmiseks.⁷ Konventsiooni lissades loetletud erilist kaitset vajavatest liikidest leidub mitmeid ka Eesti soodes või muudel märgaladel.

Rio de Janeiro (1992) konventsioon bioloogilise mitmekesisuse kaitsest. Konventsioon ratifitseeriti

3 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/12846827&leiaKehtiv> (11.03.2013)

4 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/13058000&leiaKehtiv> (11.03.2013)

5 Ramsari alade veebipõhine andmebaas. Kättesaadav: <http://ramsar.wetlands.org/Database/Searchforsites/tabid/765/language/en-US/Default.aspx> (11.03.2013)

6 Kättesaadav: ELT Eesti eriväljaanne 2004, ptk 11, kd 14, lk 282

7 Kättesaadav: Keskkonnaministeeriumi koduleht: <http://www.envir.ee/1091398> (11.03.2013)

Eestis 11. mail 1994. a. ja see jõustus Eesti suhtes 25. oktoobril 1994. a.⁸ Konventsiooni eesmärgiks on kaitsta looduslikku mitmekesisust, tagada selle komponentide säästev kasutamine ning geneetiliste ressursside kasutamisest saadava tulu õiglane jaotamine.

Helsingi (1974/1992) konventsioon Läänemere keskkonna kaitsest. Konventsioon ratifitseeriti Eestis 9. aprillil 1995. a. ja see jõustus Eesti suhtes 9. mail 1995. a.⁹ Lisaks Läänemere keskkonnaprobleemidele käsitletakse selles ka looduslike elupaikade ja bioloogilise mitmekesisuse kaitset ning ökoloogiliste protsesside kaitset kogu Läänemere valgalal.

Teistest asjakohastest konventsioonidest tuleks nimetada järgmisi:

- Helsingi (1992) konventsioon piiriveekogude ja rahvusvaheliste järvede kaitsest ja kasutamisest, mis ratifitseeriti Eestis 3. mail 1995. a. ja mis jõustus Eesti suhtes 6. oktoobril 1996. a.;
- Washingtoni (1973) loodusliku loomastiku ja taimestiku ohustatud liikidega rahvusvahelise kaubanduse konventsioon (nn CITES), mis ratifitseeriti Eestis 20. oktoobril 1993. a. ja jõustus Eesti suhtes 22. novembril 1993. a.

2.1.2 Euroopa Liidu direktiivid ja poliitika

2.1.2.1 Euroopa Liidu direktiivid

2004. a 1. mail ühines Eesti Euroopa Liiduga, mille tulemusena kehtivad alates sellest kuupäevast Eesti suhtes Euroopa Liidu õigusaktid. Euroopa Liidu direktiivid tuleb siseriiklikku õigusesse üle võtta, määrused on otsekohalduvad.

Märgalade kaitse seisukohast on kõige olulisemad Euroopa Liidu õigusaktid loodusdirektiiv¹⁰ ja linnudirektiiv¹¹. Kaitset vajavad elupaigatüübid ja liigid, sh märgalade tüübid on loetletud direktiivide lisades. Nendes nimetatud elupaikade kaitseks moodustatakse Euroopa erikaitsealade sidus ökoloogiline võrgustik Natura 2000 (loodusdirektiivi art 3 lg 1). Liikmesriigid täidavad direktiivides sätestatud kohustusi, võttes need üle oma õigusaktidesse ja praktikasse.

Märgalade kaitset reguleerib ka veepoliitika raamdirektiiv¹², mis seab eesmärgiks mh vältida märgalade seisundi halvenemist ning kaitsta ja parandada nende seisundit (art 1). Direktiivi lisa VI B osas sätestatakse täiendava meetmena märgalade loomine või taastamine veekogu hea ökoloogilise seisundi saavutamiseks. Veepoliitika raamdirektiiv ja põhjavee direktiiv¹³ kaitsevad kaudselt ka veeökosüsteemidega seotud maismaaökosüsteeme, mis hõlmab samuti märgalaid, põhjaveedirektiiv eristab kaitse objektina lisaks ka märgalaid (art 3 lg 1 p b).

Arvestades üldist veeringet ja seda, et veepoliitika raamdirektiiv kaitseb ka märgalaid, on märgalade kaitsega kaudselt seotud järgmised direktiivid:

- Komisjoni direktiiv 2009/90/EÜ 31. juulist 2009, millega sätestatakse vastavalt Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivile 2000/60/EÜ vee seisundi keemilise analüüsi ja seire tehnilised näitajad (ELT L 201, 1.8.2009, lk 36–38)
- Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ, mis käsitleb keskkonnakvaliteedi

standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ (ELT L 348, 24.12.2008, lk 84–97)

- Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2006/11/EÜ 15. veebruarist 2006 teatavate ühenduse veekeskonda lastavate ohtlike ainete põhjustatava saaste kohta (Kodifitseeritud versioon) (ELT L 64, 4.3.2006, lk 52–59)
- Nõukogu direktiiv 91/676/EMÜ 12. detsembrist 1991 veekogude kaitsmise kohta põllumajandusest lähtuva nitraadireostuse eest (ELT L 375, 31.12.1991, lk 1–8; L 311, 21.11.2008, lk 1)
- Nõukogu direktiiv 80/68/EMÜ 17. detsembrist 1979 põhjavee kaitse kohta teatavatest ohtlikest ainetest lähtuva reostuse eest (ELT L 020, 26.1.1980, lk 43–48;...L 377, 31.12.1991, lk 48).

2.1.2.2 Euroopa Komisjoni teatis märgalade kohta

1995. a 29. mail avaldas Euroopa Komisjon teatise märgalade aruka kasutamise ja säilitamise kohta.¹⁴ Selle dokumendis kirjeldatakse märgaladega seonduvaid probleeme, märgalade väärtust, kuidas vältida märgalade hävimist, sh nende kuivamist, kuidas märgalaid taastada, märgalade sobivat kasutust ja majandamist, teadlikkuse tõstmist ja hariduse edendamist seoses märgaladega, märgalade kaitse ja regulatsiooni loomist teistesse valdkondadesse.

Euroopa Komisjoni teatis ei tekita riikidele ega isikutele kohustusi, tegemist on poliitiliste suunistega.

2.1.2.3. Kaevandamine Natura 2000 aladel

Euroopa Komisjon avalikustas 4. oktoobril 2010. a juhise, mis käsitleb maavarade (v.a energiakandjate) kaevandamise võimalusi Natura 2000 aladel.¹⁵ Dokumendi eesmärk on suurendada selgust kaevandamistegevuse võimalikkuse ja tingimuste osas juhul, kui kaevandatav maavara asub Natura-alal.

Juhises märgitakse, et teatud tüüpi alad, sh märgalad, on kaevandamise suhtes eriti tundlikud, pealegi ulatub kaevandamise mõju vahetust kaevandusalast väljapoole ja võib põhjustada märgalade kuivamise ka kaevandusalast kaugemal. Dokumendis leitakse, et kaevandustegevus ning elupaikade ja liikide kaitse ei ole teineteist tingimata välistavad, vaid kaevandamise lubatavust tuleks igal üksikjuhtumil kaaluda lähtuvalt Natura 2000 ala kaitse-eesmärgist. Vastandlike huvide lepitamisel peetakse tähtsaks strateegilist planeerimist, mis võimaldab konfliktide lahendamise leida võimalikult varajases staadiumis. Komisjon on välja toonud, et kaevanduste asukoha valik tuleks teha strateegilise planeerimise faasis, kus on võimalik kaasata võimalikult lai avalikkus ning suur hulk huvigruppe. See on kasulik ka kaevandajatele, kellele luuakse niiviisi stabiilsem ja ettearvatavam tegevusraamistik.

Komisjoni juhise ei ole õiguslikult siduv ning see ei lisa õiguslikus mõttes ka mingeid põhimõtteliselt uusi järeldusi – tegevuste lubamine Natura 2000 aladel lähtub ka hetkel konkreetse juhtumi asjaolude hindamisest.

⁸ Kätesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/12918700&leiaKehtiv> (11.03.2013)

⁹ Kätesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/12816983&leiaKehtiv> (11.03.2013)

¹⁰ Kätesaadav: Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ, 21. mai 1992, looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta, EÜT L 206, 22.7.1992; ... ELT L 236, 23.09.2003.

¹¹ Kätesaadav: Nõukogu direktiiv, 30. november 2009, loodusliku linnustiku kaitse kohta 2009/147/EÜ, EÜT L 20, 26.01.2010.

¹² Kätesaadav: 2000/60/EÜ, EÜT L 327, 22.12.2000; ELT L 140, 5.6.2009.

¹³ Kätesaadav: 2006/118/EÜ, ELT L 372, 27.12.2006.

¹⁴ Kätesaadav: COM (95) 189 final. 29.05.1995. Kätesaadav: <http://aei.pitt.edu/4792/> (11.03.2013)

¹⁵ Kätesaadav: http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/nee_n2000_guidance.pdf (04.04.2013)

2.1.3 Eesti poliitikadokumendid ja õigusaktid

2.1.3.1 Riiklik keskkonnapoliitika

Riigikogu 14.09.2005. a otsusega on heaks kiidetud **Eesti säästva arengu riiklik Keskkonnastrateegia Säästev Eesti 21**¹⁶ (edaspidi *Säästev Eesti 21*). Säästev Eesti 21 seab eesmärgiks ökoloogilise tasakaalu, mille üheks põhikomponendiks on loodusliku mitmekesisuse ja looduslike alade säilitamine.

Riigikogu 14.02.2007. a otsusega¹⁷ on heaks kiidetud **Eesti Keskkonnastrateegia aastani 2030**¹⁸ (edaspidi *Keskkonnastrateegia*). Keskkonnastrateegia on keskkonnavaldkonna arengustrateegia, mis juhindub Säästev Eesti 21 põhimõtetest ja on katusstrateegiaks kõikidele keskkonna valdkonna arengukavadele, mis peavad koostamisel või täiendamisel juhinduma keskkonnastrateegias toodud põhimõtetest. Keskkonnastrateegia eesmärgiks on määratleda pikaajalised arengusuunad looduskeskkonna hea seisundi hoidmiseks, lähtudes samas keskkonnavaldkonna seostest majandus- ja sotsiaalvaldkonnaga ning nende mõjudest ümbritsevale looduskeskkonnale ja inimesele.¹⁹ Eraldi peatükina käsitletakse Keskkonnastrateegias maastike ja bioloogilist mitmekesisust ning seatakse eesmärgiks säilitada soode jm sarnaste maastike soodne seisund, mille mõõdikuks on säilitada sood 22%-l kogu maismaa territooriumist.²⁰

Keskkonnastrateegia rakendamiseks on koostatud **Eesti keskkonnategevuskava aastateks 2007–2013** (edaspidi KTK), mis kiideti heaks 22.02.2007. a Vabariigi Valitsuse korraldusega.²¹ Nagu Keskkonnastrateegias, nii nähakse ka KTK-s soode jm turbaalade soodsa seisundi säilitamise mõõdikuna tagada nende esindatus 22%-l kogu maismaa territooriumist.

KTK tegevuste elluviimise aruanded esitatakse iga-aastaselt Vabariigi Valitsusele. Aastal 2010 viidi²² ja 2013 viiakse läbi põhjalik monitooring KTK elluviimise kohta, monitooringu tulemusi kasutatakse KTK ja Keskkonnastrateegia uuendamiseks.²³ 2010. a monitooringu aruandes on leitud, et üks tähtsamaid tegevusi keskkonnastrateegias püstitatud maastike mitmekesisuse säilitamise eesmärgi saavutamisel on olnud toetuste maksimine Natura 2000 alal asuvate poollooduslike koosluste hooldamiseks ja taastamiseks.²⁴

Vabariigi Valitsus kiitis 26.07.2012. a otsusega nr 332²⁵ heaks **looduskaitse arengukava aastani 2020**²⁶. Selles määratletakse looduskaitse valdkondade peamised probleemid ning seatakse konkreetsed eesmärgid, milleni tuleks aastaks 2020 jõuda, samuti määratletakse üldised meetmed nende eesmärkideni jõudmiseks. Arengukavas käsitletakse loodusariduse ja -teavitusega seotud olukorda ja eesmärgid, olulisel kohal on liikide ja elupaikade (sh soolupaikade) kaitse ja maastike mitmekesisuse säilimise tagamine, lisaks puudutatakse loodusvarade (sh turba kui taastumatu loodusvara) kasutamise küsimusi ja muud inimtegevuse mõju loodusele.

Arengukavas käsitletud meetmed on enamjaolt finantsilised ning organisatsioonilised – paljudes

16 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/940717&leiaKehtiv> (11.03.2013)

17 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/12793848&leiaKehtiv> (11.03.2013)

18 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/12793848/12793882.pdf> (11.03.2013)

19 Keskkonnastrateegia, lk 3

20 Keskkonnastrateegia, lk 34 . Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/12793848/12793882.pdf> (11.03.2013). Siin on tegemist ilmselt terminoloogilise veaga, sest ligikaudu 22% hõlmavad Eesti pindalast mitte sood vaid turbaalad (Orru, 1992)

21 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/12796956&leiaKehtiv> (11.03.2013)

22 KTK aruanne 2007-2009. Kättesaadav: <http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=1131709/KTK+aruanne+2007-2009+v5+8.06.2010.pdf> (11.03.2013)

23 Keskkonnaministeeriumi koduleht: <http://www.envir.ee/2851> (11.03.2013)

24 KTK aruanne 2007-2009. Lk 17

25 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/331072012001> (04.04.2013)

26 Kättesaadav: http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=1186984/LAK_lop.pdf (04.04.2013)

valdkondades nähakse toetusmeetmete suurendamise vajadust, samuti on olulisele kohale seatud teavitus- ja hariduslikud tegevused. Märjaladega seonduvad nt järgmised meetmed: ökosüsteemi väärtuse arvestamine keskkonnakasutuses (meede 3.1), rahvusvaheline koostöö (mh uute rahvusvahelise tähtsusega märjalade esitamine Ramsari konventsiooni büroole (meede 2.6.1)), meetodika väljatöötamine turba kaevandamismäärade täpsustamiseks, mis baseerub turba kui taastumatu loodusvara kontseptsioonil ja selle rakendamine (meede 3.2.1), rikutud ökosüsteemide, nt mahajäetud turbaalade korrastamine (meede 3.2.3) jm.

2.1.3.2 Keskkonnavaldkonna õigusaktid

Põhiseadus

Põhiseaduse § 5 sätestab: Eesti loodusvarad ja loodusressursid on rahvuslik rikkus, mida tuleb kasutada säästlikult.²⁷ Põhiseaduse kommentaaride kohaselt ei ole mõiste “rahvuslik rikkus” samatähenduslik riikliku omandiga loodusrikkuste osas, aga see õigustab ja kohustab riiki võtma loodusvarad oma omandisse vastavalt põhiseaduse § 32 lõikele 3, kui see on vajalik nende üldrahvaliku ja säästliku kasutamise huvides.²⁸ Keskkonna väärtus inimese ja ühiskonna jaoks ei seisne üksnes tema kasutamise võimaluses, vaid juba pelgas olemasolus (nn eksisteerimisväärtus). Kaitset vajavad ka majanduslikku tähtsust mitteomavad liigid. Paragrahv 5 ei rõhuta keskkonna välisest väärtustajast sõltumatut väärtust, kuid ei takista keskkonna iverse väärtuse tunnustamist keskkonnapoliitika ühe lähtealusena.²⁹

Põhiseaduse § 53 kohaselt on igaüks kohustatud säästma elu- ja looduskeskkonda ning hüvitama kahju, mis ta on keskkonnale tekitanud. Sama paragrahvi teine lause sätestab hüvitamise korra. Põhiseaduse kommentaarides märgitakse, et elu- ja looduskeskkonna säästva kasutamise eesmärgiks on tagada inimestele rahuldav elukeskkond ja vajalikud loodusressursid. Kommentaaride kohaselt on selles paragrahvis sisalduvast põhikohustusest tulenevalt võimalik piirata põhiõigusi – ettevõtlusvabadust ja omandiõigust.³⁰

Keskkonnakahju mitterahalise heastamise korra sätestab keskkonnavastutuse seadus³¹ ja teatud juhtudel tuleb kahju hüvitada rahas vastavalt keskkonnavaldkonna seadustele. Riigikohus on märkinud, et loodusvaradel on lisaks kaubalis-rahalisele väärtusele ka objektiivne, omanikust sõltumata väärtus, mille kahjustamine tuleb hüvitada.³²

Säästva arengu seadus

Säästva arengu seadus võeti vastu 22. veebruaril 1995. a ja see jõustus 1. aprillil 1995. a³³ järelmina ÜRO Keskkonna- ja arengukonverentsile (Rio de Janeiro, 1992). Seaduses on sätestatud, et bioloogilise mitmekesisuse säilitamine tagatakse Vabariigi Valitsuse kinnitatud riikliku programmi ja tegevuskavaga. Seaduse kohaselt tuleb säilitada eritüübilisi ökosüsteeme ja maastikke ning asustuse ja majandustegevuse mõju tasakaalustamiseks ja kompenseerimiseks luua looduslike ja poollooduslike koosluste võrgustik.

27 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/12846827&leiaKehtiv> (20.03.2013)

28 Eesti Vabariigi Põhiseadus. Kommenteeritud väljaanne, 2012

29 Kättesaadav: <http://www.pohiseadus.ee/ptk-1/pg-5/> (20.03.2013)

30 Eesti Vabariigi põhiseadus. Kommenteeritud väljaanne. 2002. Lk 334

31 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/13316047&leiaKehtiv> (20.03.2013)

32 RKKKo 16.12.1997, 3-1-1-109-97. Viidatud: Eesti Vabariigi põhiseadus. Kommenteeritud väljaanne. 2002. Lk 335

33 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/13148461&leiaKehtiv> (20.03.2013)

Looduskaitseseadus

Looduskaitseseadus (LKS) võeti vastu 21. aprillil 2004. a ja see jõustus 10. mail 2004. a.³⁴ LKS on peamine õigusakt, mis reguleerib liikide ja elupaikade, sh märgalade kaitset.

LKS-s sätestatakse loodusobjekti kaitse alla võtmise eeldused ja kaitse alla võtmise menetlus. Kaitstavad loodusobjektid on mh kaitsealad, hoiualad ja püsielupaigad (§ 4 lg 1 p 1, 2 ja 4). Loodusobjekti kaitse alla võtmise eelduseks on selle ohustatus, haruldus, tüüpilisus, teaduslik, ajaloolis-kultuuriline või esteetiline väärtus või rahvusvahelisest lepingust tulenev kohustus (§ 7). Ala võtab kaitse alla kaitsealana või hoiualana Vabariigi Valitsus (§ 10 lg 1). Püsielupaiga võtab kaitse alla keskkonnaminister (§ 10 lg 2). LKS-ga on üle võetud EL loodus- ja linnudirektiivide sätted ning selle alusel moodustatakse mh Natura võrgustikku kuuluvad kaitsealad ja hoiualad.

Kaitsealad jagunevad rahvusparkideks, looduskaitsealadeks ja maastikukaitsealadeks (§ 4 lg 2), millel on erinev kaitse eesmärk. Kaitsealadel eristatakse võõnditena loodusreservaati, sihtkaitsevõõndit ja piiranguvõõndit, milles kehtivad erinevad erineva rangusastmega tegevuspiirangud. Maastikukaitsealal loodusreservaati ei määrata. Kaitseala täpsem kaitsekord määratakse kaitse-eeskirjas, milles piiritletakse kaitsevõõndite ulatus ja määratakse seadusega sätestatud piirangute kehtivus võõndite kaupa (§ 12). Kaitsealal, hoiualal ja püsielupaigal on valitseja, kes korraldab kaitstava loodusobjekti kaitset (§ 21 ja § 22).

LKS reguleerib ka ranna ja kalda kaitset ning looduskaitset kohaliku omavalitsuse tasandil. Ranna või kalda kaitse eesmärk on mh rannal või kaldal asuvate looduskoosluste säilitamine ning inimtegevusest lähtuva kahjuliku mõju piiramine (§ 34). Rannal ja kaldal kehtib piiranguvõõnd, ehituskeeluvõõnd ja veekaitsevõõnd (§ 35 lg 1). Veekaitsevõõndi ulatus ja kitsendused on sätestatud veeseaduses.

Looduskaitse eesmärk kohaliku omavalitsuse tasandil on piirkonna looduse eripära, kultuuri, asustust ja maakasutust esindavate väärtuslike maastike või nende üksikelementide kaitse ja kasutamise tingimuste määramine kohaliku omavalitsuse poolt (§ 43). Kohaliku kaitse alla võetud maa-alal rakendatakse LKS piiranguvõõndi sätestatud kaitsekorda, mida võib kaitse-eeskirjaga või planeeringuga leevendada (§ 44 lg 1).

Maapõueseadus

Maapõueseadus (MaaPS) võeti vastu 23. novembril 2004. a ja see jõustus 1. aprillil 2005. a.³⁵ MaaPS sätestab maapõue uurimise, kaitsmise ja kasutamise korra ning põhimõtted eesmärgiga tagada maapõue majanduslikult otstarbekas ja keskkonnasäästlik kasutamine (§ 1 lg 1). MaaPS reguleerib üldgeoloogilise uurimistöö ja geoloogilise uuringu tegemist ja lubade menetlust nendeks tegevusteks.

Märgalade sisukohalt on oluline maavarade kaevandamine, mille lubade menetlust ja keskkonnanõudeid MaaPS samuti reguleerib. MaaPS kohustab rakendama kaevandamisel tehnoloogiaid, mille puhul keskkonnale ja isikutele tekitatav kahju oleks minimaalne (§ 24 lg 1). Kaevandamisloa andmisest keeldutakse, kui kaevandamine kahjustab kaitstavat loodusobjekti või loodusobjekti, mille kaitse alla võtmine on menetluses, samuti kui kaitse-eeskirjaga on maavara kaevandamine keelatud (§ 34 lg 1 p 2 ja p 3). Kaevandamisloa andmisest keeldutakse ka siis, kui kaevandamisega rikutud maad ei ole võimalik mõistlike kulutustega kasutamiskõlblikuks korrastada ning keskkonnamõju hindamise tulemusel selgub, et kaevandamisega kaasneb oluline keskkonnamõju ja seda ei ole võimalik vältida ega vähendada (§ 34 lg 1 p 13 ja p 19).

34 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/13342186&leiaKehtiv> (20.03.2013)

35 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/13342547&leiaKehtiv> (20.03.2013)

MaaPS sätestab nõuded üldgeoloogilise uurimistöö, geoloogilise uuringu ja kaevandamise käigus rikutud maa-ala korrastamiseks. MaaPS-s sätestatakse ka nõuded maapõue kasutamiseks, mis ei ole seotud kaevandamisega.

Maaparandusseadus

Maaparandusseadus (MaaParS) võeti vastu 22. jaanuaril 2003. a ja see jõustus 1. juulil 2003. a, osaliselt 1. juulil 2004. a.³⁶ MaaParS sätestab nõuded maaparandussüsteemi projekteerimisele ja ehitamisele ning maaparandushoiule (§ 1). Maaparandussüsteemi ehitamiseks on vaja projekteerimistingimusi ja ehitusluba. Põllumajandusamet keeldub maaparandussüsteemi projekteerimistingimuste andmisest, kui kavandatav maaparandussüsteem on keskkonnale ohtlik (§ 8 lg 3 p 2) ning ehitusloa andmisest, kui oluline keskkonnamõju on hindamata ja keskkonnamõju hindamine on ette nähtud (§ 15 p 7).

Maaparandussüsteemi omanik või valdaja peab maaparandussüsteemi ja selle maa-ala kasutamisel tegema vajalikke maaparandushoiutõid, et maaparandussüsteem selle kasutamise kestel vastaks seaduses esitatud nõuetele. Valdaja ei tohi maaparandushoiutõid tehes takistada veevoolu maaparandussüsteemis ega tekitada muu tegevusega kahju teistele maavaldajatele (§ 45 lg 2 ja lg 3).

Veeseadus

Veeseadus (VeeS) on vastu võetud 11. mail 1994. a ja see jõustus 16. juunil 1994. a.³⁷ VeeS reguleerib vee kasutamist ja kaitset arvestades EL direktiivide nõudeid. VeeS-s eristatakse veekogu avalikku kasutust ja vee erikasutust. Viimane on keskkonda oluliselt mõjutav tegevus (nt rohkem kui 30 m³ pinnavee või rohkem kui 5 m³ põhjavee võtmine, heitvee või saasteainete keskkonda viimine ja vee keskkonda viimine maavara kaevandamise tulemusel), milleks on vaja vee erikasutusluba (§ 8 ja § 9).

2015. a 22. detsembriks tuleb saavutada pinna- ja põhjavee hea seisund (§ 3⁵ lg 2). Selleks sätestatakse VeeS-ga piirangud saasteainete, sh ohtlike ainete keskkonda viimisele ja nõuded põllumajandusele.

Märgalade seisundit arvestatakse põhjavee saasteainesalduse läviväärtuse ja põhjavett ohustavate saasteainete määramisel (§ 26⁶ lg 2).

Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus

Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus (KeHJS) võeti vastu 22. veebruaril 2005. a ja see jõustus 3. aprillil 2005. a.³⁸ KeHJS reguleerib olulise keskkonnamõjuga arendusprojektide keskkonnamõju hindamist (KMH) ja strateegilistele planeerimisdokumentidele (arengukavad ja planeeringud) läbi viidavat keskkonnamõju strateegilist hindamist (KSH). Seadus sätestab KMH ja KSH menetluse ning aruannete sisunõuded, samuti nõuded mõju hindamise ekspertidele.

Keskkonnamõju hinnatakse, kui (§ 3):

36 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/13316787&leiaKehtiv> (20.03.2013)

37 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/123122010041&leiaKehtiv> (20.03.2013)

38 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/116112010013&leiaKehtiv> (20.03.2013)

- 1) taotletakse tegevusluba või selle muutmist ning kavandatav tegevus toob eeldatavalt kaasa olulise keskkonnamõju;
- 2) kavandatakse tegevust, mis võib üksi või koostöös teiste tegevustega oluliselt mõjutada Natura 2000 võrgustiku ala.

Eeldatakse, et keskkonnamõju on oluline muuhulgas järgmistel juhtudel (§ 6 lg 1 p 18, 28, 29 ja 31):

- põhjaveest võetakse vähemalt 10 miljonit kuupmeetrit aastas;
- maavara kaevandatakse (pealmaakaevandamine) suuremal kui 25 hektari suurusel alal;
- maavara kaevandatakse allmaakaevandamisel või turvast kaevandatakse mehhaniseeritult;
- maavara kaevandamine lõpetatakse eeltoodud juhtudel ja ulatuses;
- märgala kuivendatakse üle 100 ha suurusel alal.

KMH võib läbi viia ka muudel juhtudel, kui tegevusloa menetluses leitakse kaalumise käigus, et keskkonnamõju on oluline (§ 6 lg 3-5).

KMH ja KSH tulemusena pakutakse tegevustele või asukohtadele välja alternatiivid ning olulise keskkonnamõju vältimise või vähendamise meetmed ehk keskkonnanõuded.

Keskkonnaseadustik

Riigikogu võttis 16. veebruaril 2011. a vastu keskkonnaseadustiku üldosa seaduse³⁹ (KeÜS), mis sätestab keskkonnaõiguse põhimõisted, keskkonnakaitse põhimõtted, igaühelkohustused, käitaja kohustused, keskkonnavalasid õigused ja uue integreeritud keskkonnavalasid menetluse – need eelnõu osad moodustavad keskkonnaõiguse üldosa kitsamas mõttes, mis siiani meie õiguses on puudunud. KeÜS koostamisel oli eesmärgiks mitte lihtsalt kehtiva õiguse süstematiseerimine ja üldise regulatsiooni koondamine üldosasse, vaid kehtiva õiguse kriitiline ülevaatamine, vastuolude lahendamine ja lünkade täitmine.⁴⁰

KeÜS jõustumine on ette nähtud keskkonnaseadustiku eriosa seaduse jõustumisega. Keskkonnaseadustiku eriosa seaduste eelnõud on koostamisel, Vabariigi Valitsuse tegevusprogrammi⁴¹ kohaselt peaksid eelnõud valmima 2013. a lõpuks.

Keskkonnaõiguse eriosa kodifitseerimise eesmärgid Eestis on ambitsioonikad. Sihiks on kehtiva õiguse korraldamisele lisaks ka oluliste muudatuste ja täienduste väljapakumine.

Muud asjakohased seadused

- Jäätmeseadus – sätestab jäätmete keskkonda, sh märgalale viimise keelu;
- Metsaseadus – määrab raiemahud jm puude raiumisega seotud reeglid, sh märgalal;
- Keskkonnajärelevalve seadus – sätestab keskkonnajärelevalve meetmed mh õigusrikkumiste tõrjumiseks märgalal;
- Korrakaitse seadus – on oluline keskkonnajärelevalve seaduse rakendamiseks;

39 Kättesaadav: <http://www.riigikogu.ee/?page=eelnou&op=ems&emshelp=true&eid=1147282&u=20110216112744> (20.03.2013)

40 KeÜS seletuskiri, lk 2. Kättesaadav: <http://www.riigikogu.ee/?page=eelnou&op=ems&emshelp=true&eid=1147282&u=20110211114542> (20.03.2013)

41 Vabariigi Valitsuse tegevusprogramm 2011-2015 (uuendatud 26. aprillil 2012. a). Kättesaadav: http://www.valitsus.ee/UserFiles/valitsus/et/valitsus/tegevusprogramm/valitsuse-tegevusprogramm/tegevusprogrammi%202012%20uuendamise/Valitsuse%20tegevusprogramm%202011-2015_uuendatud%202012_allkirjastatud.xls (04.04.2013)

- Keskkonnastutuse seadus – sätestab keskkonnakahju vältimise ja heastamise kohustuse, sh märgala taastamise kohustuse selle rikkumise korral;
- Ehitusseadus – sätestab ehituslubade andmise teede ja kraavide, tehnovõrkude ja -rajatiste püstitamiseks;
- Karistusseadustik – sätestab karistused keskkonnavalasid õigusaktide olulise rikkumise eest).

2.2 Regionaalpoliitika ja planeerimine

2.2.1 Maakasutuse planeerimine

Ruumilist planeerimist (edaspidi *planeerimine*) reguleerib planeerimiseseadus (PlanS), mis võeti vastu 13. novembril 2002. a ja jõustus 1. jaanuaril 2003. a.⁴² PlanS kohaselt on planeeringute liigid:

- 1) üleriigiline planeering;
- 2) maakonnaplaneering;
- 3) üldplaneering;
- 4) detailplaneering.

Planeeringud on omavahelises hierarhilises seoses, mis tähendab, et iga üldisema tasandi planeering on aluseks detailsema madalama planeeringu koostamisele. Siiski tuleb maakonnaplaneeringu koostamisel arvestada kehtestatud üldplaneeringutega või kokkuleppel kohalike omavalitsustega teha vajaduse korral ettepanek nende muutmiseks. Üldplaneering võib põhjendatud vajaduse korral sisaldada kehtestatud maakonnaplaneeringu muutmise ettepanekuid.

Üleriigilise planeeringu kehtestab Vabariigi Valitsus (PlanS § 24 lg 1), maakonnaplaneeringu kehtestab maavanem, üld- ja detailplaneeringu kohalik omavalitsus (PlanS § 24 lg 2 ja lg 3).

Planeerimisalase tegevuse üleriigiline korraldamine ja järelevalve on siseministeriumi pädevuses ning planeerimisalase tegevuse korraldamine ja järelevalve maakonnas on maavalitsuse pädevuses. Planeerimisalase tegevuse korraldamine valla või linna haldusterritooriumil on kohaliku omavalitsuse pädevuses (PlanS § 4 lg 1 ja lg 2).

Üleriigiline planeering koostatakse kogu riigi territooriumi kohta ja sellega määratletakse säästva ja tasakaalustatud ruumilise arengu põhimõtted ja suundumused ning seatakse ülesanded maakonnaplaneeringutele (PlanS § 6 lg 2). Üleriigilise planeeringu ülesandeks on ka eri tüüpi ökosüsteemide ja maastike säilimist tagava ning asustuse ja majandustegevuse mõjusid tasakaalustava looduslikest ja poollooduslikest kooslustest koosneva süsteemi ehk rohelise võrgustiku aluste kujundamine (PlanS § 6 lg 2 p 5). Praegu kehtiv üleriigiline planeering aastani 2030 on kehtestatud Vabariigi Valitsuse 30.08.12 korraldusega nr 368.⁴³

Maakonnaplaneering koostatakse kogu maakonna territooriumi või selle osa kohta ja selles käsitletakse PlanS kohaselt mh säästva arengu põhimõtteid, loodusvarade, väärtuslike põllumaade, maastike, rohelise võrgustiku ja looduslike koosluste säilitamist, maa- ja veealade kasutustingimuste, sh maavara kaevandamisest mõjutatud alade ja maardlate kasutustingimuste määratlemist (PlanS § 7 lg 3).

Üldplaneering koostatakse kogu valla või linna territooriumi või selle osade kohta ja selle ülesandeks on mh säästva arengu põhimõtete arvestamine, maa- ja veealade üldiste kasutus- ja ehitustingimuste, sh maakasutuse sihtotstarbe määramine, väärtuslike põllumaade, parkide, haljasalade, maastike, maastiku

42 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/13328539> (20.03.2013)

43 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/306092012001> (04.04.2013)

üksikelementide ja looduskoosluste määramine ning nende kaitse- ja kasutamistingimuste seadmine, roheline võrgustiku toimimist tagavate tingimuste seadmine, vajadusel ettepanekute tegemine kaitse alla võetud maa-alade kaitseležiimi täpsustamiseks, muutmiseks või lõpetamiseks, samuti ettepanekute tegemine maa-alade kaitse alla võtmiseks (PlanS § 8 lg 3).

Detailplaneering on maakasutuse ja lähiaastate ehitustegevuse aluseks ning see koostatakse valla või linna territooriumi osa kohta. Detailplaneeringu ülesandeks on mh vajadusel ettepanekute tegemine kaitse alla võetud maa-alade kaitseležiimi täpsustamiseks, muutmiseks või lõpetamiseks, samuti ettepanekute tegemine maa-alade kaitse alla võtmiseks (PlanS § 9 lg 2). Detailplaneeringuga määratakse ka maakasutuse sihtotstarve (PlanS § 9 lg 4 p 1).

Kaitsealad ja hoiualad ei moodustata planeeringute alusel, vaid LKS alusel, tuginedes looduskaitsele kriteeriumidele.

2.2.2 Looduskaitse planeerimis- ja majandusmeetmed

2.2.2.1 Kaitsekorralduskavad

Hoiualade ja kaitsealade kaitse korraldamiseks koostab ja kinnitab keskkonnaamet kaitsekorralduskavad, milles märgitakse:

- 1) alal leiduvad loodusväärtused ning indikaatorid nende mõõtmiseks;
- 2) olulised keskkonnategurid ja nende mõju loodusobjektile ja selle väärtusele;
- 3) ala kaitse eesmärgid, nende saavutamiseks vajalikud tööd, tööde tegemise eelisjärjestus, ajakava ning maht;
- 4) kava elluviimise eelarve (LKS § 25 lg 1).⁴⁴

Kaitsekorralduskava koostatakse 3–10 aastaks. Teave kaitsekorralduskava kinnitamise kohta avalikustatakse keskkonnaameti veebilehel (LKS § 25 lg 2).

2.2.2.2 Kaitstaval loodusobjektidel vajalik tegevus ja loodushoiutoetus

Kaitstava loodusobjekti poollooduslike koosluste esinemisaladel on LKS § 17 lõike 1 kohaselt vajalik nende ilmet ja liigikoosseisu tagav tegevus nagu niitmine, loomade karjatamine, puu- ja põõsarinde kujundamine, harvendamine või raadamine, mille ulatus määratakse hoiualadel kaitsekorralduskavaga, teistel kaitstavatel loodusobjektidel kaitse-eeskirjaga. Poollooduslike koosluste esinemisaladeks nimetatakse mh soostunud niite ja soo-, ranna-, lammi- ja aruniite (LKS § 17 lg 2). Kaitstaval loodusobjektidel vajalikku tegevust võib eramaal läbi viia valdaja, aga kui valdaja sellega ei nõustu, võib vajalikud tegevused läbi viia riik (LKS § 17 lg 6-9).

Kaitseala, hoiuala või püsielupaiga poollooduslike koosluste säilimiseks kaitse-eeskirjaga või kaitsekorralduskavaga määratud vajaliku töö tegemiseks makstakse kinnisasja valdajale teatud tingimustel loodushoiutoetust (LKS § 18 lg 1 ja lg 2).

Keskkonnaamet koostas 2009. aastal poollooduslike koosluste inventeerimise kava aastani 2013, mis

⁴⁴ Keskkonnaministri 20.10.2009. a määrus nr 60 "Kaitsekorralduskava koostamise ja kinnitamise kord ning kaitsekorralduskava kinnitaja määramine". Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/13228916&leiaKehtiv> (20.03.2013)

edastati PRIA-le rakendamiseks. Aastatel 2007–2009 on poollooduslike koosluste hooldamise toetusena nii ettevõtetele kui eraisikutele välja makstud rohkem kui 151 miljonit krooni.⁴⁵

2.2.2.3 Kaitstavat loodusobjekti sisaldava kinnisasja omandamine

Riik võib kokkuleppel omanikuga vastava tasu eest omandada kogu ulatuses või osaliselt kaitsealal, hoiualal või püsielupaigas asuva kinnisasja, mille sihtotstarbelist kasutamist ala kaitsekord oluliselt piirab (LKS § 20 lg 1 ja lg 2).

Kinnisasja omandamise ettepaneku tegemise õigus on kinnisasja omanikul, kaitstava loodusobjekti valitsejal või keskkonnaministril. Kinnisasja omandamise algatamise ning omandamise otsustab keskkonnaminister. Kinnisasja omandamisega seotud kulud kannab riik ja omandamist finantseeritakse riigieelarvest igaks eelarveaastaks määratud summa piires (LKS § 20 lg 2).

2.2.2.4 Maksuvaba maa

1993. a 6. mail võeti vastu maamaksuseadus (MaaMS) ja see jõustus 1. juulil 1993. a.⁴⁶ Maamaksuseadusega kehtestatakse tulevastele maaomanikele stiimulid poollooduslike koosluste (sh poollooduslike märgalade) kaitse alla võtmiseks. Ranniku- ja lammirohumaad ning muud suhteliselt haruldased biotoobid on sageli madala viljakusega või asuvad raskesti ligipääsetavates paikades, mistõttu põllumajandustegevus neil ei ole tasuv ning alad jäävad kasutusest välja. Niisuguste koosluste säilitamiseks vajalikke traditsioonilisi kasutusviise (niitmine, lehmade ja lammaste karjatamine) kaitsealadel ei käsitleta LKS § 17 lõike 10 kohaselt majandustegevusena.

Maamaksu ei maksta:

- maalt, mille seadusega või seaduses sätestatud korras on majandustegevus keelatud;
- kaitsealade loodusreservaadi ja sihtkaitsevööndi maalt ning püsielupaikade sihtkaitsevööndi maalt (MaaMS § 4 lg 1 p 1 ja 1').

Piiranguvööndi, hoiualade ja püsielupaiga piiranguvööndi maalt makstakse maamaksu 50 protsenti maamaksu määrast (MaaMS § 4 lg 2).

2.2.2.5 Maareform

1991. a 7. oktoobril võeti vastu maareformi seadus (MaaRS) ja see jõustus 1. novembril 1991. a.⁴⁷ Maareformi eesmärk on kujundada riiklikul maaomandil rajanevad suhted ümber peamiselt maa eraomandil põhinevateks suheteks, lähtudes endiste omanike õiguste järjepidevusest ja praeguste maakasutajate seadusega kaitstud huvidest, ning luua eeldused maa efektiivsemaks kasutamiseks (MaaRS § 2). Maareformi käigus tagastatakse või kompenseeritakse endistele omanikele või nende õigusjärglastele õigusvastaselt võõrandatud maa, antakse tasu eest või tasuta maa eraõigusliku isiku, avalik-õigusliku juriidilise isiku või kohaliku omavalitsusüksuse omandisse ning määratakse kindlaks riigi omandisse jäetav maa (MaaRS § 3 lg 1).

⁴⁵ KTK aruanne 2007-2009, lk 16. Kättesaadav: <http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=1131709/KTK+aruanne+2007-2009+v5+8.06.2010.pdf> (20.03.2013)

⁴⁶ Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/13316772&leiaKehtiv> (20.03.2013)

⁴⁷ Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/13338097&leiaKehtiv> (20.03.2013)

2013. aastaks ei ole maareformi protsess veel lõppenud. Keskkonnaministeeriumi andmetel on maakatastrisse kandmata veel 8% maadest, maareformi lõpuleviimise tähtjaks on määratud 2017. a 31. detsember.⁴⁸

2.3 Keskkonnaasutused

Keskkonnakaitse institutsiooniline süsteem hõlmab seadusandlikku organit – Riigikogu, ja täidesaatva võimu esindajaid – Vabariigi Valitsust, keskkonnaministeeriumi ja keskkonnaametit. Riikliku järelevalve asutus keskkonna valdkonnas on keskkonnainspeksioon.

2.3.1 Keskkonnaministeerium

Märgalade kaitse poliitika väljatöötamise ja rakendamise eest on peamine vastutaja keskkonnaministeerium. Keskkonnaministeeriumi valitsemisalas on mh riigi keskkonna- ja looduskaitse korraldamine, loodusvarade kasutamise, kaitse, taastootmise ja arvestamise korraldamine, keskkonnajärelevalve, loodusuringute, geoloogiliste ja geodeetiliste tööde korraldamine ning vastavate õigusaktide eelnõude koostamine (Vabariigi Valitsuse seadus (VVS) § 61 lg 1).⁴⁹ Keskkonnaministeeriumi valitsemisalas on valitsusasutused – maa-amet, keskkonnaamet ja keskkonnainspeksioon (VVS § 61 lg 2) ning hallatav riigiasutus – keskkonnateabe keskus.⁵⁰

2.3.2 Keskkonnaamet

Keskkonnaamet on keskkonnaministeeriumi valitsemisalas tegutsev valitsusasutus, mis teostab täidesaatvat riigivõimu ja riiklikku järelevalvet ning kohaldab riiklikku sündi seaduses ettenähtud alustel ja ulatuses. Ameti tegevusvaldkond on riigi keskkonna- ja looduskaitse ning -kasutamise ja kiirgusohutuse poliitika ja programmide ning tegevuskavade elluviimine.

Oma tegevusvaldkonnas täidab amet mh järgmisi ülesandeid:

- annab seaduses sätestatud juhtudel ja ulatuses välja keskkonnalube ning loodusvarade kasutamise lube;
- annab seaduses sätestatud juhtudel ja ulatuses seisukoha planeeringutele ja projektidele;
- osaleb õigusaktides sätestatud juhtudel ja viisil keskkonnamõju hindamises ja keskkonnamõju strateegilises hindamises;
- korraldab seaduses nimetatud juhtudel ja mahus keskkonnale tekitatava kahju vältimist ja heastamist, lähtudes saastaja maksab põhimõttest;
- valitseb Vabariigi Valitsuse ja keskkonnaministri määratud kaitstavaid loodusobjekte;
- korraldab kaitstavate loodusobjektide kaitse-eeskirjade ja kaitse alla võtmise otsuste koostamist;
- koostab kaitstavate loodusobjektide tegevuskavad ja kaitsekorralduskavad ning korraldab

48 Keskkonnaministeeriumi pressiteade 6.12.12: Maareform tuleb lõpule viia 2017. aasta lõpuks. Kättesaadav: <http://www.envir.ee/1191079> (04.04.2013)

49 Vabariigi Valitsuse seadus. Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/112112010022&leiaKehtiv> (20.03.2013)

50 Keskkonnaministri 16.03.2010. a määrus nr 3 "Keskkonnateabe keskuse põhimäärus". Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/13288527&leiaKehtiv> (20.03.2013)

nende rakendamist;

- annab hinnangu kaitstavate loodusobjektide kaitse tulemuslikkusele ja kaitsekorra otstarbekusele;
- korraldab ja teostab loodusobjektidel läbiviidavat uurimistööd ning seiret.⁵¹

2.3.3 Keskkonnainspeksioon

Keskkonnainspeksioon on keskkonnaministeeriumi valitsemisalas olev valitsusasutus, mis koordineerib ja teostab järelevalvet looduskeskkonna ja -varade kasutamise üle, kohaldades seaduses ettenähtud juhtudel riikliku sunni vahendeid.

Keskkonnainspeksioon on keskkonnaalaste seaduserikkumiste puhul kohtuväliseks menetlejaks ning teeb ka esmaseid uurimistoiminguid kriminaalasjades. Keskkonnainspeksioon teeb järelevalvet ja menetleb õigusrikkumisi kõigis keskkonnakaitse valdkondades vastavalt keskkonnajärelevalve seadusele.⁵²

Keskkonnainspeksioonil on õigus:

- rakendada seaduses sätestatud abinõusid ebaseadusliku tegevuse tõkestamiseks ja kohustuslike keskkonnakaitseabinõude elluviimiseks;
- peatada keskkonda kahjustav või ohustav õigusvastane tegevus või loodusressursi kasutamisega seotud õiguspärane tegevus, kui see seab ohtu inimeste elu, tervise või vara;
- korraldada selgusetu kuuluvusega loodussaaduse ja selgusetu kuuluvusega loodussaaduse hankimise vahendi või riista hoidmist, müümist, tagastamist seaduslikule valdajale või selle hävitamist;
- korraldada seaduses sätestatud juhtudel omavolilise ehitise likvideerimine.

Vastavalt 27.01.2011 vastu võetud kriminaalmenetluse seadustiku muudatustele⁵³ sai keskkonnainspeksioon alates 1.09.2011 uurimisametuse pädevuse ning seega õiguse viia keskkonnajärelevalve asjades läbi täiemahulist menetlust.

2.3.4 Muud asjakohased asutused

- Keskkonnateabe keskus – kogub, töötleb, analüüsib ja avalikustab keskkonnaandmeid ning esitab aruandeid Eesti keskkonnaseisundi, sh märgalade ja seda mõjutavate tegurite kohta, samuti haldab asjaomaseid andmekogusid;
- Maa-amet – viib läbi maareformi ja menetleb riigi maakasutusõiguse üleandmist;
- Keskkonnainvesteeringute keskus (KIK) – annab loodushoiutoetusi;
- Riigimetsa majandamise keskus (RMK) – 40% Eesti metsadest, sh märgaladel asuvatest metsadest kuulub riigile; neid metsi hoiab, kasvatab ja majandab Riigimetsa Majandamise Keskus;
- Põllumajandusamet – annab maaparanduslube;
- Maavanem – koostab, menetleb ja kehtestab maakonnaplaneeringuid;
- Kohalik omavalitsus – koostab, menetleb ja kehtestab üld- ja detailplaneeringuid, annab ehituslube, annab arvamuse maavara kaevandamislubade taotlustele.

51 Keskkonnaameti põhimääruse § 5 lg 2. Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/13359693> (20.03.2013)

52 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/13315879> (20.03.2013)

53 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/123022011001> (20.03.2013)

2.3.5 Akadeemilised ja valitsusvälised asutused, mis tegelevad looduse kaitse ning soode majandamisega

2.3.5.1 Akadeemilised institutsioonid

Akadeemiliste institutsioonide struktuur on pärast Eesti taasiseseisvumist läbi teinud väga olulisi muutusi. Praegu ei ole ühtki üksnes turba- või märgaladele spetsialiseerunud asutust. Siiski on mitmel institutsioonil olemas kõrge kompetents ja tugev potentsiaal märgalade uurimiseks ning nad on võimelised esitama märgalade kaitse tagamiseks teaduslikult hästi põhjendatud soovitusi.

Tihedamalt on erinevate märgalade uurimisega ning nende säästliku majandamise probleemide lahendamise seotud järgmised instituudid:

- Ökoloogia instituut, Tallinna Ülikool;
- Ökoloogia ja maateaduste instituut, Tartu Ülikool;
- Põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Eesti Maaülikool;
- Geoloogia instituut, Tallinna Tehnikaülikool.

2.3.5.2 Valitsusvälised organisatsioonid

Valitsusasutuste ja valitsusväliste organisatsioonide koostöö looduskaitse alal on Eestis üsna laialdane. Enam on bioloogilise mitmekesisuse kaitset taotlevatesse tegevustesse kaasatud ametialased, akadeemilised ja kindla liikmeskonnaga valitsusvälised organisatsioonid.

Ametialased organisatsioonid:

- Eestimaa Looduse Fond;
- Eesti Märgalade Ühing;
- Eesti Turbaliit;
- Eesti Pärandkoosluste Kaitse Ühing.

Ametialased organisatsioonid osalevad aktiivselt looduskaitseprobleemide lahendamisel riiklikul tasandil, tegeldes samuti seadusandluse parandamise tehniliste ning õiguslike aspektidega. Nii osalesid nad looduskaitseobjektide seaduse väljatöötamisel (võeti vastu 1994. a), samuti uute rahvusparkide ja kaitsete põhikirjade ning kaitse-eeskirjade väljatöötamisel, aga ka mitmesugustes inventeerimistes.

Akadeemilised organisatsioonid:

- Eesti Looduseuurijate Selts;
- Eesti Ornitoloogiaühing;
- Eesti Geoloogia Selts;
- Eesti Geograafia Selts;
- Teaduste Akadeemia looduskaitse komisjon.

Akadeemilised organisatsioonid on osalenud detailse informatsiooni kogumisel, samuti ekspertarvamuste koostamisel vastavalt nende kompetentsile – Eesti Ornitoloogiaühing linnuliikide ja lindude pesitsualade kaitse küsimustes, Eesti Geograafia Selts maastike kaitse probleemide lahendamisel, ELUS kaitset vajavate putukaliikide väljaselgitamisel jne.

Kindla liikmeskonnaga organisatsioonid:

- Eesti Keskkonnaorganisatsioonide Koda (EKO), mis ühendab kümme organisatsiooni;
- Eesti Looduskaitse Selts.

Need organisatsioonid on osalenud mitmete projektide täitmisel, mis on suunatud avalikkuse teavitamisele keskkonnakaitse, säästliku tarbimise ja keskkonnahariduse küsimustes. Samuti on kujundatud välja ühine

seisukoht koostööks teiste valitsusväliste organisatsioonidega. Näiteks koostas Eestimaa Looduse Fond poliitilise ettepaneku parteidele Riigikogu valimisteks 2011. a; selles sisaldas ka soode kaitset ning kasutamist käsitlev peatükk. Üheks punktiks selles oli kuulutada turvas Eesti seadusaktidega taastumatuks maavaraks.

3.1 Turbaalad

Turbaalasad leidub üle kogu Eesti (joon 2). Neist suurimad (koos turba kaevandusaladega) on Puhatu (468 km²), Epu-Kakerdi (417 km²), Lihula-Lavassaare (383 km²) ja Sangla (342 km²) (Orru, 1995).



Praegusest märksa soojemal ja niiskemal atlantilisel kliimaperioodil (8000–5000 aastat tagasi) algas suurte madalsoolade siirdesoostumine ja seejärel rabastumine (Raukas, 1988). Esimesed sood (nt Teosaare raba Endla soostikus) jõudsid rabafaasi juba perioodi algul. Rabastumise märgatav suurenemine algas Kõrg-Eestis ligikaudu 7000 a eest, Madal-Eestis võttis soode rabastadiumi jõudmine 2500–3000 a kauem aega. Rabade moodustumiseks kõige soodsamad tingimused olid Eestis 4000–2000 a tagasi, subboreaalsel kliimaperioodil ja subatlantilise kliimaperioodi algul. Liivastel aladel toimunud maismaa rabastumine oli kõige intensiivsem üsna kitsas ajalõigus: ligi kolmandik sel viisil tekkinud rabadest hakkas arenema 3000–2500 a tagasi (Ilomets, 1992, 1999). Veetaseme tõus soodustas ka madalsoode pindala suurenemist; intensiivsem järvede kinnikasvamine algas umbes 6500 a tagasi (Ilomets, 1999).

Praeguseni kestvad niisked ja suhteliselt jahedad kliimatingimused on turvast moodustavate taimede kasvuks ja turbalasundi kujunemiseks jätkuvalt soodsad. Turba juurdekasv võib eri piirkondade ja isegi sama soo üksikute osade vahel siiski tunduvalt varieeruda. Eesti madalsoodes on turba aastane juurdekasv M. Ilometsa (1994c) andmetel keskmiselt 0,5 mm/a ja rabades 1,5 mm/a. Kokku moodustub Eesti soodes aastas 0,92–1,42 miljonit tonni turvast (keskmise niiskusesisaldusega 40%).

3.1.1 Sood

3.1.1.1 Soode teke

Soode tekkimine ja turba ladestumine on määratletud 1) kliima, 2) pinnamoe ja pinnakatte ning 3) hüdrogeoloogiliste tingimustega. Kõige soodsamad on soostumistingimused neil aladel, kus nimetatud kolme komponendi koosmõjul püsivad maapinnal piisavalt pikaajaliselt veega küllastunud tingimused. Soode teke ja arenemise geograafilisi iseärasusi määravaks kliimafaktoriks on nn efektiivne niiskus, mis iseloomustab seda, kui palju ületab käsitletavas piirkonnas aastane sademete hulk aurumist. Oluline osa on õhutemperatuuri aastasisel jaotusel, mis mõjutab nii orgaanilise aine juurdekasvu ja lagunemist kui ka aurumist (Streefkerk, Casparie, 1989).

Euroopas on kõige rohkem soid põhja- ja loodeosas okasmetsade, osalt ka segametsade vööndis neil aladel, kus kliima on mereline. Metsavööndist põhja pool takistab soode kujunemist orgaanilise aine vähene juurdekasv, samas soodustab seda aga maapinna külmumine, mille tõttu soode areng on aeglane, kuid laialdane. Metsavööndist lõuna pool on soode teke võimalik ainult erilistes soodsa veerežiimiga tingimustes, samuti mäestike neis kõrgusvööndis, kus tingimused on metsavööndiga sarnased.

Teine soostumise põhieeldus kliima kõrval on vete äravoolu takistav pinnamood. Tasase reljeefiga aladel on äravool aeglane, vesi koguneb väiksemategi tõkete taha. Seiskunud vesi on hapnikuvaene; taimejäänuste lagunemisprotsessid niisuguses vees pidurdavad, mille tulemusena hakkab ladestuma muda, hiljem turvas.

Kolmandaks soostumise eelduseks on mulla või selle all oleva lähtekivimi veepidavus, s.t niisugune struktuur, mis takistab vee nõrgumist (infiltrerumist) sügavamale ning tingib lokaalsete soostumiskollete kujunemise. Soostumist soodustavad leetmuldade nõrgkivikihid, mulla lähtekivimi vettpidavad savi-vahekihid, kuid ka igikelts Euraasia mandri põhja- ja siseosades.

On kaks põhilist soostumisviisi: sood võivad tekkida kas arumaa (mineraalmaa) soostumise või veekogude kinnikasvamise tagajärjel. Ligikaudu 60% Eesti soodest on kujunenud arumaa soostumise tulemusel, ülejäänud 40% on järvelise või rannikulõukalise päritoluga (Orru, 1995).

Arumaade soostumine toimub üldjoontes kahel viisil. Esimesel juhul kujuneb nõgudes veega küllastunud mulla pikaajalise gleistumise tulemusena vettpidav gleihorizont ning soostumine kulgeb järgides skeemi: madalsoo → siirdesoo → raba. Teisel juhul tekib tasasel või kergelt nõgusal liivasel alal, kus puudub äravool, mulla leetumise tulemusena vettpidav **nõrgkivi** kiht (ortstein). Nõrgkivi teke on Eestis enamasti

seotud metsapõlengutega (Valk, 1988b). Niisuguse soostumise korral madalsoojärk puudub, soostumine algab kohe siirdesoo- või rabafaasiga (Valk, 1988a).

Veekogu võib hakata kinni kasvama kas põhjast või siis pealt öötsikuga kattudes. Viimane saab toimuda vaid tuulte eest varjatud väikeste järvede, sootide või lõugaste kallastel. Kõige levinum on veekogude üheaegne kinnikasvamine nii põhjast kui kaldalt. Kõrge produktiivsusega eutroofsetes järvedes settib osa seal moodustunud orgaanilist ainet järvemudana veekogu põhja. Tihenedes kujuneb järvemudast enamasti rohekaspruuni värvusega sete – **sapropeel**. Kui järve veetase ei tõuse, siis sapropeelikihid kasvades vaba vee sügavus järves aegamööda väheneb ning veekogu põhja katavad taimekooslused. Enamasti järgneb veetaimkonna domineerimisele soo minerotroofne arengufaas, kus esinevad mitmesugused madalsookooslused. Järveline sooteke on enamasti (kuni 40% juhtudest) alanud madalsoo tarna-, rohu- või pillirooturba moodustumisega, harvemini siirdesoo tarnakoosluste arenemisega.

Arumaa nõgude soostumisel valgub reljeefi kõrgematelt osadelt vesi soo pinnakihi nõo kõige madalamatesse osadesse, kus väheliikuv vesi vaesustub hapnikust ja pidurdab seega lagundavate mikroorganismide tegevust. Selle tulemusena on soo kõige madalamates osades turba juurdekasv suurim. Madalsoo algsest nõgus pind hakkab aegamisi tasanduma, mis omakorda põhjustab pinnavee voolu aeglustumist ja turba suurema juurdekasvuga vööndi laienemist. Soopinna tasandudes ei jõua ümbritsevatelt kõrgematelt nõlvadelt valguv vesi enam soo keskosani ning ainsaks toitainete allikaks jääb seal sademevesi ja selle poolt adsorbeeritud tolm. Turbalasundi edasisel kasvamisel soopind kõrgeneb veelgi ning pinnamoe kõige madalamatest osadest alanud soostumine võib laieneda ümbritsevatele aladele.

Liikuva põhjavee poolt toodud toitainete vähenemine põhjustab soo keskosa taimkattes mitmeid muutusi. Rohkelt toitaineid nõudvate (eutroofsete) madalsoo taimekoosluste konkurentsivõime langeb ning ilmuvad toitainete suhtes vähenõudlikud (oligotroofsed) taimeliigid. Eelkõige tekib toitenappus soopinna kõrgematel osadel; seal pidurdub tarnade ja rohundite kasv, neid asendavad turbasamblad. Viimased kasvavad padjandiliselt ja suudavad kinni hoida palju vett. Mättavahedes on toitaineid mõnda aega rohkem ning seal säilivad madalsoo taimeliigid. Niisugune mosaiikse taimkattega siirdesoo ei ole tavaliselt soo pikaajaline arengufaas. Teatud tingimustes, näiteks veetaseme aeglase tõusu puhul, võib siirdesoofaas siiski kesta aastatuhandeid: Emajõe Suursoo mõnedes osades küünib siirdesoo kestus maapinna neotektoonilise vajumise tõttu enam kui kolme tuhande aastani (Allikvee & Ilomets, 1995b).

Rabaökosüsteemi normaalse funktsioneerimise eeltingimuseks on piisav vabavee olemasolu kogu rabalaamas, mida saab hinnata nii soovee taseme põhjal kui ka taimestiku muutuste alusel. Lühiajalistele, ilmastikuoludest tingitud veetasemete muutustele reageerib rabaökosüsteem turbasammalde tiheduse muutumisega, säilitades nii üldise hüdroloogilise tasakaaluseisundi. Pikaajalised kliimaatilised trendid peegelduvad aga älveste ja peenarde pindala muutumises.

Turbalasundi pindmise, kuni 0,5 m paksuse osa – **akrotelmi** ehk **turbatekkekihi** – veeläbilaskevõime ületab kuni tuhandeid kordi alumise osa – **katotelmi** – veeläbilaskevõime (Romanov, 1953; Streefkerk, Casparie, 1989; Eggelsmann *et al.*, 1993). Katotelmi äärmiselt väikese veejuhtivuse tõttu toimub akrotelmis sademevee ümberjaotus ning turbalasundis sisalduv vaba vesi koguneb soopinna madalamatesse osadesse. Nii tekivad suured vesised lohud – älved, mille pinnalt auramine on umbes 40% suurem kui rabapeenrailt. Älvestes muutub ka turbasammalde koosseis – neis saavad püsida liigid, mis on kohanenud kasvama veerikkas keskkonnas või päris vees. Sõltuvalt raba pinnalangude ning mikrovormide jaotusest kujunevad soomaastikele omased pinnakattemustrid (Romanov, 1953; Ivanov, 1981; Loopmann, 1979; Heathwaite *et al.*, 1993).

Raba pinna kumerdumisega ja samaaegse laienemisega toimuvad soo veebilansis ja struktuuris suured muutused (Ivanov, 1981; Loopmann, 1988, 1996a,b). Kui madalsoofaasis valgub toiterohke pinna- ja põhjavesi soo servaaladelt keskosa poole, siis rabafaasis muutub pinnavee voolusuund ja see hakkab valguma keskosast serva suunas. Rabafaasile on omane ka erinev vete kemism ja päritolu – tegemist on toitevaeste sademevetega, mis soos muutuvad happelisteks.

Peenra-älve- ja peenra-laukakompleksid võivad säilitada oma struktuuri mitmete aastatuhandete vältel. Niisuguste pinnakoosluste suure püsivuse tagab nende koosnemine väga erinevate hüdrofüüsikaliste omadustega mikromaastikest – rabapeenardest, älvestest ja laugastest (Ivanov, 1981; Masing, 1988b).

3.1.1.2 Eesti soode tüübid

Sood kujutavad endast kompleksset nähtust ning neid võib klassifikatsiooni eesmärgist sõltuvalt tüpiseerida erinevate kriteeriumide või omaduste alusel. Laialdaselt on kasutusel C. Weberi (1902, 1908) esitatud soode morfoloogial ning arengustaadiumil põhinev kolmikjaotus:

1. madalsood;
2. siirdesood;
3. kõrgsood ehk rabad.

See soode jaotus koos mõnede täiendavate karakteristikutega on kasutusel ka Eestis (tabel 1).

Võttes aluseks iseloomuliku veerežiimi ning valitsevad hüdrokeemilised tingimused, võib Eesti sood jaotada järgnevalt (Masing, 1975):

1. minerotroofsed sood, mis saavad oma vee nii sademe- kui põhjaveest;
 - 1.1. soligeensed sood (allikasood) on valdavalt allikalise toitumisega;
 - 1.2. topogeensed sood (nõosood) – siin valdab põhjaveeline toitumine;
 - 1.3. limnogeensed sood (õõtsiksood ja lammisood), mis kujunevad veekogude kinnikasvamisel või neile on iseloomulik perioodiline üleujutus tulvavetega;
2. ombrotroofsed sood, mis toituvad üksnes sademeveest.

Mikstroofsetele (segatoitelistele) siirdesoodele, mis sageli ümbritsevad rabasid, on iseloomulik kahesugune toitumus: mikroreljeefi kõrgematel vormidel (mätastel, peenardel) kasvavad taimed toituvad üksnes sademetega toodavatest toitainetest, mätta- ja/või peenravahedes saavad taimed osaliselt toitaineid ka põhjaveest.

TABEL 1. Sood põhitudüüpide võrdlus nende troofsuse ja taimkatte alusel (Laasimer & Masing, 1995 järgi).

Tunnus	Sood tüüp		
	Madalsoo	Siirdesoo	Raba
Veerežiim ja sellest tulenev toitumus (troofsus)	sademed, põhja-, pinna- ja tulvaveed; rohketoitelisus (eutroofsus)	sademed, vähem põhja- ja tulvaveed; segatoitelisus (mesotroofsus)	ainult sademed; vähetoitelisus (oligotroofsus)
Pinnareljeef	tasane või nõgus	tasane	kumer
Mikroreljeef	tasane või tarnamätastega	kõrgete sambla- ja villpeamätastega	vahelduv; mättad, peenrad, älved
Puurinne	sookask, kohati sanglepp ja kuusk, harvem mänd	ainult sookask ja mänd	mänd, harva sookask
Põõsarinne	madal kask, porss, pajud, paakspuu	madal kask (harva), porss (Lääne-Eestis)	puudub
Puhmarinne	puudub	kanarbik, sookail, sinikas, kukemari, küüvits, jõhvikas, hanevits	
Rohurinne	liigirohke (angervaksa jt. rohunditega) või liigivaene (tarnadega)	lohkudes madasootaimed (soopiht, ubaleht jt.), mätastel rabataimed	liigivaene: tupp-villpea, murakas, valge nokkhein, rabakas, mudatarn
Samblarinne	valdavalt nn pruunsamblad (pärislehtsamblad)	mitmekesine, mätastel (või vaibana) turbasamblad	valdavalt turbasamblad
Turvas	valdavalt puitu sisaldavad turbad	valdavalt tarna- ja sfagnumiturvas	ainult sfagnumiturvas

Iga maastikku võib käsitleda kui muutuvat bio- ja geosüsteemide kompleksi, mis on osaks kõrgemat järku süsteemist, ent võib samaaegselt olla jaotatud ka väiksemateks alasüsteemideks (Masing, 1982, 1984). Seetõttu on iga maastikuline paik mikropaikade kompleks, mida võib iseloomustada üksikute osiste ehk komponentide põhjal (joon 3). Rabamaastike korral on viimasteks mättad, mis omavahel kokku kasvades moodustavad peenraid, ja nende vahele jäävad madalamad mättavaheed. Kui viimased on sügavad ning laiemad, kujunevad seal enamasti pidevalt vesised älved; raba kasvades võib osa älveid muutuda laugasteks ehk siis rabast vett välja juhtivateks ojadeks.

Komponendid:				
Rabamets	Puisraba	Mättakooslused puurindeta raba- peenrail, rabanõlval	Älvekooslused vesistes lohkudes või läbivoolualadel (märedes)	Veekooslused ujutaimedest (laugastes, niredes)
Me	Pu	Mä	Äl	Ve
↓	↓	↓	↓	↓
Valdavalt ühe komponendiga ühtlikud ehk homogeensed kasvukohad:				
Rabamets	Puisraba	Mättaraba	Älveraba	Laukaraba
Kahe komponendiga liitelised ehk kompleksed kasvukohad:				
	Pu + Mä Puis-mätta- (peenra-)raba	Mä + Äl Mätta(peenra)- älveraba	Äl + Ve Älve-laukaraba	
		Mä + Ve Mätta(peenra)- laukaraba		
Kolme komponendiga liitelised ehk kompleksed kasvukohad				
	Pu + Mä + Äl Puis-mätta(peenra)-älveraba			
	Pu + Mä + Ve Puis-mätta(älve-)laukaraba			
		Mä + Äl + Ve Peenra-älve-laukaraba		
Nelja komponendiga liitelised ehk kompleksed kasvukohad:				
	Pu + Mä + Äl + Ve Puis-mätta(peenra)-älve-laukaraba			

JOONIS 3. Eesti rabade maastikulised ja fütotsoonoloogilised osised ehk komponendid, mis omavahel kombineerudes moodustavad rabakompleksi (massiivi, laama) (Masing & Paal, 1998).

Paal (1997) on soodes eristanud 10 kasvukohatüüpi (lisa II). Eesti taimkatte kasvukohatüüpide täiendatud versioonis (Paal, 2001)⁵⁴ on soode kasvukohatüüpe määratletud ainult viis, kuid seal on lisandunud 11 alatüüpi. Kuna käesoleva projekti käigus oli kasvukohatüüpide määramisel aluseks J. Paali poolt 1997. a avaldatud raamat, esitatakse kasvukohatüüpide nimetused ja koodinumbrid järgnevas tekstis vastavalt sellele. Kasvukohatüüpides esinevatest eri tüüpi kooslustest ning nende liigirikusest annab ettekujutuse tabel 2.

⁵⁴ Kättesaadav: <http://www.botany.ut.ee/jaanus.paal/etk.klassifikatsioon.pdf%2022.04.2013>

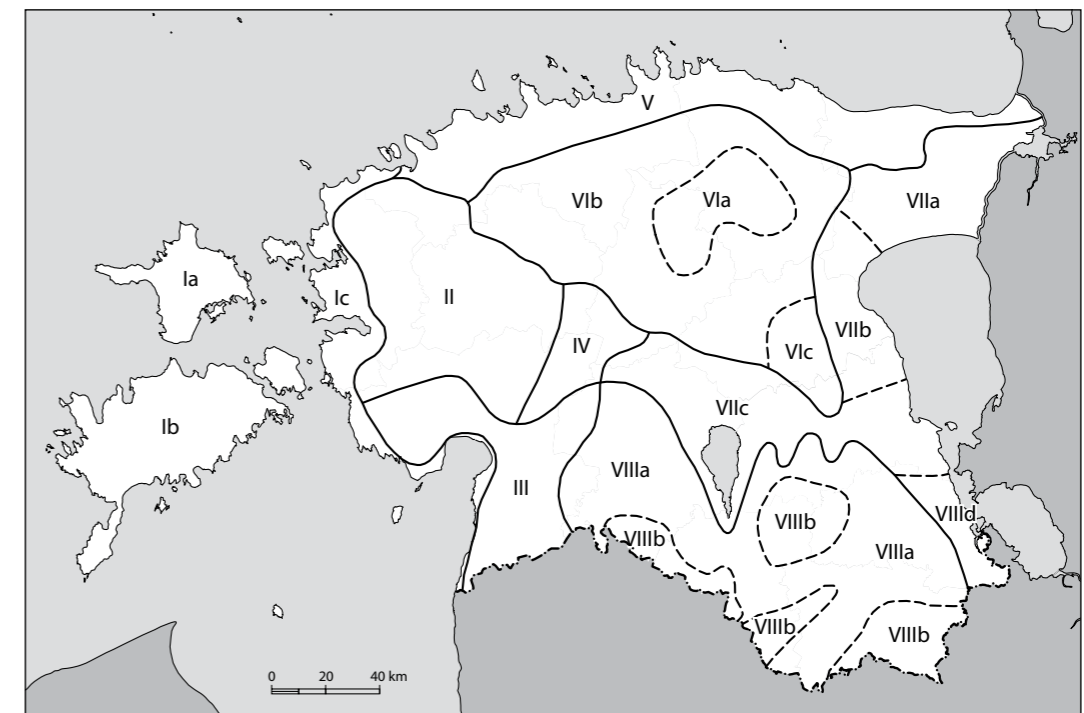
TABEL 2. Eesti soode taimekoosluste tüpoloogiline mitmekesisus ja liigirikkus (k.a soon- ja sammaltaimed) 4 m² suurusel alal: * <15, ** 15–30, *** >30 liigi; erinevatele sootüüpidele mõjuva inimtegevuse laad: I – ilma olulise inim mõjuta, V – varasem inim mõju (kuivendamine, põleng jne), P – püsiv inim mõju (niitmine, karjatamine), T – tugev inim mõju (intensiivne kuivendamine, metsastamine).

Tüübiriühm, kood	Kasvukoha-tüüp	Peamised kooslusetüübid	Liikide arv	Inim mõju
Madalsood 3.1.1	Liigivaene madalsoo 3.1.1.1	<i>Geranio palustris–Filipenduletum</i> <i>Caricetum appropinquatae–cespitosae</i> <i>Caricetum vesicariae–rostratae</i> <i>Caricetum acutiformis</i> <i>Caricetum elatae</i> <i>Eriophoretum angustifolii</i> <i>Caricetum paniceae–nigrae</i> <i>Drepanoclado–Caricetum lasiocarpae</i> <i>Calamagrostetum canescentis</i>	* (**)	I, V
	Liigirikas madalsoo 3.1.1.2	<i>Primulo–Seslerietum</i> <i>Caricetum davallianae</i> <i>Schoeno–Drepanocladetum</i> <i>Caricetum appropinquatae–cespitosae</i> <i>Carici paniceae–Seslerietum</i> <i>Molinietum caeruleae</i> <i>Cladietum marisci</i> <i>Caricetum hostianae</i> <i>Caricetum buxbaumii</i> <i>Schoenetum nigricantis</i>	** (***)	I (V, P)
	Õõtsik-madalsoo 3.1.1.3	<i>Scorpidio–Schoenetum</i> <i>Phragmitetum australis</i> <i>Equisetum fluviatilis</i>	* (**)	I
Siirdesood 3.1.2	Rohu-siirdesoo 3.1.2.1	<i>Sphagno–Trichophoretum alpini</i> <i>Sphagno–Caricetum lasiocarpae</i> <i>Sphagno–Caricetum rostratae</i> <i>Sphagno–Eriophoretum vaginati</i> <i>Sphagno–Trichophoretum cespitosae</i> <i>Sphagno–Caricetum limosae</i>	* (**)	I
	Õõtsik-siirdesoo 3.1.2.2	<i>Scorpidio–Caricetum lasiocarpae</i> <i>Caricetum diandrae</i> <i>Caricetum limosae–Menyanthetum</i>	* (**)	I
Allikasood 3.1.3	Allikasoo 3.1.3.1	<i>Carici lasiocarpae–Eriophoretum</i> <i>Caricetum davallianae</i> <i>Caricetum diandrae</i> <i>Scorpidio–Schoenetum</i>	* (**)	I
Nõmmrabad 3.2.1	Nõmmraba 3.2.2.1	<i>Calluno–[Sphagno]–Pinetum</i> <i>Ledo–[Sphagno]–Pinetum</i>	*	V, P, T
Lage- ja puisrabad 3.2.2	Mättaraba 3.2.2.1	<i>Calluno–Cladinetum</i> <i>Calluno–Sphagnetum fuscii</i> <i>Eriophoro–Sphagnetum fuscii</i> <i>Trichophoro–Sphagnetum fuscii</i> <i>Calluno–Sphagnetum magellanici</i>	*	I, V, P
	Peenra-älveraba 3.2.2.2	<i>Rhynchosporo–Sphagnetum cuspidatum</i> <i>Rhynchosporo–Sphagnetum baltici</i> <i>Scheuchzerio–Sphagnetum cuspidatum</i> <i>Sphagno baltici–rubelluetum</i> <i>Sphagnetum majus</i>	*	I
	Laukaraba 3.2.2.3	<i>Nupharo–Nympahaetum</i> <i>Sphagnetum cuspidatum</i>	*	I

Kuigi Paal (1997) järgi käsitletakse lammisoid kasvukohatüübi 2.2.1.2 (märjad lamminiidud) raames, on neid varem eristatud omaette klassifikatsiooniüksusena (Laasimer, 1965; Krall & Pork, 1980),

alatüübina on see eristatud ka J. Paali poolt täiendatud kasvukohatüüpide nimistus. Arvestades tööka, et lammisoid tuvastati käesoleva inventuuri käigus korduvalt, on need lisatud inventeerimisel kasutatud kasvukohatüüpide nimistusse koodiga 3.1.1.4 (lisa II). Ökoloogilistest tingimustest olenevalt kasvab lammisoides 4 m² suurusel alal 10–30 liiki soontaimi, neile lisaks veel samblaaid.

Soode leviku ja nende omaduste alusel on Eesti jaotatud kaheksaks soovaldkonnaks (Allikvee & Ilomets, 1995a; joon 4).



JOONIS 4. Eesti soode valdkonnad (Allikvee & Ilomets 1995a). Pidev joon – valdkonna piir, katkendjoon – allvaldkonna piir. I – Lääne-Eesti väikeste ja keskmise suurusega madalsoode valdkond; Ia – Hiiumaa allvaldkond, Ib – Saaremaa allvaldkond, Ic – mandri lääneranniku allvaldkond; II – Lääne-Eesti suurte ja keskmise suurusega soode valdkond; III – Edela-Eesti suurrabade valdkond; IV – Põhja-Eesti kõrgustiku suurte mosaiiksoode valdkond; VIa – kõrgustiku keskosa allvaldkond, VIb – kõrgustiku äärealade allvaldkond, VIc – Vooremaa allvaldkond; VII – Kesk- ja Ida-Eesti suurte soode valdkond, VIIa – Peipsi nõo põhjaosa allvaldkond, VIIb – Peipsi nõo loodeosa allvaldkond, VIIc – Võrtsjärve nõo ja Peipsi nõo keskosa (Emajõe suudmeala) allvaldkond, VIId – Peipsi nõo lõunaosa allvaldkond; VIII – Lõuna-Eesti kõrgustike väikeste soode valdkond, VIIId – kõrgustike orustatud alade ja kõrgustikevaheliste nõgude allvaldkond, VIIIf – moreenkingustike allvaldkond.

3.1.2 Soostuvad metsad

Soostuvate metsade klass hõlmab mitmesuguseid tasasel või nõgusal reljeefil kasvavaid metsi, kus mulla ülemise horisondi moodustab vähem kui 30 cm paksune turvas. Paal (1997) järgi jaotuvad soostuvad metsad kaheks tüübriühmaks: soostuvateks ning rabastuvateks metsadeks. Neist esimeses eristatakse sõnajala, angervaksa ja sinihelmika metsakasvukohatüüpe, teises karusambla-mustika, karusambla ja sinika kasvukohatüüpe. Soostuvad metsad on levinud peamiselt Kirde-, Kesk-, Ida- ja Edela-Eestis; madal-Eestis leidub sagedamini vaid sinihelmika kasvukohatüübi puistuid.

3.1.3 Soometsad

Sõltuvalt arenguastmest ja konkreetsetest looduslikest tingimustest, võivad sood *s.l.* olla kas puudeta (lagesood), hõredalt kasvavate puudega (puisood) või kaetud metsaga (soometsad). Seega moodustavad soometsad ühe osa sootaimkonnast laiemas mõistes (nt Valk, 1988b; Kollist, 1988b; Ilomets, Kallas, 1995). Millisesse taimkonda kuuluvana ühes või teises klassifikatsioonis soometsi käsitletakse, sõltub uurija vaatenurgast ega ole põhimõtteline küsimus. Siiski on metsaga kaetud sood olnud Eestis eelkõige metsateadlaste uurimisobjektiks, kes on välja töötanud ka nende tüpoloogia põhialused (Lõhmus, 2004).

Madalsoometsad kasvavad keskmiselt või hästi lagunenud turbakihiga aladel, mis on suhteliselt toiterikkad. Iseloomulik on kestev kõrge veeseis. Madalsoometsi leidub kõikjal, kuid rohkem on neid Kesk- ja Loode-Eestis.

Siirdesoometsad on nii ajalisel (soo arengu käigus) kui ka ruumiliselt (madalsoode ja rabade vahelisel alal) üleminekulise loomuga (Laasimer & Masing, 1995). Madalamates lohkudes säilivad veel kaua toiterikkamale madalsoole omased taimed. Iseloomuliku tunnuseks on samas kõrval kujunenud turbasammalde (*Sphagnum* spp.) mättad koos neil kasvavate tüüpiliste rabataimedega – sookail (*Ledum palustre*), küüvits (*Andromeda polifolia*), sinikas (*Vaccinium uliginosum*), tupp-villpea (*Eriophorum vaginatum*), rabamurakas (*Rubus chamaemorus*) jt. Puurindes hakkab sookask (*Betula pubescens*) asenduma männiga (*Pinus sylvestris*).

Rabametsad kasvavad sademeveest küllastunud oligotroofsel sügaval või väga sügaval, eelkõige turbasammalde poolt moodustatud rabaturbal. Kui puurinne on puude suurele vanusele vaatamata väga hõre (liituvus alla 0.3) ja madal (alla 4 m), kasutatakse mõistet 'puisraba' ja sellist kooslust rabametsade tüüpi ei arvata (vt lk 11). Puude kasvutingimuste halvenemine rabas on seotud oligotroofse turbalasundi түseduse kasvamisega.

Kõdusoometsad on kujunenud paksu turbalasundiga lagedatest või hõreda puurindega madal- ja siirdesoodest pikaajalise kuivendamise tulemusel. Väiksemate aladena leidub neid kogu Eestis.

3.2 Teised märgalad

Nagu lk 10–11 märgiti, on 'märgala' mõiste oma sisult väga mahukas; see hõlmab lisaks turbakihiga kaetud aladele (turbaaladele) ka erinevaid ilma turbata alasid – lammi- ja rannarohumaid, ojasid, jõgesid, suuremat osa järvi, samuti mere sublitoraali osa.

Lammialad turbakihiga paksusega alla 30 cm kuuluvad lamminiitide hulka. Need on enamasti kujunenud raadatud lammimetsade asemele, vähesel määral on Lääne-Eestis ka primaarseid lamminiite. Lamminiite esineb eeskätt suuremate jõgede – Emajõgi, Kasari, Pärnu, Põltsamaa, Pedja – lammidel, samuti suurte järvede (Peipsi jt) ääres.

Sõltuvalt kasvukoha kõrgusest lammil, samuti jõe voolukiirusest, võib üleujutuse kestus ning tulvaveega toodud setete hulk olla üsna erinev. Niiskustingimused lammi eri osades võivad varieeruda ajuti kuivadest kuni pidevalt veega küllastatuteni.

Lamminiitidele on iseloomulikud lammi-kamar- (AK) ja lammi-gleimullad (AG). Niidukooslused, mis paiknevad küll lammil, kuid sealseil positiivsetel pinnavormidel, nii et tulvavesi nendeni ei ulatu ja seal puuduvad tulvaveega kuhjunud setted (alluuvium), kuuluvad aruniitide klassi (2.1).

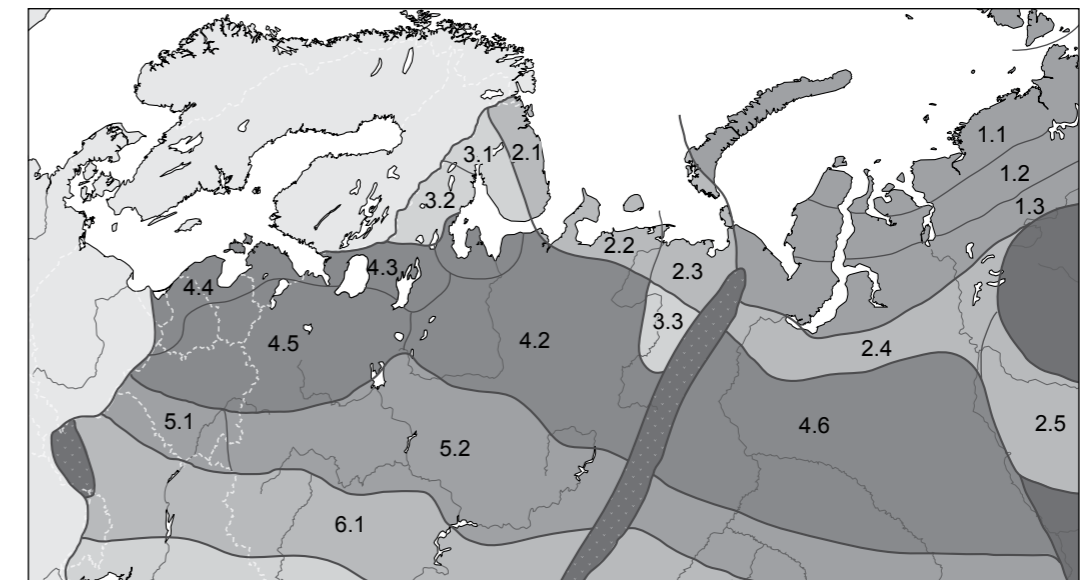
Rannaniidud on kujunenud mere rannikul soolase vee mõju piirkonnas. Iseloomulik on taimkatte võõndilisus, kusjuures üksikute võõndite laius sõltub pinnamoest, setetest ning maapinna kõrgusest.

Rannaniite iseloomustab 1) perioodiline või ajutine üleujutus mereveega, mille tegajärjel kujuneb mulla spetsiifiline veerežiim ja 2) kõrge, ent muutlik mullavee soolsus, mis soodustab soolalembese taimkatte arengut (Ratas *et al.*, 1988). Rannaniidud katavad rannajoonega rööbitise kitsa riba, mille laius vaid üksikutes paikades ületab 100 m. Siinjuures tuleb märkida, et kõik rannikul esinevad taimekooslused ei kuulu märgalade hulka ja kõik ei ole ka rohumaad. Saliinsed rannaniidud eulitoraali vööndis on kujunenud sooldunud gleimulladel.

3.3 Eesti sood rahvusvahelises kontekstis

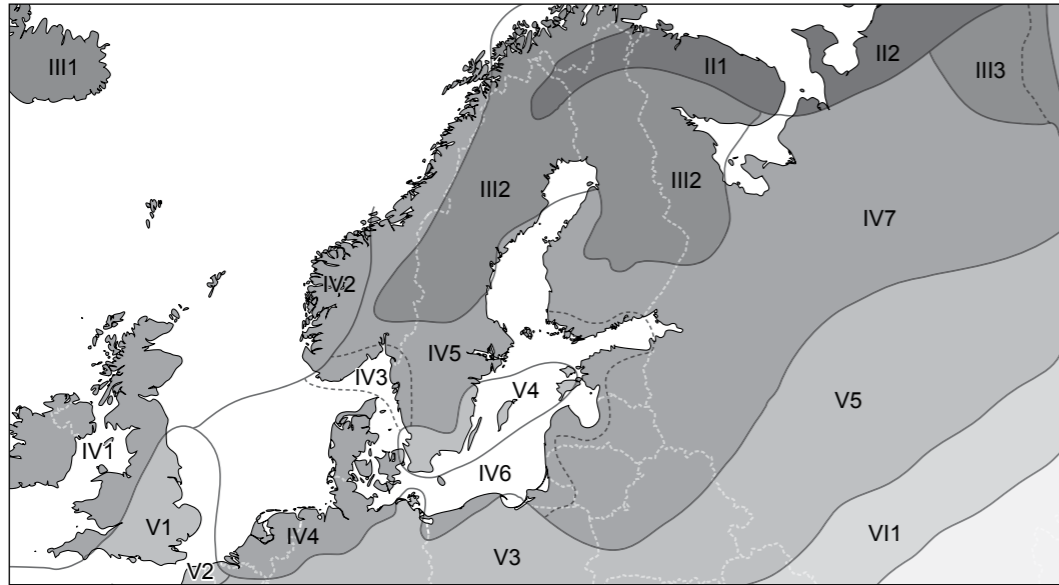
3.3.1 Eestit hõlmavad soode võõndid ja provintsid

Endise Nõukogude Liidu lääneosa soode rajoneeringu järgi kuuluvad Eesti sood peenrarabade võõndisse (joon 5); detailsema rajoneeringu põhjal eristatakse Eestis Läänemere ranniku rabade provintsi ja Ida-Balti rabade provintsi (Botch, Masing, 1983). Esimesele provintsile on iseloomulikud puudeta platoolaadsete rabad, teisele aga kontsentrilised kuppeljad rabad (vt. 7.1.3.2).



JOONIS 5. Soode võõndid ja provintsid endise Nõukogude Liidu lääneosas (Botch, Masing, 1983). 1 – polügonaalsete soode võõnd, 2 – palsasoodede võõnd, 3 – aabasoodede võõnd, 4 – peenrarabade võõnd: 4.1 – Valge mere ranniku rabade provintsi, 4.2 – Kirde-Euroopa rabade provintsi, 4.3 – Lõuna-Karjala rabade provintsi, 4.4 – Läänemere ranniku rabade provintsi, 4.5 – Ida-Balti rabade provintsi, 4.6 – Lääne-Siberi rabade provintsi, 5 – rabamännikute ja madalsoode võõnd, 6 – roostike ja tarnasoodede võõnd.

Succow & Jeschke (1990) paigutavad Euroopa ja Lääne-Siberi soode rajoneeringus Baltimaad ja neist itta ning kirdesse jäävad ulatuslikud alad IV ehk rabade võõndisse. Sellesse võõndisse kuuluvad lisaks veel Iirimaa, suurem osa Suurbritanniast, Fennoskandia lõunaosa, Taani, Madalmaad ja Saksamaa ning Poola põhjaosa. Saaremaa, Hiiumaa, Ojamaa (Gotland) ja Rootsi kõige lõunapoolsem osa on arvatud minerotroofsete soode võõndisse. Mandri-Eesti on jagatud Läänemere idaosa ja Kirde-Euroopa lausmaa provintside vahel (joon 6).



JONIS 6. Soode vööndid ja provintsid Põhja-Euroopas (Succow & Jeschke, 1990 järgi). II – palsasood vöönd, III – aaba- ja nõlvasood vöönd, IV – rabade vöönd: IV 3 – Lõuna-Norra ja Lääne-Rootsi, IV 4 – Kesk-Euroopa loodeosa, IV 5 – Skandinaavia, IV 6 – Läänemere idaosa, IV 7 – Kirde-Euroopa lauskmaa, V – madalsoode ja madalsoometsade vöönd, VI – roostike ja tarnasood vöönd.

3.3.2 Rahvusvahelised klassifikatsioonisüsteemid

Viimastel aastakümnetel on koostatud mitmeid üle-Euroopali taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioone. Nende esimesed versioonid vastasid teadusliku klassifikatsiooni nõuetele küll vaid osaliselt ja kujutasid endast pigem erinevate tunnuste või kriteeriumide alusel eristatud kasvukohtade loendit. Viimased sellelaadsed versioonid tuginevad aga üha enam samadele tunnustele ja meetodilistele printsiipidele ning on seega ka omavahel järjest paremini kooskõlas.

3.3.2.1 CORINE kasvukohatüüpide klassifikatsioon

CORINE (*COoRdinated INformation on the Environment of Europe*) programm oli algselt mõeldud satelliitide poolt maakatte kohta käiva fotomeetrilise informatsiooni (satelliidifotode) dešifreerimiseks ja ökoloogiliseks interpreteerimiseks (Bossard et al., 2000). Veidi hiljem algatasid Euroopa Komisjon (*European Commission*) ja Euroopa Nõukogu (*Council of Europe*) esmatähtsate/ohustatud elupaikade/kasvukohtade kaitse plaanide väljatöötamise ning CORINE maakatteüksuste klassifikatsioon võeti selle aluseks (Davies & Moss, 2002). CORINE klassifikatsioonisüsteemi on korduvalt täiendatud ja täiustatud⁵⁵. Eesti soodele vastavad selles järgmised klassifikatsiooniüksused:

- 51 Rabad ehk kõrgsood
 - 51.1 Looduslähedased rabad

⁵⁵ Devillers, P., Devillers-Terschuren, J., Ledaut, J-P., 2005. CORINE Biotopes Manual – Habitats of the European Community. EUR 12587/3 EN. Commission of the European Communities, Luxembourg – document/F1088156525/F1125582140. Kättersaadav: <http://biodiversity-chm.eea.europa.eu/information/> (20.03.2011)

- 51.11 Raba mättad, peenrad ja älved
 - 51.111 Värvikad sfagnumimättad
 - 51.112 Rohelised sfagnumimätaste alaosad ja mättavahed
 - 51.113 Puhmastaimede mättad
- 51.12 Mättavahed, älved
 - 51.121 Sügavad älved (*Caricetum limosae* p.)
 - 51.122 Madalad älved (*Rhynchosporium albae*)
- 51.13 Laukad
 - 51.131 Mülkad
- 51.14 Rabaojad, voolunired
- 51.15 Servamäred
- 51.16 Puisrabad
- 54 Madalsood, siirdesood ja allikad
 - 54.23 Raudtarnakooslustega madalsood (*Caricetum davallianae*)
 - 54.21 Kõrgrohustuga madalsood
- 54.4 Happelised madalsood
- 54.5 Siirdesood
 - 54.51 Niitja tarna kooslused (*Caricetum lasiocarpae*)
 - 54.52 Ümartarna kooslustega (*Caricetum diandrae*) õõtsiksood
 - 54.53 Pudeltarna kooslustega õõtsiksood
 - 54.54 Mudatarna kooslused (*Caricetum limosae* p.)
 - 54.55 Sirbiku–alsstarna kooslused (*Drepanoclado-Caricetum chordorrhizae*)
 - 54.57 Turbasambla–valge nokkheina kooslused (*Sphagno-Rhynchosporium albae*)
 - 54.58 Turbasambla ja ahtalehise villpea õõtsikud
 - 54.59 Ubalehe ja sookailu õõtsikud
 - 54.5C Tupp-villpea domineerimisega õõtsiksood
- 54.6 Valge nokkheina kooslused (*Rhynchosporion albae*)
- 53 Rannikukooslused
 - 53.11 Pilliroostikud (*Phragmitetum*)
 - 53.13 Hundinuiakooslused (*Typhetum angustifoliae*, *Typhetum latifoliae*)
 - 53.14 Keskmise kõrgusega kaldakooslused
 - 53.15 Suure partheina kooslused (*Glycerietum maximae*)
 - 53.16 Päideroo kooslused (*Phalaridetum arundinaceae*)
 - 53.21 Kõrgekasvuliste tarnade kooslused
 - 53.31 Mõõkrohukooslused.

3.3.2.2 Soo kasvukohatüüpide klassifikatsioon Euroopa looduse informatsioonisüsteemis

Euroopa looduse informatsioonisüsteemi (*The European Nature Information System*; EUNIS) kasvukohatüüpide klassifikatsioon (Davies & Moss, 1997) töötati välja Euroopa Keskkonnaagentuuri (*European Environment Agency*) poolt aastatel 1996–2001. See lähtus CORINE ning Palearktilise looduse kasvukohatüüpide klassifikatsioonist (Devillers & Devillers-Terschuren, 1996; Moss & Davies, 2002). Selle klassifikatsioonisüsteemi üksuste eristamiseks võeti kasutusele hierarhiliselt korrastatud kriteeriumid, mis võimaldab kasvukohatüüpe määrata sarnaselt liikide määramisele. Sood on selles süsteemis ühendatud klassifikatsiooniüksuse D alla. Eesti soodele vastavad küllaltki hästi järgmised kasvukohatüübid:

- D1.1 Rabad ehk kõrgsood
 - D1.1/P-51.1 Aktiivsed, suhteliselt vähe kahjustatud rabad
 - D1.12 Kahjustatud, mitteaktiivsed rabad
- D2.2 Toitevaesed madalsood
 - D2.2/P-54.42 [*Carex nigra*], [*Carex canescens*], [*Carex echinata*] madalsood

D2.3 Siirde- ja õõtsiksood

- D2.3/P-54.51 [*Carex lasiocarpa*] kooslused
- D2.3/P-54.52 [*Carex diandra*] õõtsiksood
- D2.3/P-54.53 [*Carex rostrata*] õõtsiksood
- D2.3/P-54.54 [*Carex limosa*] kooslused
- D2.3/P-54.55 [*Carex chordorrhiza*] kooslused
- D2.3/P-54.57 [*Rhynchospora alba*] õõtsiksood
- D2.3/P-54.58 [*Sphagnum*] ja [*Eriophorum*] õõtsikud
- D2.3/P-54.59 [*Menyanthes trifoliata*] ja [*Potentilla palustris*] õõtsikud
- D2.3/P-54.5C [*Eriophorum vaginatum*] õõtsiksood

D4 Toiterikkad madalood

- D4.1/P-54.22 [*Schoenus ferrugineus*] madalood
- D4.1/P-54.23 Lähiskontinentaalsed [*Carex davalliana*] madalood
- D4.1/P-54.21 Kõrgrohustuga madalood
- D4.1/P-54.2K [*Sesleria caerulea*] madalood
- D4.1/P-44.93(p) [*Myrica gale*] põõsastikud toiterikastes madaloodes
- D4.1/P-54.12 Kalgiveelised allikasood

D5 Tarnastikud ja roostikud, harilikult ilma avaveeta

- D5.1/P-53.112 [*Phragmites australis*] roostikud, harilikult ilma avaveeta
- D5.1/P-53.12(p) [*Scirpus lacustris*] kaislastikud, harilikult ilma avaveeta
- D5.1/P-53.13(p) [*Typha*] kooslused, harilikult ilma avaveeta
- D5.1/P-53.21 Kõrgekasvuliste tarnade kooslused
- D5.2/P-53.112 [*Phragmites australis*] roostikud, harilikult ilma avaveeta
- D5.2/P-53.31 [*Cladium mariscus*] kooslused.

3.3.2.3 Euroopa loodusliku taimkatte kaart

Euroopa loodusliku taimkatte kaart (*Map of the Natural Vegetation of Europe*) mõõtkavas 1:2 500 000 koostati 31 maa teadlaste poolt aastatel 1979–2003 (Bohn et al., 2007). Sellel kaardil eristatakse 22 turbaaladega seotud taimkattetüüpi. Osa turbaaladel kasvavaid taimekooslusi, näiteks sanglepa või sookase lodumetsad, rannikusoolakud, litoraali roostikud jt, on leidnud käsitlemist muude taimkatteformatsioonide raames, kuigi ka nendes võib toimuda turba jätkuv akumulatsioon (Rybnicek & Yurkovskaya, 1995). Eesti alal on selle kaardi põhjal esindatud viit tüüpi sookooslused:

Ombrotroofsed sood:

- S–2 Ida-Soome–Lääne-Venemaa *Sphagnum fuscum*'i rabad (Eesti idaosas);
- S–7 Balti *Sphagnum magellanicum*'i rabad (Saaremaal ja mandri lääneosas);

Minerotroofsed sood:

- S–17 Ida-Euroopa puis-siirdesood (mandriosas);
- S–19 Boreaalsed kõrgekasvuliste tarnadega madalood (mandri idaosas);
- S–21 Madalakasvuliste tarnade ja pruunsammalde rikkad madalood (saartel ja mandril).

3.3.2.4 Loodusdirektiiv

Euroopa Liidu loodusdirektiivi (*Habitat Directive*, 1992) eesmärgiks on ohustatud looduslike elupaikade kaitse ning seeläbi ühtlasi neis elavate/kasvavate looma- ja taimeliikide kaitse. Eesmärgi tagamiseks rajatakse looduslades, nn Natura 2000 alade, üle-Euroopaline võrgustik. Kogu Euroopa ulatuses tähtsust omavate ohustatud elupaigatüüpide loend on esitatud direktiivi lisas I. Direktiivi ratifitseerimisest alates on see saanud liikmesriikides üheks olulisemaks elupaikade kaitset reguleerivaks õigusaktiks. Kuna

õigusaktid on oma olemuselt jäigad ja konservatiivsed ning seetõttu raskesti muudetavad, kannatab direktiivi lisas I nimetatud elupaigatüüpide eristamine siiski samade puuduste all nagu CORINE esimesed versioonid. Kõige olulisema puudusena võib seejuures esile tuua erinevate kriteeriumide kasutamise klassifikatsioonisüsteemi ühel ja samal astmel. Segaduste ületamiseks on iga liikmesriik sunnitud välja töötama direktiivi lisas I esitatud elupaigatüüpidele oma looduslikest iseärasustest tuleneva tõlgenduse. Sellest hoolimata kattuvad loodusdirektiivis eristatud elupaigatüübid real juhtudel üsna hästi Eesti taimkatte vastavate kasvukohatüüpidega, ent sageli on nende ökoloogiliste olude või liigilise koosseisu kattumine üksnes osaline (tabelid 3 ja 4).

TABEL 3. Eesti soodes esinevad loodusdirektiivi (LD) lisa I elupaigatüübid ja nende vaste Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioonis (ETKK; Paal, 1997). KKT – kasvukohatüüp, TR – tüübiriühm.

LD kood	LD tüüp	ETKK kood	ETKK üksus
6410	Sinihelmikaniidud (<i>Molinion caeruleae</i> –kooslused) karbonaatsel või turvastunud mullal või savikatel mudasetel	2.1.1.2	Niiske looniidu KKT
		2.1.4.2	Niiske pärisaruniidu KKT
		2.4.1	Soostuvate niitude TR
		3.1.1.2	Liigirikka madaloo KKT
6430	Niiskuslembesed serva-kõrgrohustud tasandikel ja mäestikes alpiinse vööndini	2.2.1.2	Märja lamminiidu KKT
		2.4.1.1	Liigivaese soostuva niidu KKT
		3.1.1.1	Liigivaese madaloo KKT
7110	Looduslikus seisundis rabad	3.2	Rabade klass
7120	Rikutud, kuid taastumisvõimelised rabad	3.2.2	Lage- ja puisrabade TR
7140	Siirde- ja õõtsiksood	3.1.1.3	Õõtsik-madaloo KKT
		3.1.2	Segatoiteliste rohusoode (siirdesoode) TR
7150	Nokkheinakooslused (<i>Rhynchosporion</i>) turvastunud nõgudes	3.2.2.2	(Puis-)peenra-älveraba KKT
		3.2.1.1	Nõmmraba KKT
7160	Fennoskandia mineraaliderikkad allikad ja allikasood	3.1.3.1	Allikasoo KKT
		6.1.2.1	Vooluveekogu KKT
7210	Lääne-mööokrohu <i>Cladium mariscus</i> ja raudtarnakoosluste (<i>Caricion davallianae</i>) liikidega lubjarikkad madalood	2.4.1.2	Liigirikka soostuva niidu KKT
		3.1.1.2	Liigirikka madaloo KKT
7220	Nõrglubjalasundit moodustavad allikad (nõörsamblakooslused – <i>Cratoneurion</i>)	3.1.3.1	Allikasoo KKT
7230	Aluselised ja nõrgalt happelised liigirikad madalood	2.4.1.1	Liigivaese soostuva niidu KKT
		2.4.1.2	Liigirikka soostuva niidu KKT
		3.1.1.1	Liigivaese madaloo KKT
		3.1.1.2	Liigirikka madaloo KKT

TABEL 4. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsiooni järgi (ETKK; Paal, 1997) soodes esinevad kasvukohatüübid ja nende loodusdirektiivi (LD) lisas I vastavad elupaigatüübid. Tähistused nagu tabelis 3.

ETKK kood	ETKK üksus	LD kood	LD tüüp
3.1.1.1	Liigivaese madal soo KKT	2190	Niisked luitenõod
		6410	Sinihelmikaniidud (<i>Molinion caerulea</i> -kooslused) karbonaatsel või turvastunud mullal või savikatel mudasetetel
		6430	Niiskuslembesed serva-kõrgrohustud tasandikel ja mäestikes alpiinse vööndini
		7230	Aluselised ja nõrgalt happelised liigirikkad madal sood
3.1.1.2	Liigirikka madal soo KKT	6410	Sinihelmikaniidud (<i>Molinion caerulea</i> -kooslused) karbonaatsel või turvastunud mullal või savikatel mudasetetel
		7210	Lääne-mõökrohu <i>Cladium mariscus</i> ja raudtarnakoosluste (<i>Caricion davallianae</i>) liikidega lubjarikkad madal sood
		7230	Aluselised ja nõrgalt happelised liigirikkad madal sood
3.1.1.3	Õõtsik-madal soo KKT	7140	Siirde- ja õõtsiksood
3.1.2.1	Rohu-siirdesoo KKT	7140	Siirde- ja õõtsiksood
3.1.2.2	Õõtsik-siirdesoo KKT	7140	Siirde- ja õõtsiksood
3.1.3.1	Allikasoo KKT	7160	Fennoskandia mineraaliderikkad allikad ja allikasood
		7220	Nõrglubjalasundit moodustavad allikad (nõörsamblakooslused – <i>Cratoneurion</i>)
3.2.1.1	Nõmmraba KKT	7110	Looduslikus seisundis rabad
		7150	Nokkheinakooslused (<i>Rhynchosporion</i>) turvastunud nõgudes
3.2.2	Lage- ja puisrabade TR	7110	Looduslikus seisundis rabad
		7120	Rikutud, kuid taastumisvõimelised rabad
3.2.2.2	(Puis-)peenra-älveraba KKT	7150	Nokkheinakooslused (<i>Rhynchosporion</i>) turvastunud nõgudes

Lammisoodede vastavad loodusdirektiivi tüübid 6430 (niiskuslembesed serva-kõrgrohustud tasandikel ja mäestikes alpiinse vööndini), 6450 (põhjamaised lamminiidud) ja 7230 (aluselised ja nõrgalt happelised liigirikkad madal sood).

Soid kasutatakse inimeste poolt väga erinevateks vajadusteks ja eesmärkidel. Osa tegevusi ei mõjuta sooökosüsteeme kuigi suurel määral (nt teadustöö, ökoturism, moodsus jahipidamine, marjade korjamine jm), samas kui teised põhjustavad soode hüdroloogilises režiimis ja turbalasundis väga olulisi muutusi.

4.1. Põllumajandus

Soode kasutamine põllumajanduse eesmärkidel ja turba varumiseks algas Eestis juba 17. sajandil. Maaparanduse tutvustamisele ja soode kultiveerimisele aitas palju kaasa 1796. a asutatud Liivimaa Üldkasulik ja Ökonoomiline Sotsieteet (Kuum, 1967). 19. sajandil oli turbaalade kuivendamine ja põletamine põllumajanduse vajadusteks laialdaselt kasutusel. 1839. a asutati Eestimaa Põllumajanduse Selts, mille üheks sihiks oli tutvustada ja laiendada turbaalade kuivendamist. Esimene põletatud savist drenaažitorudega kinnine kuivendussüsteem (1,8 ha) rajati 1853. a Vaida mõisas (Juske, 1996). 19. sajandi lõpuks laienes soode kuivendamine märgatavalt.

1908. a asutati Tartus Baltimaade Sootparanduse Selts, mis seadis eesmärgiks turbaalade põllumajandusliku kasutamise propageerimise ja sellele kaasaaitamise. 1910. a rajati sel eesmärgil Tooma Sookatsejaam (Juske, 1996). Aastatel 1918–1940 kuivendati peamiselt põllumajanduse otstarbeks enam kui 350 000 ha, metsamajanduse edendamiseks kuivendatud maade pindala moodustas sellest vähem kui 5% (Ratt, 1985).

Alates 1947. a võeti kasutusele järjest võimsamad masinad ning turbaalade kuivendamine hakkas kiiresti laienema. Täpsemaid andmeid selle kohta, kui palju ja millise mullastikuga alasid kuivendati, ei ole säilinud. 1950. aastatel ümbritseti peaaegu kõik kuivendamata sood piirdekraavidega ning sellega kahjustati oluliselt soode ääreosa hüdroloogilist režiimi. Aastatel 1960–1970 kaevati paljudesse õhukese (<1 m) turbakihiga madalsoodesse avatud kuivenduskraavid, sageli vaid üks kraav läbi soo keskosa. Niisuguseid kraave ei loetud kuivendussüsteemiks ja ametlikus kuivendustööde statistikas neid ei kajastatud. Sellesse ei arvatud ka kraavitustöid 40 cm õhema turbakihiga madalsoodes, ehkki viimased hõlmasid kõigi madalsoode pindalast 20–25% (Paal et al., 1998).

1970. aastate alguses jäi kolhooside-sovhooside maadele kokku 379 800 ha turbaalasisid (Kokk & Rooma, 1974). Kuue aasta jooksul (1970–1975) rajati turvasmuldadele 31 600–47 000 ha rohumaad, 10 700–11 600 ha karjamaid ja 1900–42 800 ha põllumaid (Hommik, 1982). 1980. aastate lõpuks oli põllumajanduses kasutusele võetud 250 000–300 000 ha turbaalasisid. Kokku oli selleks ajaks maaparandust tehtud umbes 1 006 300 ha-l, millest 338 400 ha hõlmas metsanduslik maaparandus ja 584 400 ha põllumajanduslik (Ratt, 1985).

Võrreldes erinevat tüüpi turbaalade pindala 1950. ja 1990. aastatel (tabel 5), ilmneb et vähemalt 2/3 ulatuses looduslähedases seisundis suuremaid turbaalasisid oli säilinud umbes 200, kogupindalaga 320 000 ha (Ilomets, 1993, 1994b; Ilomets & Kallas, 1995). Erinevate andmete analüüsi põhjal oli 1990.

aastate alguseks kuivendatud või kuivendamisest sedavõrra mõjutatud, et seal turba edasine ladestumine oli peatunud, ligikaudu 70% Eesti soodest (Ilomets *et al.*, 1995, Ilomets & Kallas, 1995).

TABEL 5. Erinevat tüüpi looduslike turbaalade levik 1950. ja 1990. aastatel (Ilomets *et al.*, 1995, muudatustega) ja peamised mõjufaktorid nende pindala vähenemisel.

Sootüüp	Ligikaudne pindala		Mõjufaktor
	~1950	~1990	
1. Minerotroofsed sood ehk madalsood	650 000	58 000	
1.1. Soligeensed sood	1500	400	naaberalad kuivendatud
1.2. Topogeensed sood	334 200	40 000	
1.2.1. Lagedad liigirikad madalsood	74 900	7000	enamasti põllumajanduslik kuivendus
1.2.2. Lagedad liigivaesed madalsood	152 300	30 000	metsanduslik ja põllumajanduslik kuivendus
1.2.3. Soometsad madalsooturbail	10 700	3000	metsanduslik kuivendus
1.3. Limnogeensed sood	84 300	2500	
1.3.1. Öötsiksood	1300	1300	
1.3.2. Lammisood	83 000	1000	enamasti põllumajanduslik kuivendus
1.3.3. Lodud ja lodumetsad (liikuva põhjaveega)	500	50	metsanduslik kuivendus
1.4. Segatoitelised ehk siirdesood	230 000	18 000	
1.4.1. Lagedad siirdesood	76 200	10 000	osaliselt põllumajanduslik kuivendus
1.4.2. Puis-siirdesood ja siirdesoometsad	151 800	8000	enamasti metsanduslik kuivendus
2. Ombrotroofsed sood ehk rabad	383 000	250 000	
2.1. Nõmmrabad ja nõmmrabamännikud	3000	1500	enamasti metsanduslik kuivendus
2.2. Sügavaturbalised rabad	380 000	250 000	
2.2.1. Lagerabad	80 000	60 000	metsanduslik kuivendus, turba kaevandamine
2.2.2. Puisrabad	170 000	125 000	turba kaevandamine
2.2.3. Rabametsad	130 000	65 000	metsanduslik kuivendus
Kokku	1 033 800	310 000	

Kõige enam ohustatud sootüüpideks on madalsood, eriti allikaood ning lubja- ja liigirikad madalsood, millest on looduslikus seisundis säilinud vähem kui 10%. Mõnevõrra parem on olukord rabadega, seda eeskätt 1970. aastatel ajakirjanduses toimunud nn "soodesõja" tõttu, mille tulemusena 60–65% rabadest võeti riikliku kaitse alla ja nende seisundit pole edaspidi otseselt halvendatud (Ilomets, 1994b). A. Loopmann (1994) on M. Ilometsa esitatud hinnaguid vaidlustanud: aastatel 1975–1995 polevatki kuivendatud turbaalade pindala kuigi suures ulatuses muutunud ning looduslikus seisundis sood hõlmavat oma esialgselt pindalast 71%. Tuleb siiski märkida, et A. Loopmanni analüüs põhines statistikaameti andmetel, milles ei kajastunud 30 cm-st õhema turbakihiga kuivendatud rohumaad ja vähem kui 50 cm paksuse turbakihiga kuivendatud metsamaad.

Soo kuivendamisel turba moodustumine seal lakkab, kiireneb turbalasundi mineraliseerumine ning vajumine. Kuivendatud madalsoode seire andmete kohaselt on turbakihi vajumise kiirus 1–3 mm aastas. Orgaanilise ainese kadu turba mineraliseerumise tagajärjel on esimesel kümnel kuivendusjärgsel aastal 15–20 tonni hektari kohta. Hiljem see stabiliseerub ja moodustab põllustatud alal 10–15 tonni/ha/aastas ja rohumaadel 5–10 tonni/ha/aastas. Lämmastikku leostub vastavalt 150–250 ning 100–200 kg/ha/aastas (Tomberg 1970, 1992). Kuivendatud turbaalale rajatud rohumaad pind vajub nende protsesside tulemusena 20 aasta jooksul ligikaudu ühe meetri võrra, sajandi jooksul aga kaks meetrit.

Turba juurdekasv on Eestis peatunud vähemalt 383 000 hektaril põllumajanduslikul maal, kus potentsiaalselt oleks võinud moodustuda ligikaudu 4 miljonit tonni toorturvast (Loopmann, 1994). Ilometsa (2001, 2003) arvutuste kohaselt jääb turba mineraliseerumise tõttu igal aastal moodustumata 2,56 miljonit tonni turvast. Isegi kui jätta arvestamata turba kadu kuivendatud metsaaladel, ületab see hinnang turba aastast juurdekasvu umbes viis korda.

Eeldades, et orgaanilise ainese (turba) aastane mineralisatsioon on 5–10 t/ha ja turba keskmine süsinikusisaldus on 53%, emiteerub üksnes kuivendatud madalsoodest aastas CO₂ näol 0,8–1,6 miljonit tonni süsinikku. Võrreldes seda arvu süsiniku võimaliku sidumisega turba moodustumisel (0,25–0,32 miljon tonni CO₂ süsinikku), ilmneb et süsiniku lendumine kuivendatud madalsoodest on keskmiselt neli korda suurem kui selle aastane akumulatsioon looduslikus seisundis soodes. Võttes arvesse ka kuivendatud metsaalad ja tööstuse poolt hõivatud turbaalad, ületab süsiniku emissioon selle akumulatsiooni isegi kaheksa korda (Ilomets *et al.*, 1995). Igal juhul on CO₂ süsiniku emissioon Eesti turbaaaladelt ~9,6 miljonit tonni aastas, sellele lisandub ~4,0 miljonit tonni CH₄ süsinikku (Punning *et al.*, 1995). Seega on kuivendatud turbaalad Eestis tööstuse järel mahult teiseks lenduva süsiniku allikaks.

4.2 Metsandus

Esimesed kuivendustööd soode metsastamiseks või seal kasvava metsa produktiooni tõstmiseks leidsid Eestis aset juba 19. sajandi alguses. Korrapärasemaks muutus see tegevus aastatel 1830–1840, ent kuni II maailmasõjani ei hõlmanud metsanduslik kuivendus eriti suuri alasid: aastatel 1918–1940 kaevati igal aastal uusi kraave 170–220 km ja puhastati umbes 400 km vanu (Valk, 1998).

Nii nagu põllumajanduslik turbaalade kuivendamine, sai ka produktiivsete metsade kasvuks liialt niiskete alade kuivendamine suurema hoo sisse 1950. aastate algul. Samas tõdeti juba 1960. aastate lõpus, et rabade kuivendamine metsanduslikel eesmärkidel ei ole majanduslikult tasuv ning seda enam ei rahastatud. Sellest hoolimata on metsaalade kuivendamine rabade naabruses või ka üksnes rabade ümbritsemine piirdekraaviga olulisel määral negatiivselt mõjutanud eeskätt rabasid ümbritsevaid siirdesooribasid jm servamäresid. Veelgi tugevamini on kuivendussüsteemide rajamine või rekonstrueerimine mõjutanud piirnevaid ja kaugemalgi paiknevaid madalsookooslusi.

1970. aastatel kuivendati aastas metsamajanduslikel eesmärkidel 15 000–20 000 ha turbaaladid; 1981. aastaks oli metsanduse edendamiseks kuivendatud kokku 158 000 ha turbaaladid ja ~202 000 ha nn liigniiskeid alasid mineraalmuldadel (Kollist, 1988b). 1987. aastaks oli metsakuivendust tehtud ~180 000 hektaril turvasmuldadega aladel ning 238 000 hektaril soostunud mineraalmuldadel (Valk, 1998); 1990. aastate keskpaiku oli kuivendatud metsaalade kogupind ~560 000 ha (Pikk, 1997).

4.3 Turba kaevandamine

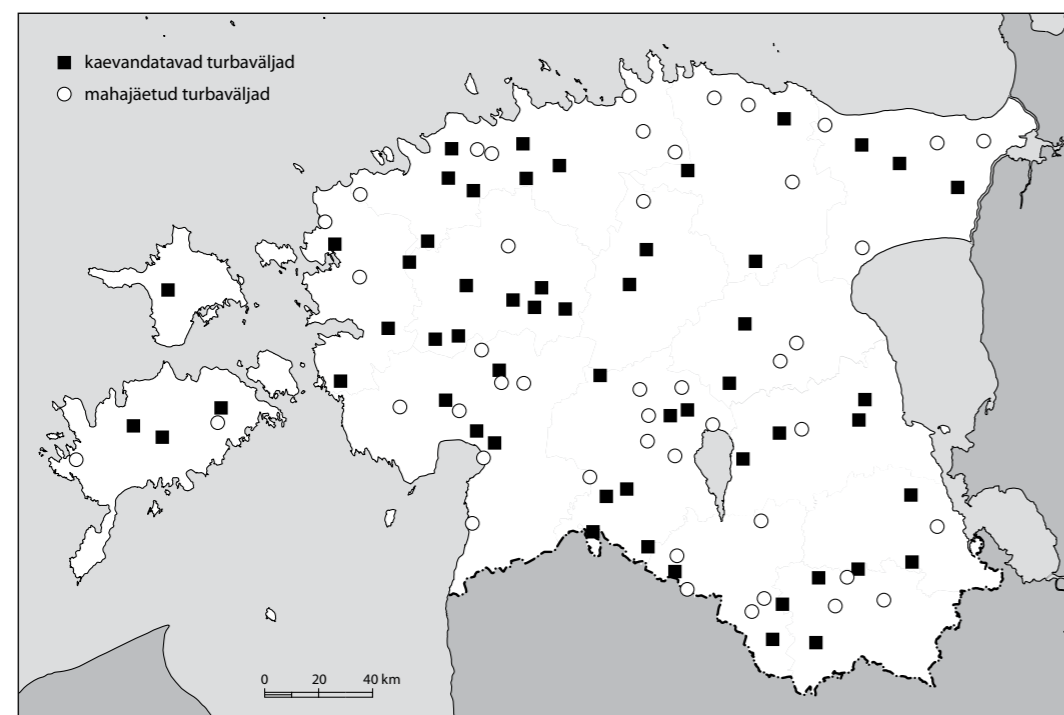
Turvas on Eesti üheks tähtsamaks maavaraks. Selle varu ulatub 1,64 miljardi tonnini, millest aktiivne varu moodustab 1,12 miljardit tonni⁵⁶. Tabelis 6 on esitatud tööstuslikult kaevandatava turba varud Eestis; aktiivse varu kasutamine on majanduslikult ja ökoloogiliselt aktsepteeritav, passiivse varu kasutamine ei ole kummastki seisukohast mõistlik.

56 Soosaar, S., 2005. Peat industry in Estonia. EnPro Engineers Bureau Ltd. – Kättesaadav: <http://www.turbaliit.ee/index.php?pickfile=21> (21.03.2011)

TABEL 6. Eesti tööstuslik turbavarude seisuga 1. jaanuaril 2004 (miljon t).

Lasund	Aktiivne varu	Passiivne varu
Vähelagunenud turvas	60,3	11,1
Hästilagunenud turvas	241,1	60,4
Kokku	301,4	71,5

Maa-ameti andmetel oli maakatastris 8. jaanuari 2007. a seisuga arvel 279 turbamaardlat kogupindalaga 358 923 ha; nendest maardlatest 90 (44 874 ha) hõlmasid aktiivset varu. 2004. a oli kaevandamine lubatud 77 maardlas (20 549 ha) (joon 7).



JOONIS 7. Kaevandatavad ja mahajäetud turbaväljad (koostanud M. Orru).

Turvas on Eestis kütteinena põlevkivi ja puidu järel tähtsuset kolmandal kohal. Turba majanduslike kasutamise võimaluste uurimine ja koordineerimine oli sihiks seatud juba 1792. a Riias asutatud Liivimaa Üldkasuliku ja Õkonoomilise Sotsiiteedi poolt. 1813. a toodi selle ühingu juhatamine üle Tartusse. Turba kaevandamine suuremas mahus algas 18. sajandi lõpus ning seda kasutati eeskätt kütteks mõisa viinavabrikutes, aga ka taludes, samuti kariloomadele allapanuks. 19. sajandi keskpaigaks oli registreeritud enam kui 300 turbavõtupaika (Animägi, 1995).

Alates 1860. aastast hakati Sindi kalevivabrikus kasutama masinatega lõigatud turvast, seal töötas traktorimootori jõul kaks Schillickeyns'i turbapressi (Juske, 1995). 20. sajandi alguses suurenes turba kasutamine kütusena ja ka elektri tootmiseks. 1920. aastatel oli turvas elektrijaamades põhiliseks kütteinaks; 1926. a moodustas see 10% kogu tööstuses kasutatud kütusest (Ilomets *et al.*, 1995). 1922. a loodi Riigi Turbatööstus, mille eesmärgiks oli riiklikult organiseerida ja koordineerida turba kaevandamist ning mis ühendas Lavassaare, Aruküla ja Ellamaa turbatööstused, hiljem ka Pööravere (praeguse Tootsi) briketitehase. Väiksemad turbakaevandajad (kellest enamik jätkas turbavarumist käsitsi) ühinesid kohalikeks ühistuteks, nende arv ulatus 1939. a 916-ni (Juske, 1995).

Seoses puidu laialdasema kasutuselevõtmisega toimus küttemajanduses aastatel 1925.–1935. turba osatähtsuse vähenemine. Et pidurdada kasvavat metsaraiet, algatas valitsus kütusereforimi, mis nägi ette turbakütuse osakaalu suurendamist kuni 27,6%-ni. Tegelikult tõusis turba osatähtsus kütuste üldkogusest 11,8%-ni. 1939. a alustati Tootsi turbabriketi valmistamisega; vabriku tootlikkus oli 50 000 tonni turbabriketti aastas (Juske, 1995).

Pärast II maailmasõda kasvas paljudes kohalikes tööstustes turba kasutamine kütusena märkimisväärselt. Tehaste juurde loodi kokku 20 turbakaevandamisüksust. 1959. a käivitus Tootsi uus briketitootmiskompleks aastase tootmisvõimsusega 420 000 tonni. 1964. a hakkas lisaks tööle Oru briketitehas, mis tootis aastas kuni 250 000 tonni briketi, ja 1975. a 50 000-tonnise aastatoodanguga Sangla briketitehas (Juske, 1995).

Alates 1957. a oli turba kaevandamine Eestis täielikult mehhaniseeritud. Samas 1960. aastatel paljud väikesed turbakaevandusalad suleti, sest järjest laialdasemalt hakati kütteks tarvitama vedelkütuseid. Üheks põhjuseks väikeste turbakaevanduste sulgemisel oli ka selleks sobivate väikesegabariidiliste masinate puudumine: saadaolevad masinad olid ehitatud kaevandama vähemalt 20 000 tonni turvast aastas. 1982. a lõpetati pressturba kaevandamine, ent 1987.–1988. a algas peenikese pressturba kaevandamine taas (Paal *et al.*, 1998). 1990. a hakati aianduslikuks otstarbeks kaevandama plokkturvast, mis moodustas aastast kogutoodangust umbes 4% (Animägi, 1995).

Alusturba kaevandamine suurenes eriti 1960. aastatel, kui kõigis rajoonides loodi kohalikud põllumajandustehnika koondised (EPT) ja turba kaevandamist hakati finantseerima riigi poolt. 1975. a kaevandati 96 turbaväljal 1 264 000 tonni 40%-lise niiskusesisaldusega alusturvast (Luberg, 1995). Selline turbakasutusviis on praeguseks tunduvalt vähenenud; 1994. a kaevandati alusturvast ainult 345 300 tonni (Luberg, 1995; Paal *et al.*, 1999).

Praegu on Eestis tööstusliku potentsiaali toota briketi kuni 420 000 tonni aastas. Kõige suurem – 340 000 tonni – oli toodang 1976. a (Paal *et al.*, 1999). 1990. aastate algusest töötavad tehased vähendatud koormusega. Oru briketitehas on praeguseks suletud, töö on lõpetanud Kiviõli Keemiatööstuse OÜ briketitsehhi ning 2011. a suleti ka Tootsi briketitehas (Paal, 2011).

Freesturba kaevandamist alustati Eestis 1938. a (Luberg, 1995). Selle kaevandamine kasvas aastatel 1950–1960 kiiresti seoses suurenenud nõudlusega aiandusliku ja alusturba järgi (tabel 7). 1975. a moodustas freesturvas kogu aastast turbatoodangust 98,6%.

Kui kodumaine freesturba kasutamine on vähenenud, siis kaevandamine ekspordiks (Hollandisse, Saksamaale, Suurbritanniasse, Rootsi ja Soome) on suurenenud 116 000 tonnilt kuni miljoni tonnini 2008. a (tabel 7). See tootmissuund jätkub tõenäoliselt ka edaspidi, sest kõrgekvaliteetse rabaturba varud on Lääne-Euroopas väga piiratud (Hammer, 1998). Viimasel aastakümnel on ligikaudu 90% Eestis kaevandatud aiandusturbast ja 65% küteturbast eksporditud välismaale (Orru, 2003). Eesti on maailmas aiandusturba ekspordimahu poolest 3.–4. kohal.

Praegu kaevandatavate turbaväljade kogupindala on 20 281 ha (Paal 2011). Kaevandamine on lõpetatud ~15 000 hektaril. Järelikult on otseselt turba kaevandamisega hävitatud ligikaudu 30 000 ha rabasid. Enam-vähem sama palju on kahjustatud kaudselt, kaevandamise naabrusmõju tagajärjel. Seega võib turbakaevandamise tõttu kuivendatud rabakoosluste pindala ulatuda Eestis kokku 50 000–60 000 hektarini.

TABEL 7. Turba kaevandamine Eestis kodumaiseks tarbeks ja ekspordiks (koostanud M. Orru ja E. Niitlaan).

Aasta	Kodumaiseks tarbeks, tonni	Ekspordiks, tonni
1993	505 000	116 000
1994	816 000	237 000
1995	653 000	367 000
1996	724 000	400 000
1997	andmed puuduvad	andmed puuduvad
1998	andmed puuduvad	594 000
1999	andmed puuduvad	424 000
2000	andmed puuduvad	789 000
2001	andmed puuduvad	868 000
2002	andmed puuduvad	1 022 000
2003	andmed puuduvad	992 000
2004	andmed puuduvad	andmed puuduvad
2005	andmed puuduvad	583 000
2006	andmed puuduvad	620 000
2007	andmed puuduvad	879 000
2008	andmed puuduvad	1 004 000
2009	andmed puuduvad	739 000

Kaevandamise jätkumisega suureneb aasta-aastalt ka ammendatud ja mahajäetud turbaväljade pindala. 2009. a lõpetatud inventeerimise tulemuste põhjal on nende pindala praegu 9371 ha (Ramst & Orru, 2009), järgmisel paaril aastakümnel suureneb see veel enam kui kaks korda. Mahajäetud turbaväljad avaldavad ümbruskonna veerežiimile negatiivset mõju (Price *et al.*, 2003), need on kasvuhoonegaaside allikaks (Paavilainen & Päivanen, 1995; Laine & Minkkinen, 1996), suurendavad põlengute riski (Puhkan, 2004), vähendavad bioloogilist ja maastikulist mitmekesisust. J.-O. Salmi (2012) hinnangu kohaselt võivad Eesti mahajäetud ja aktiivsed turbakaevandusalad emiteerida aastas ca 191 500 t CO₂ ekv. aastas. Looduslik olekus sood talletavad 23 g C m⁻²a⁻¹ (Gorham, 1995) ning seda aluseks võttes on endistel ja praegustel kaevandusaladel lõppenud süsiniku akumuleerumine ulatuses 6657 t C a⁻¹ ehk 24 405 t CO₂ a⁻¹. Seeläbi on Eestis kaevandamise poolt rikutud rabade ja siirdesoodo kasvuhooneefekt ligikaudu 10 korda suurem kui juhul, mil need alad oleksid endiselt looduslik olekus.

4.4 Tööstus ja saastamine

Kirde-Eestis on suur hulk väärtuslikke soid hävinud seoses põlevkivi kaevandamisega. Lahtise kaevandamise puhul eemaldatakse põlevkivini jõudmiseks kogu pinnakate. Seeläbi on hävitatud ~2000 ha turbaalasiid ja igal aastal lisandub ~100 ha (Paal *et al.*, 1998). Ulatuslikul alal on looduslik veerežiim rikutud ka põlevkivi maa-aluse kaevandamise piirkonnas.

Eriliseks probleemiks Kirde-Eestis on põlevkivi (kukersiiti) kasutatavate elektrijaamade tuhana lenduvad leeliselised põlemisjäädgid. Need sisaldavad lisaks kaltsiumile ka mitmesuguseid raskmetalle – As, Zn, Th, Hf, V jt, mis akumuleeruvad taimede kudedes ja turbas (Punning *et al.*, 1987). Leeliselisest õhusaastest on mõjustatud ligi 200 000 ha suurune ala 30 km raadiuses elektrijaamade ja Kunda tsemenditehase ümber. See põhjustab turbasammalde hävimise, mistõttu peatub muidugi ka turba ladestumine ning soodes intensiivistub orgaanilise aine lagunemine (Karofeld, 1994).

Atmosfäärisaastest põhjustatud olulisi muutusi rabade taimestik, geokeemias jm täheldati esmalt Ahtme soojuselektrijaama mõjutsooni jäävatel Kurtna piirkonna rabadel (Karofeld, 1987, 1991; Punning jt., 1987), seejärel ka Balti ja Eesti EJ (Karofeld, 1991, 1994) ning Kunda tsemenditehase mõjutsooni rabades (Ploompuu & Kannukene, 1988; Karofeld & Ploompuu, 1989; Mandre, 1995). Suurenenud atmosfäärses sissekandest tingitud olulisemad muutused Kirde-Eesti saasteallikate läheduses paiknevates rabades on järgmised:

- * pH väärtuse ning keemiliste ühendite ja ionide sisalduse oluline tõus rabavees ja turbas (Karofeld, 1987, 1994; Punning jt., 1987);
- * turbasammalde hävimine enamsaastatud rabades ning sinna rabadele mitteomaste, sh toiterikkamate kasvukohtade taimeliikide ilmumine (Karofeld, 1987, 1994; Ploompuu & Kannukene, 1988; Liblik *et al.*, 2003; Paal *et al.*, 2010);
- * veel säilinud turbasammalde tuhasuse oluline tõus (Karofeld, 1987, 1991, 1994);
- * rabamändide radiaalse juurdekasvu kiirenemine (Karofeld, 1994; Pensa *et al.*, 2007;) ja muutused rabamändide ökofüsioloogias (Pensa *et al.*, 2004; Ots & Reisner, 2006).

Aluselise õhusaaste allikateks olevate soojuselektrijaamade lähikonnas on vaatamata saastekoormuse märgatavale vähenemisele viimase 10–15 aasta jooksul rabavee pH väärtused ning elektrijuhtivus endiselt oluliselt kõrgemad kui saasteallikatest kaugemale jäävates rabades. Seda kajastab hästi ka rabade taimkatte struktuur: saasteallikatele lähemal asuvates rabades on sammal- ja soontaimede liigirikkus looduslikus seisundis rabadega võrreldes märkimisväärselt kõrgem, sest tugevamini saastatud rabades kasvab arvukalt rabakooslustele mitteomaseid liike, mille esinemine seondub tavaliselt subneutraalsete või lubjarikaste kasvukohtadega (Paal *et al.*, 2010).

Muutused Eesti EJ lähedal paiknevate rabade (Puhatu) geokeemias osutavad endiselt kõrgele saastekoormusele, mistõttu sealsed rabad oma puhverdusvõime piiril. Puhverdusvõime ammendumisel kaasnevad nii rabade geokeemias kui ka taimkattes suured muutused – toimub rabakoosluste degradeerumine.

Kirjelatud muutused pole loodetavasti siiski veel pöördumatud, sest atmosfäärisaaste vähenemise järgselt on mitmetes rabades täheldatud turbasammalde taasilmumist ja nende katvuse suurenemist (Karofeld, 1994, 1996; Ploompuu & Tell, 2006), rabamändide radiaalse juurdekasvu aeglustumist (Karofeld, 1994; Kaasik & Ploompuu, 2005) ning raskmetallide sisalduse vähenemist sammaldes (Liiv & Kaasik, 2004) jms. Võrreldes 1980. aastatega on õhusaaste ja atmosfäärse sissekande maht Kirde-Eesti rabadesse praeguseks oluliselt, mõnede ühendite osas kuni mitukümmend korda vähenenud (Kaasik, 1997; Liblik & Maalma, 2005). Seetõttu on varasemate uurimistulemuste andemetele toetudes, eriti saasteallikatele lähemal asuvates enim uuritud rabades, võimalik hinnata ka saastekoormuse vähenemise võimalikku mõju rabaveele ja taimestikule.

Atmosfäärse sissekande olulise vähenemise järel on viimaste kümnendite jooksul mitmes varem õhusaastest enim mõjustatud rabas (Niinsaare, Liivjärve) alanud muutused nende taastumise suunas:

- rabavee pH väärtus on muutunud 0,5–1 ühiku võrra happelisemaks ja mineraalainete-vaesemaks ning turbasammalde tuhasus on mitmeid kordi vähenenud;
- muutustega rabade geokeemias on kaasnenud ka muutused nende taimkattes – rabades, kus maksimaalse õhusaaste perioodil olid turbasamblad hävinud, on nad hakanud uuesti kasvama ja nende katvus on suurenenud;
- siiski on saasteallikatele lähemal asuvates rabades säilinud ka mitmeid rabakooslustele võõraid, aluselisemat keskkonda eelistavaid liike, mille tõttu püsib rabakooslustele ebatüüpiline liigiline koostis.

Praeguseks pole siiski selge, kas atmosfäärne õhusaaste on vähenenud piisavalt tagamaks rabade taastumist ja kui palju aega see taastumine nõuab. Elektrijaamade lähedal asuvates soodes määratud geokeemilised karakteristikud ületavad igatahes praeguse niivõrd rabade puhverdusvõimet, mis tähendab, et seal rabade degradeerumine jätkub (Karofeld *et al.*, 2008; Paal *et al.*, 2010).

4.5 Linnastumine

Kõige teravamalt ohustab ehitustegevus soode seisundit Tallinna ümbruses. Täielikult on kuivendatud Pääsküla ja Harku raba, Tondi ja Sõjamäe raba on üldse hävinud. Osa Pääsküla rabast oli kasutusel Tallinna prügimäena. Samasugune on olukord ka mitmetes teistes Eesti linnades (Tartu, Pärnu jt). Mitmetes paikades on turistide puhkekohad ja kohati uuselamupiirkonnadki rajatud turbaaladele. Kuigi (valg)linnastumise mõju soodele on enamasti vaid kohalik, suureneb түседama turbalasundiga alade korral kindlasti põlenguohu, kohati ka kahjustused tallamisest.

4.6 Turism ja puhkus

Meie soodel on üsna suur rekreatiivne väärtus ning paljud inimesed külastavad soid oma puhkuse ajal. Mõnede Eesti turismibüroode poolt pakutavates pakettides nähakse ette ka soode külastamist. Paljudesse rabadesse (Nigula, Männikjärve, Kuresoo, Meenikunnu, Loosalu jm), aga ka siirde- ja madalaladesse (Tuhu, Laeva jne) on rajatud soode läbimise hõlbustamiseks enam kui 50 km laudteid, samuti on paljude soolade kohta trükitud turistide jaoks infolehti. Pidades ühelt poolt silmas meie arvukaid heas looduslikus seisundis säilinud ja ulatuslikku tüpoloogilist varieeruvust esindavaid soid, teiselt poolt aga järjest laienevat rahvusvahelist loodusturismi, võib siin näha lootustandvaid perspektiive nii kohaliku tööhõive laiendamiseks kui ka majandustegevuse elustamiseks.

Sood paiknevad hajusalt üle kogu Eesti, seetõttu ei mõjuta nende koosluste mõõdukas külastamine soolustikku kuigi oluliselt. Siiski on laudteede ümbruses täheldatud näiteks kahlajate pesitsuspaikade vähenemist (Leivits *et al.*, 2009), seetõttu on uute laudteede ehitust kaitsealadel hakatud piirama.

4.7 Marjade korjamine, ravimtaimede kogumine

1970. aastate alguses viidi Nigula Looduskaitseala poolt läbi Eesti jõhvikavarude inventeerimine. Leiti, et Eestis on vähemasti 70 sood kogupindalaga 25 750 ha, kus jõhvikasaak on >50 kg/ha (Ruus, 1973). Jõhvikate potentsiaalne aastane kogusaak võib ulatuda vähemalt 5 miljoni tonnini.

Parimad jõhvikasood, mille marjasaak moodustab ligi 70% Eesti soode potentsiaalsest jõhvikasaagist, asuvad Tartumaal ja Ida-Virumaal, kusjuures kaks soostikku – Emajõe Suursoo (pindala ~6200 ha) ning Muraka (~5000 ha) annavad Eesti jõhvikasaagist ligikaudu poole – vastavalt 1,5 ja 1,0 miljonit tonni. Madala tööhõivega piirkondades võib jõhvikakorjamine elanikele olla oluliseks sissetulekuallikaks. Viimaste aastakümnete kohta ametlikud andmed puuduvad, ent 1960.–1970. aastatel osteti Eestis riiklikult kokku ~200–1300 tonni jõhvikaid aastas (tabel 8).

TABEL 8. Eestis aastatel 1963–1975 riiklikult kokkuostetud jõhvikate hulk (Čerkasov *et al.*, 1981).

Aasta	Tonni	Aasta	Tonni
1963	315–417	1970	870
1964	1218	1971	1305
1965	315–417	1972	657
1966	315–417	1973	918
1967	315–417	1974	717
1968	570–576	1975	199
1969	570–576		

Märksa vähem on teada rabamuraka kasvukohtadest ja saagivarudest. Töönduslikku huvi pakub ehk 30–40 ala. Küllaltki suurt tähtsust omavad ka sooservades ning soosaartel kasvavad pohl ja mustikas. Kuigi need mõlemad on eeskätt arumetsades kasvavad marjataimed, korjavad kohalikud inimesed neid ka turbaaladel.

Viimastel aastakümnetel on mitmete lääne farmaatsiakompaniide esindajad tundnud huvi huulheina kokkuostmise vastu. Praegu kogutakse huulheina veel suhteliselt vähe, kuid tulevikus nende ravimtaimede varumine tõenäoliselt suureneb, sest huulheite kasvukohad on enamikus Lääne-Euroopa maades praktiliselt kadunud. Eestis tuleks huulheinte kogumist aegsasti seadusega reguleerida, vastasel juhul on karta meie soode taimestiku kohatist hävitamist.

4.8 Pommitamine

Mitmed sood paiknevad nõukogudeaegsete õppepommitamiste aladel. Sellest on neisse jäänud arvukaid erineva suurusega pommilehtreid, mis on muutunud soode mikrotopograafiat ja saastanud ümbritsevat turbalasundit mitmesuguste keemiliste ühenditega (Karofeld, 1999).

4.9 Põlengud

Rabade põlemisel nende pind tasandub – mättad põlevad ära, turbalasundi pealmine kiht tiheneb ja vee kapillaarne tõus selles pidurdub või peatub, selle tagajärjel vähenevad oluliselt turba veemahutavus ja aeratsioon. Märgatavalt muutub ka turbalasundi ülemiste kihtide keemiline koosseis, sest tuhas sisaldub küllalt palju mineraalset ainet, mis tõstab mõneks ajaks turba pH-d ja toiterikkust. Põlengu tagajärjel lisandunud toitained leostuvad veega siiski üsna varsti sügavamale ja taimejuurte ulatuses olev turbakiht muutub isegi toitevaesemaks kui see oli enne põlengut (Masing, 1960). Rabade põlengujärgset taimestikku iseloomustavad mitmed liigid, mis muidu neis ei kasva: eeskätt ahtalehine põdrakanep (*Epilobium angustifolium*). Konkurentsi puudumise tõttu võivad mõnes paigas saavutada suure ohtruse ka näiteks rabamurakas (*Rubus chamaemorus*) või valge nokkhein (*Rhynchospora alba*).

Nelja-viie aasta pärast peale põlengut kujuneb taimestik, mille puurindes varasema männi asemel valitsevad kased ning puhmarindes kanarbik (*Calluna vulgaris*), mõnikord võivad domineerida ka sookail (*Ledum palustre*), küüvits (*Andromeda polifolia*) või sinikas (*Vaccinium uliginosum*). Uue samblarinde väljakujunemine võib võtta kauem aega; selles domineerib raba-karusammal (*Polytrichum strictum*), rohkesti on samblikke – näiteks soomus-, lehter-, sarv-, Flörke, väävel- ja pisi-porosamblikku (*Cladonia squamosa*, *C. cenotea*, *C. cornuta*, *C. floerkeana*, *C. deformis*, *C. incrassata*). Turbasammalde taastumine

algab enamasti mõnest teravalehise turbasambla (*Sphagnum capillifolium*) laigust, seejäral lisanduvad lillakas turbasammal (*S. magellanicum*), pruun turbasammal (*S. fuscum*) jt (Masing, 1960, 1964; Masing & Valk, 1968). Tasapisi naasevad taimkattesse jõhvikad (*Oxycoccus* spp.), kukemari (*Empetrum nigrum*), jt; samblarindes asenduvad pioneerliigid turbasammaldegaga, kohati ka metsasammaldegaga nagu harilik palusammal (*Pleurozium schreberi*), harilik laanik (*Hylocomium splendens*) jt. Taimkatte edasine areng sõltub paljuski puurinde arengust: kui see jääb hõredaks, on põlengu mõju taimkattes nähtav veel pikka aega, Põlenud rabakoosluste taastumine sarnasteks põlemiseelsetega võtab aega 50–100 aastat (Masing, 1964).

Siirdesoode põlemisel mikroreljeefi madalamad osad (lohud, älved) tavaliselt palju kannatada ei saa ning taastuvad suhteliselt kiiresti, kuid turbasammalde ja puhmastaimede mättad võivad kahjustuda suurel määral ning nende taastumine võib nõuda kümneid aastaid nagu rabade puhul.

Viimastel aastakümnetel on suuremad põlengud aset leidnud Läänemaa Suursoos, Feodorisoos (Alutagusel) ja Varnja soos (Ida-Eestis), väiksemaid soopõlenguid on esinenud mitmel pool üle Eesti. Mõned põlenud sood on võetud seire alla.

4.10 Pikaajalised mõjud

Varasema kuivenduse tõsised mõjud turbaaladele võivad ilmnedas alles aastakümneid hiljem. Eeskätt puudutab see soode ümbruses toimunud veetaseme alandamisele järgnenud taimkatte suktessioonilisi muutusi. Selle tagajärjel võivad algused taimekooslused asendada isegi kaitsealustes soodes uute, sekundaarsetega, mille struktuur on reeglina algsetest lihtsam. Sel viisil on mitmedki kooslusetüübid, aga ka paljud taime- ja loomaliigid muutunud haruldasteks ja/või ohustatuteks.

Nii näiteks on Lääne-Eestis soodes aastatel 1948–1955 ja 1991–1992 toimunud uuringute põhjal tuvastatud mitmeid soode naaberalade kuivendamise mõjul alguse saanud allogeenseid suktessioone (Trass, 1994). Nende üheks olulisemaks tunnuseks on taimekoosluste liigilise koosseisu muutumine. Selle põhjal on H. Trass (1994) Lääne-Eesti soodes eristanud neli liigirühma:

- 1) liigid, mille sagedus ei ole muutunud – tõmbiõiene luga (*Juncus subnodulosus*), harilik porss (*Myrica gale*), saaremaa robirohi (*Rhinanthus osilinensis*), mõökrohi (*Cladium mariscus*), mitmed obligatoorsed sooliigid – soopihl (*Potentilla palustris*), soo-kuuskjalg (*Peucedanum palustre*), niitjas tarn (*Carex lasiocarpa*), luhttarn (*C. elata*) jt;
- (ii) liigid, mille sagedus on kasvanud – sinihelmikas (*Molinia caerulea*), luht-kastevars (*Deschampsia cespitosa*), harilik tarn (*Carex nigra*), hirsstarn (*C. panicea*), hallikas tarn (*C. canescens*), sooneiuvaip (*Epipactis palustris*);
- (iii) liigid, mille sagedus on mõneti vähenenud – lemmelill (*Tofieldia calyculata*), padutarn (*Carex buxbaumii*), ääristarn (*C. hostiana*), raudtarn (*C. davalliana*), turvastarn (*C. heleonastes*), sale villpea (*Eriophorum gracile*), pruun sepsikas (*Schoenus ferrugineus*), soohilakas (*Liparis loeselii*), sookäpp (*Hammarbya paludosa*), vahelmine huulhein (*Drosera intermedia*), eesti soojumikas (*Saussurea alpina* subsp. *esthonica*), kuninga-kuuskjalg (*Pedicularis sceptrum-carolinum*), väike vesihernes (*Utricularia minor*), liivosi (*Equisetum variegatum*), soo-piimalill (*Euphorbia palustris*);
- (iv) liigid, mille sagedus on langenud kriitilise tasemeni – lõhnav käoraamat (*Gymnadenia odoratissima*), koldjas selaginell (*Selaginella selaginoides*), alpi võipätkas (*Pinguicula alpina*), ainulehine soovalk (*Malaxis monophyllos*).

Märgatavad muutused on aset leidnud ka taimekoosluste esinemises; selle alusel on Trass (1994) jaotanud need viide rühma:

- 1) kooslused, mille pindala ja esinemissagedus ei ole viimase 35–40 aasta jooksul muutunud – *Phragmitetum australis*, *Drepanoclado-Caricetum lasiocarpae*, *Scorpidio-Caricetum*

lasiocarpae, *Caricetum diandrae*, *Cladietum marisci*, *Primulo-Seslerietum*, *Caricetum cespitoso-appropinquatae*, *Caricetum flavae*, *Caricetum acutae*, *Juncetum subnodulosi*, *Equisetetum fluviatilis*;

- 2) kooslused, mille pindala on mõningal määral vähenenud (enamasti vaid mõnes konkreetses soos paari hektari võrra) – *Drepanoclado-Schoenetum*, *Caricetum hostianae*, *Caricetum dioicae*, *Caricetum elatae*, *Caricetum vesicariae*, *Schoenetum nigricantis*, *Eriophoretum polystachionis*, *Scorpidio-Schoenetum*, *Menyantheto-Caricetum limosae*;
- 3) kooslused, mille pindala on märgatavalt vähenenud (sadu või isegi tuhandeid hektareid, või kui kooslused esindavad haruldast tüüpi, siis enam kui 50%) – *Caricetum davalliana*, *Caricetum buxbaumii*;
- 4) kooslused, mille pindala on mõneti suurenenud (mõnedes soodes paarkümmend või paarsada hektarit) – *Myrico-Schoenetum*, *Seslerio-Caricetum paniceae*, *Calamagrostietum canescentis*, *Caricetum paniceo-nigrae*, *Myrico-Betuletum pubescentis*;
- 5) kooslused, mille pindala on märgatavalt suurenenud (sadu või tuhandeid hektareid) – *Molinietum caerulea*, *Deschampsio-Caricetum paniceae*, *Caricoso-Betuletum pubescentis*, *Phragmitoso-Betuletum pubescentis*.

Üldse on kuivendamine põhjustanud vähemalt 13 tüüpi kuuluvate koosluste pindala vähenemise.

Sinihelmika (*Molinia caerulea*) dominantsuse suurenemist lubjarikastes madalsoodes on tuvastanud ka Roosaluuste (1984).

5.1 Ajalugu

M. Ilomets (1994a) on Eesti soode kaitse ajaloo jaganud nelja perioodi.

- 1) 1920–1940. Sellal oli valdav osa Eesti soodest looduslikus seisundis ning nende kaitset käsitleti üksnes linnukaitse kontekstis. Sood kaitse saigi alguse ornitoloogilistest vajadustest tulenevalt: 1938. a võeti esimese soona kaitse alla Ratva raba (1109 ha) seal elanud kaljukotka (*Aquila chrysaetos*) kaitse tagamiseks. Siiski pidas juba 1923. a palünooloog P.W.Thomson Eesti Loodusuurijate Seltsis ettekande, milles ta tõi esile soode kui komplekssete elupaikade kaitse vajaduse.
- 2) 1940–1955. Letargiline periood, mil toimus intensiivne soode kuivendamine. Eesti okupeeritud Nõukogude Liidu ametlikuks doktriiniks oli „looduse parandamine“. Selle kohaselt kuivendati 1940. aastate lõpust alates igal aastal ligikaudu 45 000 ha turbaalasad põllumajanduse ja 20 000 ha metsamajanduse edendamise eesmärkidel.
- 3) 1955–1968. Taasärkamine. Sellel perioodil kerkis soode kaitse uuesti päevakorda, seda taas teatud looma- ja taimeliikide kaitse vajadust silmas pidades. Eesti NSV Ülemnõukogus võeti 1957. a vastu looduskaitse seadus, Nigula raba ja Viidumäe allikasood võeti riikliku kaitse alla looduskaitsealadena, Nehatu mõökrohukooslustega madalsoo, Muraka ja Nätsi raba kuulutati botaanilis-zooloogilisteks kaitsealadeks jne. 1960.–1970. aastatel moodustati rajooni täitevkomiteede otsuse alusel arvukalt kohaliku tähtsusega kaitsealad, millest mitmed hõlmasid ka turbaalasad.
- 4) 1968–1992. Aktiivne saavutusterikas periood. 1968. a algutati „Telma“ projekt, mille eesmärgiks oli täpsemalt määratleda kriteeriumid sookaitsealade asutamiseks. Samal aastal algas teadlaste ning sookuivendajate vahel elav diskussioon ajakirja „Eesti Loodus“ veergudel (nn soodesõda), mille käigus tutvustati ning propageeriti soode väärtusi ja selgitati nende ökosüsteemset tähtsust. Selle tulemusena arvati mitmed veemajanduse ning marjade korjamise seisukohast kõige olulisemad sood kuivendusprogrammist välja, loodi 28 uut sookaitseala ning laiendati Muraka ning Nätsi kaitsealad. Teiste hulgas võeti kaitse alla kõige tähtsamad soolad praeguses Soomaa rahvusparkis ning Endla looduskaitsealal. Sood on esindatud ka 1971. a asutatud Lahemaa rahvusparkis ning mitmel geoloogilisel ja maastikukaitsealal. Riiklikult kaitstavate turbaalade pindala suurenes 15%-ni nende kogupindalast (Ilomets, 1994b).

Ilmselt tuleks esitatud soode kaitse periodiseeringule lisada veel ka viies periood, mis sai alguse 1990. aastate alguses Eesti riikliku iseseisvuse taastamisega. Selle raames on Eesti liitunud mitmete rahvusvaheliste looduse kaitset käsitlevate konventsioonidega, millega on võetud riiklikud kohustused kaitsta looduse mitmekesisust säilitavaid alasid, keskkonna kvaliteeti jne. (vt ptk 2). 1994. a loodi kaks suurt sooderikast kaitseala – Soomaa rahvuspark (370 km²) ja Alam-Pedja looduskaitseala (260 km²), samuti mitmeid uusi kaitsealad Pärnumaal, Harjumaal ja mujalgi. Senised sookaitsealad muudeti valdavalt looduskaitsealadeks (osa ka maastikukaitsealadeks), tagamaks nii soode kui ka neid ümbritsevate metsakoosluste soodsa looduskaitse seisundi säilitamist. Kõik varasemad kohalikud kaitsealad on nüüd lülitatud riiklike kaitsealade võrgustikku.

Silmas pidades ühelt poolt sotsialistliku põllumajanduse kokkuvarisemist ja sellele järgnenud väga suuri ning järskede muutusi maakasutuses, teiselt poolt aga vajadust looduskaitset (sh kaitsealade võrgustikku) tõhusamalt kavandada, viidi aastatel 1993–2000 läbi mitmeid ulatuslikke looduse inventeerimise projekte (Paal, 2003). Soode kaitse tõhustamise seisukohast olid neist olulisemad „Eesti riiklik looduse mitmekesisuse uurimise programm“ (*Estonian Biodiversity Country Study*), mis toimus aastatel 1996–1997 (Paal, 1997; Külvik & Tambets, 1998; Kull, 1999) ning „Eesti märgalade kaitse ja majandamise strateegia“ projekt 1997. a (Paal jt., 1999). Nende tulemusi kasutati laialdaselt Eesti riikliku Natura 2000 programmi (2000–2007) alusena, mille sihiks oli Euroopa Liidu loodusdirektiivi (1992) ja linnudirektiivi (1979, 2009) järgse Natura 2000 alade võrgustiku loomine.

2013. a märtsikuu seisuga hõlmavad erinevat tüüpi kaitsealad (v.a merekaitsealad) Eesti territooriumist kokku 7804 km² ehk 17%. Soode kaitset käsitletakse täpsemalt 7. peatükis.

5.2. Ohustatud ja/või kaitstavad liigid

Eesti esimene Punane Raamat koostati Teaduste Akadeemia looduskaitse komisjoni poolt 1979. a. See paljundati ainult neljas eksemplaris ja oli mõeldud ametkondlikuks kasutamiseks. Raamatusse oli arvatud kokku 259 liiki. Punase Raamatu populaarne versioon avaldati 1982. a (Kumari, 1982).

1988. a koostati Eesti Punase Raamatu liikide teine nimekiri, võttes seejuures arvesse vahepealse aja jooksul spetsialistidelt laekunud andmeid ja ettepanekuid. Sellesse kuulus 315 liiki.

Eesti Punase Raamatu kolmas versioon valmis 1998. a (Lilleleht, 1998). See hõlmas 1318 taksonit, mille ohustatuse hindamiseks kasutati nüüd juba Rahvusvahelise Looduskaitseliidu (IUCN) poolt kehtestatud kategooriate süsteemi (Gärdenfors *et al.*, 2001).

Sama süsteemi on järgitud ka viimases, 2008. a avaldatud Eesti ohustatud liikide nimekirja koostamisel, mis on kättesaadav internetis Eesti eElurikkuse andmebaasina⁵⁷. Viie esimese kategooria (EX, *regionally extinct* – Eestis hävinud, CR, *critically endangered* – äärmiselt ohustatud, EN, *endangered* – ohustatud, VU, *vulnerable* – ohualdis ja NT, *near threatened* – ohulähedane) ohustatud sooliigid on esitatud allpool (vt 5.2.1); ohuvälised (LC, *least concern*), puuduliku andmestikuga (DD, *data deficient*) ja mittehinnatavad (NE, *not evaluated*) liigid on esitatud vaid juhul, kui nad kuuluvad Eestis kaitstavate liikide hulka. Liikide ohustatuse kategooria on märgitud kaldjoone ees vastava rahvusvahelise lühendiga.

Riiklikult kaitstavate liikide nimestikud⁵⁸ on viimase kahel kümnendil kinnitatud Vabariigi Valitsuse või keskkonnaministri poolt pärast kaitstavate loodusobjektide seaduse⁵⁹ (1994) ja looduskaitseaduse⁶⁰ (2004) vastuvõtmist. Väiksemaid muudatusi ja täiendusi on neisse tehtud ka vahepealsel ja hilisemal ajal.

Allpool on liikide kaitsekategooria märgitud kaldjoone järel vastava kategooria numbriga (1, 2 või 3). Siiski ei ole kõik Punase Raamatu liigid riikliku kaitse all, need on märgitud kaldjoone järel kriipsuga “–”. Teisalt ei ole kõik kaitsealused liigid kantud Punasesse Raamatusse, need on märgitud kriipsuga kaldjoone ees.

57 Kättesaadav: http://elurikkus.ut.ee/prmt.php?lang=est&redgr_id=4&dangercat_id=6 (13.04.2013)

58 Kättesaadav: <http://loodus.keskkonnainfo.ee:88/protection/species/index.html?pp=1> (13.04.2013)

59 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/228316> (23.04.2013)

60 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/13197318> (23.04.2013)

5.2.1 Taimed

Esimesed katsed välja selgitada Eesti soodele iseloomulikud liigid võeti ette 1980. aastatel. Tuvastati, et helviksammaldest (*Marchantiopsida*) kasvab soodes 35 liiki, lehtsammaldest (*Bryopsida*) 118 liiki, nende hulgas 35 turbasambla perekonna (*Sphagnum*) liiki (Kannukene & Kask, 1982). Soontaimedest on soodele iseloomulikud 18 liiki sõnajalgtaimi (*Pteridophyta*), kolm liiki paljasseemnetaimi (*Gymnospermae*) ja 355 liiki katteseemnetaimi (*Angiospermae*) (Kask, 1982).

Siiski, nagu märgib Trass (1994), ei aita see nimekiri soode taimestikku paremini mõista kuigi palju, sest autorid ei ole täpselt defineerinud, millistest kriteeriumidest “tegelike” sootaimede määratlemisel lähtuti. Vastavalt tema analüüsile hõlmab Eesti soode floora 280 liiki soontaimi, millest 230 liiki kasvavad madalsoodes, 103 liiki siirdesoodes ja 45 liiki rabades. 280-st liigist 52% on fakultatiivsed, 36% obligatoorsed-fakultatiivsed ning vaid 12% obligatoorsed sooliigid, mis osutab sootaimestiku väga madalale spetsiifilisusele.

5.2.1.1 Soontaimed

Eesti Punase Raamatu soontaimeliikidest kasvab ligikaudu 60 üksnes või peamiselt soodes, mõned neist on seotud vaid teatud tüüpi soodega (nt lubjarikaste madalsoodega), teised aga esinevad mitmetesse erinevatesse tüüpidesse kuuluvates soodes.

Mõned Eesti soodes kasvavad liigid – madal kask (*Betula humilis*), sale villpea (*Eriophorum gracile*), sookäpp (*Hammarbya paludosa*), soohiilakas (*Liparis loeselii*) ja soovalk (*Malaxis monophyllos*) kuuluvad ka Euroopa ohustatud liikide nimekirja⁶¹.

Peamiselt või üksnes soodes kasvavad ohustatud ja/või kaitsealused soontaimede liigid:

<i>Angelica palustris</i> (emaputk)	NT/3	rannaniidud, madalsood, lammid;
<i>Betula humilis</i> (madal kask)	VU/–	soostuvad niidud, madalsood;
<i>Betula nana</i> (vaevakask)	NT/–	siirdesood, rabad;
<i>Carex davalliana</i> (raudtarn)	NT/–	liigirikkad madalsood ja soostuvad niidud;
<i>Carex dioica</i> (kahekojane tarn)	VU/–	soostuvad niidud, siirdesood, rabad;
<i>Carex heleonastes</i> (turvastarn)	EN/2	siirdesood, lodumetsad, rabaservad;
<i>Carex irrigua</i> (sagristarn)	NT/2	siirdesood, rabad;
<i>Carex paniculata</i> (pööristarn)	NT/–	lammisood;
<i>Carex pauciflora</i> (õievähene tarn)	NT/–	rabad;
<i>Carex pulicaris</i> (kirptarn)	NT/–	soostuvad niidud;
<i>Cladium mariscus</i> (lääne-mööokrohi)	NT/3	liigirikkad madalsood, järvekaldad, järvikud;
<i>Corallorhiza trifida</i> (kõdu-koralljuur)	EN/2	soostuvad ja soometsad, sooservad;
<i>Dactylorhiza fuchsii</i> (vööthuul-sõrmkäpp)	LC/3	soostuvad niidud ja -metsad, madalsood;
<i>Dactylorhiza incarnata</i> (kähkjaspunane sõrmkäpp)	–/3	soostuvad ja puisniidud, madalsood;
<i>Dactylorhiza incarnata</i> spp. <i>cruenta</i> (täpiline sõrmkäpp)	–/2	soostuvad niidud, liigirikkad madalsood;
<i>Dactylorhiza incarnata</i> spp. <i>incarnata</i> (kähkjaspunane sõrmkäpp, nominaatvorm)	LC/–	soostuvad ja puisniidud, madalsood, rannaniidud;

61 Kättesaadav: <http://conventions.coe.int/Treaty/FR/Treaties/Html/104-1.htm> (13.04.2013)

<i>Dactylorhiza incarnata</i> spp. <i>ochroleuca</i> (kollakas sõrmkäpp)	NT/–	liigirikkad madal-sood;
<i>Dactylorhiza maculata</i> (kuradi-sõrmkäpp)	NT/3	soostuvad ja soometsad, sood;
<i>Dactylorhiza russowii</i> (Russowi sõrmkäpp)	VU/2	allikasood, liigirikkad soostuvad niidud;
<i>Epipactis palustris</i> (soo-neiuvaip)	LC/3	madal-sood, soostuvad niidud;
<i>Erica tetralix</i> (soo-erika)	EX/–	sood;
<i>Eriophorum gracile</i> (sale villpea)	VU/2	siirdesood, õõtsiksood, soostuvad niidud, kraavid;
<i>Gentiana pneumonanthe</i> (sinine emajuur)	VU/2	liigivaesed madal-sood, siirdesood, soostuvad niidud, lammid;
<i>Gymnadenia conopsea</i> (harilik käoraamat)	LC/3	niidud, metsaservad, madal-sood;
<i>Gymnadenia odoratissima</i> (lõhnav käoraamat)	VU/2	lubjarikkad allikasood, liigirikkad madal-sood, soostuvad niidud;
<i>Hammarbya paludosa</i> = <i>Malaxis paludosa</i> (sookäpp)	EN/2	sood, soostuvad metsad;
<i>Herminium monorchis</i> (harilik muguljuur)	NT/2	ranniku- ja soostuvad niidud, allikasood;
<i>Hydrocotyle vulgaris</i> (loim-vesipaunikas)	EN/2	veekogude kaldad, madal-sood, soostuvad niidud;
<i>Iris sibirica</i> (siberi võhumõök)	NT/3	soostuvad niidud, lammid, madal-sood;
<i>Juncus inflexus</i> (sinihall luga)	EX/1	madal-sood, soostuvad niidud;
<i>Juncus squarrosus</i> (nõmm-luga)	EN/1	sooservad, nõmm-rabad;
<i>Juncus stygius</i> (rabaluga)	EN/–	rabad;
<i>Juncus subnodulosus</i> (tõmbiõiene luga)	VU/2	allikasood, liigirikkad madal-sood;
<i>Ligularia sibirica</i> (harilik kobarpea)	VU/1	soostuvad niidud ja võsastikud, madal-sood;
<i>Liparis loeselii</i> (soohiilakas)	VU/2	allikasood, liigirikkad madal-sood, rannikuniidud;
<i>Lycopodiella inundata</i> (harilik sookold)	EN/2	nõmm-rabad, rabaservad, siirdesood, jõekaldad;
<i>Malaxis monophyllos</i> (soovalk)	VU/2	soo- ja soostuvad metsad, soostuvad niidud, madal-sood;
<i>Myrica gale</i> (harilik porss)	NT/3	liigirikkad madal-sood, siirdesood;
<i>Ophrys insectifera</i> (kärbesõis)	NT/2	soostuvad niidud, liigirikkad madal-sood, allikasood, rannaniidud;
<i>Pedicularis palustris</i> (soo-kuuskjalg)	NT/–	madal-sood;
<i>Pedicularis sceptrum-carolinum</i> (kuninga-kuuskjalg)	EN/3	soostuvad niidud, madal-sood;
<i>Pinguicula alpina</i> (alpi võipätakas)	NT/2	allikasood, liigirikkad madal-sood;
<i>Pinguicula vulgaris</i> (harilik võipätakas)	VU/–	soostuvad niidud, allikasood ja liigirikkad madal-sood;
<i>Primula farinosa</i> (pääsusilm)	NT/–	liigirikkad madal-sood, soostuvad niidud;
<i>Rhinanthus osiliensis</i> (saaremaa robirohi)	VU/2	allikasood, soostuvad niidud;
<i>Rhynchospora fusca</i> (tume nokkhein)	EN/2	nõmm-rabad, madal-sood, järvikud;
<i>Rubus arcticus</i> (soomurakas)	CR/2	soostuvad niidud ja -metsad, madal-soode servaalad;
<i>Saussurea alpina</i> ssp. <i>esthonica</i> (eesti soojumikas)	NT/3	liigirikkad madal-sood, soostuvad niidud;
<i>Saxifraga hirculus</i> (kollane kivirik)	EN/2	siirdesood, soostuvad niidud, madal-sood;
<i>Salix lapponum</i> (lapi paju)	VU/–	lammid, siirdesood;
<i>Salix myrtilloides</i> (mustikpaju)	VU/–	siirdesood, soometsad;
<i>Scheuchzeria palustris</i> (rabakas)	NT/–	siirdesood, rabad;
<i>Schoenus nigricans</i> (mustjas sepsikas)	VU/2	liigirikkad madal-sood, rannaniidud, allikasood;
<i>Selaginella selaginoides</i> (koldjas selaginell)	EN/2	madal-sood, soostuvad niidud;
<i>Sparganium glomeratum</i> (kera-jõgitakjas)	EN/–	jõed, madal-sood;
<i>Swertia perennis</i> (püsiksannikas)	VU/1	liigirikkad madal-sood, lammi- ja soostuvad niidud;

<i>Tofieldia calyculata</i> (lemmelill)	NT/–	liigirikkad madal-sood, soostuvad niidud;
<i>Utricularia australis</i> (lõuna-vesihernes)	VU/–	sood;
<i>Viola uliginosa</i> (loduksannike)	NT/3	soostuvad niidud, lammid, soometsad.

T. Kull (2010) on esitanud ettepaneku muuta hariliku sookolla (*Lycopodiella inundata*) kaitsekategooria rangemaks (praeguse 2. asemel 1.) ja kuninga-kuuskjala (*Pedicularis sceptrum-carolinum*) kaitsekategooria praeguse 3. -lt 2. -le ning võtta 2. kategooria liigina kaitse alla lemmelill (*Tofieldia calyculata*). Täiendavalt oleks vaja uurida vähemalt osaliselt turbaaladel kasvavate nokktarna (*Carex rhynchophysa*) (–/2), mudalsi (*Eleocharis mamillata*) (NT/–), alssosja (*Equisetum scirpoides*) (CR/–) ja rabaloo (*Juncus stygius*) (EN/–) levikut ning seisundit.

5.2.1.2 Sammaltaimed

Eesti brüofloorasse kuulub 579 liiki (Vellak et al., 2009), millest suur osa kasvab märgaladel. L. Kannukene ja M. Kask avaldasid 1982. a Eesti soosammalde nimekirja, millesse on arvatud 153 liiki, siiski on mitmed soodes kasvavad liigid sellest nimekirjast jäänud välja.

<i>Amblyodon dealbatus</i> (tõmphamm)	EN/–	sood;
<i>Amblystegium humile</i> (madal tõmpkaanik)	EX/–	soometsad, sood;
<i>Aplodon wormiskoldii</i> (põhja lihthamm)	VU/–	rabad;
<i>Barbilophozia kunzeana</i> (Kunze parbik)	NT/–	õõtsiksood, soometsad;
<i>Meesia longiseta</i> (harjakas tahuksammal)	EX/–	sood;
<i>Meesia triquetra</i> (kolmis-tahuksammal)	NT/–	õõtsik-madal-sood, madal-soometsad, allikasood;
<i>Meesia uliginosa</i> (soo-tahuksammal)	EN/–	soostuvad niidud, sood;
<i>Oncophorus wahlenbergii</i> (Wahlenbergi pugukupar)	EX/–	rannaniidud, soostuvad metsad, sood;
<i>Paludella squarrosa</i> (soosammal)	NT/–	madal-sood, soostuvad metsad ja -niidud, lammid, siirdesood, allikasood;
<i>Philonotis caespitosa</i> (hõre allikasammal)	NT/–	madal-sood, allikad;
<i>Pohlia sphagnicola</i> (rabapirnik)	LC/–	rabad;
<i>Riccardia incurvata</i> (nõgus rikardia)	VU/–	sood;
<i>Sphagnum aongstroemii</i> (Ångstroemi turbasammal)	EX/–	soostuvad metsad, sood;
<i>Sphagnum auriculatum</i> (kõrv-turbasammal)	DD/–	siirdesood;
<i>Sphagnum inundatum</i> (loigu-turbasammal)	VU/3	rabalaukad;
<i>Sphagnum jensenii</i> (Jenseni turbasammal)	DD/–	sood;
<i>Sphagnum lindbergii</i> (Lindbergi turbasammal)	NT/3	soostuvad metsad, rabad;
<i>Sphagnum molle</i> (pehme turbasammal)	VU/–	rabad, rabametsad;
<i>Sphagnum quinquefarium</i> (viirealine turbasammal)	VU/3	soostuvad metsad, sood;
<i>Sphagnum subfulvum</i> (põhja-turbasammal)	EN/–	sood;
<i>Splachnum sphaericum</i> (kerajas põisik)	EX/–	rabad;
<i>Splachnum rubrum</i> (punane põisik)	EN/–	sood;
<i>Splachnum vasculosum</i> (anum-põisik)	EX/–	sood;
<i>Warnstorfia tundrae</i> (tundra vesisirbik)	VU/3	sood, lammid.

5.2.1.3 Vetikad

<i>Chara strigosa</i> (määndvetikas)	NT/-	soojärved;
<i>Cosmarium holmiense</i> var. <i>holmiense</i>	NT-	vanajõed ja soolaukad;
<i>Cosmarium holmiense</i> var. <i>integrum</i>	NT-	rabalaukad;
<i>Cosmarium holmiense</i> var. <i>granulatum</i>	NT-	rabalaukad;
<i>Eurastrum crassum</i> var. <i>michiganense</i>	NT/-	rabalaukad.

5.2.2 Seened *incl.* samblikud

Siin on nimetatud ainult liigid, mis kasvavad maapinnal või taimede jäänustel:

<i>Bovista paludosa</i> (soo-maamuna)	EN/2	liigirikkad madalsood;
<i>Cladina portentosa</i> (sagris põdrasamblik)	NT/-	rabad;
<i>Hypholoma flavorhiza</i> (risoid-kollanutt)	VU/-	puisrabad;
<i>Peltigera scabrosa</i> (kare kilpsamblik)	EN/-	rabad;
<i>Ochrolechia frigida</i> (külm purusamblik)	VU/2	rabad.

5.2.3 Loomad

Loomadest peetakse turbaalasiid asustavaiks üle 300 liigi ämblikulaadseid (*Arane*) (Vilbaste, 1981), üle 1600 liiki putukaid (*Insecta*), neli kahepaiksete (*Amphibia*) liiki, kolm liiki roomajaid (*Reptilia*), üle 200 liigi linde (*Aves*) ja 11 liiki imetajaid (*Mammalia*) (Maavara, 1988). Alljärgnevalt on nimetatud nii need ohustatud ja/või kaitstavad liigid, mis elavad peamiselt soodes, kui ka sellised, mis kasutavad soid muude elupaikade seas:

<i>Asio flammeus</i> (sooräts)	EN/2	ranna- ja kultuurniidud, sood;
<i>Aquila chrysaetos</i> (kaljukotkas)	VU/1	soostuvad metsad, rabad;
<i>Bubo bubo</i> (kassikakk)	VU/1	okasmetsad, puisrabad;
<i>Calidris alpina schinzii</i> (niidurüdi)	EN/1	rannaniidud, älverabad;
<i>Caprimulgus europaeus</i> (öösorr)	LC/3	okasmetsad ja -harvikud, puisrabad;
<i>Circus cyaneus</i> (välja-loorkull)	NT/2	madalsood, lammid, kultuurniidud, võsastikud;
<i>Circus pygargus</i> (soo-loorkull)	NT/3	madal- ja siirdesood, lammid;
<i>Coenonympha hero</i> (vareskaera-aasasilmik)	DD/3	madalsood, märjad metsad, võsastikud;
<i>Erebia embla</i> (põhja-tõmmusilmik)	DD/3	rabad;
<i>Euphydryas aurinia</i> (teelehe-mosaiikliblikas)	DD/3	madalsood, lamminiidud;
<i>Falco columbarius</i> (väikepistrik)	VU/1	männikud, rabad;
<i>Falco peregrinus</i> (rabapistrik)	EX/1	rabad;
<i>Falco vespertinus</i> (punajalg-pistrik)	NE/3	siirdesood, metsad;
<i>Gavia arctica</i> (järvekaur)	CR/2	toitevaesed järved, rabalaukad;
<i>Gallinago media</i> (rohunepp)	VU/2	lammid, madalsood;
<i>Grus grus</i> (sookurg)	LC/3	sood, lammid, raiesmikud;
<i>Hirudo medicinalis</i> (apteegikaan)	NT/2	toiterikkad järved, madalsood;
<i>Lagopus lagopus</i> (rabapüü)	EN/1	rabad, siirdesood;
<i>Lanius excubitor</i> (hallõgija)	NT/3	rabad;
<i>Leucorrhinia albifrons</i> (valgelaup-rabakiil)	LC/3	rabad, toitevaesed tiigid, rabalaukad;
<i>Leucorrhinia pectoralis</i> (suur-rabakiil)	DD/3	sood, toitevaesed tiigid, rabalaukad;
<i>Limosa limosa</i> (mustersaba-vigle)	NT/2	sood, rannaniidud, lammid;

<i>Lycaena dispar</i> (suur-kuldtiib)	LC/3	lammid, soostuvad niidud, madalsood;
<i>Lymnocyrtus minimus</i> (mudanep)	VU/2	siirdesood;
<i>Numenius phaeopus</i> (väikekoovitaja)	NT/3	rabad;
<i>Numenius arquata</i> (suurkoovitaja)	LC/3	sood, ranna-, lammi- ja kultuurniidud;
<i>Philomachus pugnax</i> (tutkas)	EN/1	rannaniidud, lammi- ja öötsiksood;
<i>Pluvialis apricaria</i> (rüüt)	LC/3	rabad;
<i>Podiceps auritus</i> (sarvikpütt)	NT/2	väikejärved, rabalaukad;
<i>Porzana porzana</i> (täpikhuik)	LC/3	lammid, soostuvad niidud, madalsood;
<i>Tetrao tetrix</i> (teder)	NT/3	sood;
<i>Tringa glareola</i> (mudatilder)	LC/3	rabad, siirdesood;
<i>Tringa nebularia</i> (heletilder)	NT/3	siirdesood, rabad.

5.3 Ohustatud ja/või haruldased taimekooslused

Eesti soodes esinevate taimekoosluste nimekiri on esitatud juba eespool (vt 3.1.1.2), ent Euroopa Liidu loodusdirektiiv rõhutab igas liikmesriigis vajadust hinnata kõigi elupaigatüüpide (*resp.* kasvukohatüüpide) seisundit ja olulisust nelja kriteeriumi põhjal: 1) esinduslikkus, 2) suhteline pindala, 3) looduskaitseline seisund ja 4) üldine hinnang (*global assessment*). Nimetatud kriteeriumid kattuvad suures osas nendega, mida on esile toodud seoses biotoopide looduskaitse väärtuse hindamisega (Margules, 1986): esinduslikkus (*representativeness*), mitmekesisus (*diversity*), haruldus (*rarity*), looduslikkus (*naturalness*), pindala (*area*) ja häiringuohu (*threat of interference*). Lähtudes loodusliku mitmekesisuse säilitamisest, tuleb taimekoosluste kaitse puhul arvestada kolme komponendiga: haruldus (*rarity*), ohustatuse määr (*level of threat*) ja tüüpilisus (*typicalness*), mis kõik on tegelikult kompleksed nähtused (Jackel & Poschlod, 1996). Looduskaitstes tähendab 'haruldane' sageli sama mis 'ohustatud', ning viimane mõiste ongi võetud Punaste Raamatute koostamise aluseks (nt Blab *et al.*, 1993; Riecken & Ssymank, 1993). Nende mõistete mõneti vastuolulist kasutamist on käsitlenud Munton (1987) ja Gaston (1994), Eesti taimekoosluste seisukohast Paal (1998a,b,c).

Arvestades viidatud allikates esitatud seisukohti, on Eesti taimekoosluste harulduse kategooriad allpool määratletud järgnevalt:

- 0 – hävinud või tõenäoliselt hävinud. Kooslused, mida ei ole looduses ka korduvate uuringute käigus enam tuvastatud;
- 1 – väga haruldane. Kooslused, mis esinevad 1–5 kasvukohas kogupindalaga alla 10 ha;
- 2 – haruldane. Kooslused, mis esinevad 6–15 kasvukohas kogupindalaga alla 50 ha metsakoosluste puhul ja alla 100 ha rohumaade ning soode puhul;
- 3 – üsna haruldane. Kooslused, mille esinemine on registreeritud 16–40 kasvukohas kogupindalaga alla 300 ha;
- 4 – haruldaseks muutuv. Kooslused,
 - mille levik võib kahaneda vastavaks mõnele eelmise kategooria kriteeriumile 5–10 aasta jooksul, kui seda põhjustava(te) teguri(te) toime ei lakka, või
 - mis kasvavad vähestel aladel ja mille kohta pole piisavalt teavet, millisesse kategooriasse neid arvata.

Taimekoosluste ohustatuse kriteeriumid:

- 1 – väga ohustatud. Selle tüübi kooslustel on väga suur täieliku hävimise risk vähemalt ühel järgneval asjaolul:
 - koosluste kogupindala on viimase 10 aasta jooksul vähenenud 75%;
 - kooslused on mõjutatud ebasoodsate tegurite poolt, mille kestmisel väheneb nende kogupindala järgneva 10 aasta jooksul tõenäoliselt kuni 75%;
 - koosluste esinemine on äärmiselt katkendlik (fragmenteeritud), mille tõttu

nad kaotavad lähiaastatel oma struktuurse eripära (liigiline koosseis, liikide ohtrusvahekord, rindelisis, mosaiiksus jm);

- kooslused kuuluvad harulduse 1. kategooriasse;
- 2 – ohustatud. Selle tüübi kooslustel on suur täieliku hävimise risk vähemalt ühel järgneval asjaolul:
- koosluste kogupindala on viimase 10 aasta jooksul vähenenud 50%;
 - kooslused on mõjutatud ebasoodsate tegurite poolt, mille kestmisel väheneb nende kogupindala järgneva 10 aasta jooksul tõenäoliselt kuni 50%;
 - koosluste fragmenteeritus on viimase 10 aasta jooksul suurenenud kuni kolm korda;
 - kooslused kuuluvad harulduse 2. või 3. kategooriasse;
- 3 – üsna ohustatud. Selle tüübi kooslused on ohustatud ühel järgneval asjaolul:
- koosluste kogupindala on viimase 10 aasta jooksul vähenenud 25%;
 - kooslused on mõjutatud ebasoodsate tegurite poolt, mille kestmisel väheneb nende kogupindala järgneva 10 aasta jooksul tõenäoliselt kuni 25%;
 - koosluste fragmenteeritus on viimase 10 aasta jooksul suurenenud kuni kaks korda;
 - siia kategooriasse tuleb arvata ka seda tüüpi kooslused, mis võivad Eestis olla küll suhteliselt sagedased, ent mis on haruldased või ohustatud meie naabermaades, s.t vastutuskooslused.

Eesti sookooslustest on kogu Põhja-Euroopa ulatuses oma liigirikkuse poolest märkimisväärsed Eesti lubjarikkad madalsood ja allikasood (Trass, 1975). Just nendes soodes kasvavad paljud Punasesse Raamatusse kantud liigid: koldjas selaginell (*Selaginella selaginoides*), alpi võipätakas (*Pinguicula alpina*), tõmbiõiene luga (*Juncus subnodulosus*), soohiilakas (*Liparis loeselii*), lõhnav käoraamat (*Gymnadenia odoratissima*), kahjaspunane sõrmkäpp (*Dactylorhiza incarnata*), võõthuul-sõrmkäpp (*D. fuchsii*), soo-neiuvaip (*Epipactis palustris*), lääne-mõökrohi (*Cladium mariscus*) ja mustjas sepsikas (*Schoenus nigricans*). Mitmed madalsootüübid, mis on laialdaselt esindatud Lääne- ja Kesk-Euroopas, on Eestis oma levila põhjapiiril (tabel 9). Siirdesoo- ja rabakooslused on suhteliselt liigivaesemad ja laialt levinud ning seepärast ei kuulu ohustatute hulka ei assotsiatsiooni ega kasvukohatüübi tasemel.

TABEL 9. Eesti soode haruldased ja ohustatud taimekooslused. H – harulduse kategooria, O – ohustatuse kategooria.

Kasvukohatüüp	Kooslus	Levik	H	O
Liigivaene madalsoo	<i>Caricetum flavae</i>	paiguti, peamiselt Ida-Eestis	4	3
Liigirikas madalsoo	<i>Caricetum davallianae</i>	peamiselt Lääne-Eesti saartel, paiguti Edela-, Lääne-, Loode-Eestis; levila põhjapiiril	4	3
	<i>Caricetum hostianae</i>	Lääne- ja Loode-Eestis, mujal harvem; levila põhjapiiril	4	2
	<i>Caricetum buxbaumii</i>	Lääne-Eestis	3	2
	<i>Cladietum marisci</i>	peamiselt Lääne-Eesti saartel, paiguti ka mandril; levila põhjapiiril	3	2
	<i>Schoenetum nigricantis</i>	Saaremaa lääneosas ja Hiiu maal	2	2
	<i>Rhynchosporium fuscae</i>	Loode-Eestis	1	1
	<i>Primulo-Seslerietum</i>	peamiselt Lääne- ja Põhja-Eestis	4	3
Allikasoo	<i>Scorpidio-Schoenetum</i>	Lääne-Eesti saartel, Põhja-Eestis	3	2
	<i>Juncetum subnodulosae</i>	Saaremaa lääneosas	1	1
	<i>Caricetum davallianae</i>	peamiselt Lääne-Eesti saartel, paiguti ka mandril	3	2
	<i>Primulo-Seslerietum</i>	peamiselt Lääne- ja Põhja-Eestis	4	3
Õõtsik-madalsoo	<i>Scorpidio-Schoenetum</i>	Lääne-Eesti saartel ja mandri lääneosas	3	2

5.4 Kaitstavad alad

5.4.1 Natura 2000 võrgustik

Soode kaitse oli Eestis paljude aastate vältel orienteeritud peamiselt suurte rabaalade kaitsele, sest madalsoode kaitse alla võtmist takistas nende käsitlemine potentsiaalsete põllumajanduslike aladena (Ilomets & Kallas, 1995; Paal et al., 1998).

Natura 2000 loodusalade rajamine suurendas kaitstavate soode hulka ja nende tüpoloogilise mitmekesisuse esindatust kaitsealadel. Natura 2000 võrgustikuga 2007. aastaks hõlmatud soodelupaikade kogupindala, seisundit ja trende hindas Eesti Keskkonnaministeerium Loodusdirektiivi artikli 17 järgse aruandluse koostamisel⁶² (tabel 10). Samu näitajaid praeguseks lõpetatud inventuuride tulemuste põhjal käsitletakse põhjalikumalt 7. peatükis.

TABEL 10. Natura 2000 soo-elupaiku hõlmavate loodusalade olukord Eestis aastatel 2001–2006 vastavalt keskkonnaministeeriumi poolt esitatud aruandele loodusdirektiivi 17. artikli täitmise kohta. Levikuala – elupaigatüübi ligikaudse levikuala pindala Eestis, %GR – levikuala Eestisse jääva osa protsentuaalne osakaal ruumiametite põhjal, Pind – elupaigatüübi alade kogupindala Eestis, %GD – Eestisse jäävate alade kogupindala protsentuaalne osakaal ruumiametite põhjal, Seisund – elupaigatüübi looduskaitseline seisund Eestis (FV – soodus, U1 – ebasoodus – ebarahuldav, U2 – ebasoodus – halb, XX – teadmata); Persp. – elupaiga tuleviku-väljavaated, arvestades levikuala, alade kogupindala ning looduskaitseline seisundi muutusi, Üld. – elupaigatüübi üldine hinnang.

Elupaigatüüp	Leviku-ala (km ²)	%GR	Leviku-ala trend	Pind (km ²)	%GD	Pinna trend	Seisund	Persp.	Üld.
7110 Looduslikus seisundis rabad	38 350	6.4	=	1,580	5.5	-	FV	U1-	U1-
7120 Rikutud, kuid taastumisvõimelised rabad	34 960	15.3	=	565	14.7	+	U1	U1	U1
7140 Siirde- ja õõtsiksood	32 430	3.6	=	180	2.4	-	U1-	U1-	U1-
7150 Nokkheinakooslused (<i>Rhynchosporion</i>) turvastunud nõgudes	38 250	34.4	=	80	98.8	=	FV	U1-	U1-
7160 Fennoskandia mineraaliderikkad allikad ja allikasood	36 500	4.8	=	7.3	5.7	=	U1-	U1-	U1-
7210 Lääne-mõökrohu <i>Cladium mariscus</i> ja raudtarnakoosluste (<i>Caricion davallianae</i>) liikidega lubjarikkad madalsood	6 665	6.5	=	36	24.3	=	U2-	U2-	U2-
7220 Nõrglubjalasundit moodustavad allikad (nõrsamblakooslused – <i>Cratoneurion</i>)	8 753	4.2	=	0.7	13.8	X	XX	XX	XX
7230 Aluselised ja nõrgalt happelised liigirikad madalsood	39 740	6.3	=	239	16.7	-	U1-	U2	U2

62 Kättesaadav: [\(http://bd.eionet.europa.eu/article17/habitatsreport/?group=Z3Jhc3NsYW5kcw%\)](http://bd.eionet.europa.eu/article17/habitatsreport/?group=Z3Jhc3NsYW5kcw%) (13.04.2013)

5.4.2 Ramsari konventsiooni alad

Rahvusvahelise tähtsusega märgalade konventsioon ehk Ramsari konventsioon (1971)⁶³ on valitsustevaheline lepe liikmesriikide rahvusliku tegevuse ja rahvusvahelise koostöö korraldamiseks märgalade ja nende ressursside kaitseks ning mõistlikuks kasutamiseks. Konventsiooni üheks eesmärgiks on globaalse märgalade ökoloogilise võrgustiku loomine. Kõik konventsiooni liikmesriigid peavad rakendama meetmeid märgalade kaitseks ning tulenevalt konventsiooni artiklist 2.4 esitama vähemalt ühe märgala Ramsari nimestikku. Märgalad Ramsari nimestikku lülitamiseks valib liikmesriik vastavalt konventsiooniga kehtestatud kriteeriumidele rahvusvahelise tähtsusega märgalade määramiseks⁶⁴. 2013. a aprillikuu seisuga oli konventsiooniga liitunud 165 riiki ning Ramsari nimestikku kuulus 2114 ala kogupindalaga 205 252 019 hektarit⁶⁵.

Riigikogu ratifitseeris Ramsari konventsiooni 21. aprillil 1993 ning see jõustus 29. juulil 1994. Samal aastal esitas Eesti Ramsari nimestikku Matsalu looduskaitseala (Matsalu märgala kuulus nimestikku tegelikult juba 1976. aastast, esitatuna tollase Nõukogude Liidu poolt) ning keskkonnaminister moodustas Ramsari konventsiooni Eesti komisjoni. Märtsis 1997 kinnitas Vabariigi Valitsus oma määrusega nr 48 Ramsari konventsiooni täitmise riikliku programmi, milles nimetatud üheksa uut Ramsari ala esitati samal aastal konventsiooni sekretariaadile ning kanti seejärel Ramsari nimestikku; peale selle määratleti veel 14 potentsiaalset ala (nn varinimestik). Praegu kuulub Eestis Ramsari nimestikku 17 märgala.

Eestis Ramsari aladeks valitud alad peavad olema kaitstud looduskaitsealade alusel, seega kogu Ramsari ala territoorium peab olema kaitseala, hoiuala või nende kombinatsioon. Kaitseala kaitse-eeskirja või hoiualade kinnitamise määrusesse kantakse märke, et tegemist on ühtlasi Ramsari alaga. Nende Ramsari alade puhul, mille looduskaitsealade järgne kaitse-eeskiri on kinnitatud ning sisaldab Ramsari märget, on ala piirid ning pindala Ramsari andmebaasis uuendatud ning viidud vastavusse Eesti keskkonnaregistrisse kantud andmetega. Nelja ala puhul, mille kaitse-eeskirja ei ole seni uuendatud või milles puudub Ramsari märke, on uuendamata ka sissekanne Ramsari andmebaasis. Selline olukord tekitab probleeme nii konventsiooni sekretariaadi kui ka Eesti keskkonnaregistri jaoks.

1. **Matsalu rahvuspark.** Ramsari ala nr 104. Esimest korda kanti see Ramsari nimestikku juba 1976. a tollase NSVL poolt. Eesti esitas selle ala kinnitamiseks 1994. a, pindala 48 610 ha. See on madal saarterikas Matsalu laht, mida ümbritseb 3000 ha rannaniite, 3000 ha roostikke ning 4000 ha Kasari jõe lamminiite, mis on sulgimis- ja toitumisalaks suurele hulgale vee- ja rannikulindudele. Väga oluline lindude Ida-Atlandi rändetee osana.

2. **Alam-Pedja looduskaitseala.** Ramsari ala nr 905. Nimestikku kantud 1997. a, pindala 34 220 ha. Ulatuslik loodusala, mille sookomplekse eraldavad looduslikud sängis jõed ja nende luhad, väärtuslikud lammimetsad ning ümbritsevad ulatuslikud metsad, sealhulgas soometsad. Ala on oluline kalaliikide kudemisala, rändlindude peatuspaik ning imetajate elupaik.

3. **Emajõe Suursoo ja Piirissaar.** Ramsari ala nr 906. Nimestikku kantud 1997. a, pindala 32 600 ha. Piirid ja pindala täpsustuvad pärast kaitsealade kaitse-eeskirjade uuendamist. Ala moodustavad Emajõe Suursoo, Piirissaar ning Peipsi järve veeala nende vahel (Emajõe suudmeala hoiuala). Eesti suurim deltasoostik erinevat tüüpi soode, jõgede ja järvedega. Ala on väga oluline Peipsi järve hüdroloogia ja veekvaliteedi seisukohast, samuti veelindude toitumisalana ning kalade kudealana.

4. **Endla looduskaitseala.** Ramsari ala nr 907. Nimestikku kantud 1997. a, pindala 10 110 ha. Soode,

soometsade, järvede ja jõgede kompleks. Ohustatud ja kaitsealuste linnuliikide pesitsusala. Oluline tähtsus veesäilitus- ning teadusuuringute alana.

5. **Hiiumaa laiud ja Käina laht.** Ramsari ala nr 908. Nimestikku kantud 1997. a, pindala 17 700 ha. Piirid ja pindala täpsustatakse pärast kaitse-eeskirjade uuendamist. Laidudega madal mereala, lahtede ja pagurandade kompleks. Tähtis lindude pesitsus- ja läbirändeala, kalade kudeala ning viigerhüljeste puhkeala.

6. **Muraka looduskaitseala.** Ramsari ala nr 909. Nimestikku kantud 1997. a, pindala 13 980 ha. Kirde-Eestis säilinud ulatuslik rabade, siirdesoodede ja põlismetsaga soosaarte looduskompleks, mille elustik on Eesti soodest üks liigirikamaid.

7. **Nigula looduskaitseala.** Ramsari ala nr 910. Nimestikku kantud 1997. a, pindala 6398 ha. Ulatuslik soostik laialehise metsaga soosaartel ning jäänukjärvega. Soolinnustiku pesitsusala ning tähtis lindude sügise läbirände ala. Osa Põhja-Liivimaa piiriülesest Ramsari alast.

8. **Puhtu-Laelatu-Nehatu märgala.** Ramsari ala nr 911. Nimestikku kantud 1997. a, pindala 4640 ha. Piirid ja pindala täpsustatakse pärast kaitse-eeskirjade uuendamist. Laguunide ja rannaniitude kompleks koos Lääne-Eestile omase liigirikka madalsooga. Rannik on oluline veelindude rändealana, tähtis ka soolindude pesitsuspaiga ja veelindude peatusalana.

9. **Soomaa rahvuspark.** Ramsari ala nr 912. Nimestikku kantud 1997. a, pindala 39 639 ha. Edela-Eestis säilinud loodusmaastiku kõige väärtuslikum ja iseloomulik osa viie rabaga, mida eraldavad õgvendamata jõed lamminiitude, lammimetsade ja puisniitudega. Soolindude pesitsusala ning rändlindude peatuspaik.

10. **Vilsandi rahvuspark.** Ramsari ala nr 913. Nimestikku kantud 1997. a, pindala 24 100 ha. Ulatuslik rannikumärgala madala saarte- ja laiduderikka rannikumere, lahtede, rannikujärvede, luidete, rannaniitude ja roostikega. Eriti oluline merelindude ning hallhülge elupaigana, samuti ülemaailmselt ohustatud kirjuhaha talvitusala.

11. **Laidevahe looduskaitseala.** Ramsari ala nr 1271. Nimestikku kantud 2003. a, pindala 2424 ha. Erinevate ranniku- ja vee-elupaikadega – rannikulõugaste, laidude, rannaniitude ja roostikega mosaiikne märgala. Oluline lindude pesitsus- ja rändepeatuspaik ning kalade kudeala.

12. **Sookuninga looduskaitseala.** Ramsari ala nr 1748. Nimestikku kantud 2006. a, pindala 5869 ha. Rikkaliku elustikuga kuuest rabast koosnev märgala. Osa Põhja-Liivimaa piiriülesest Ramsari alast.

13. **Lütemaa looduskaitseala.** Ramsari ala nr 1962. Nimestikku kantud 2010. a, pindala 11 240 ha. Mosaiikne ranniku- ja maismaa-märgalade kompleks madala mereala, lahtede, neemede ja saarte, rannaniitude, roostike ning rabadega. Oluline lindude pesitsus- ja rändepeatusala.

14. **Lihula maastikukaitseala.** Ramsari ala nr 1997. Nimestikku kantud 2010. a, pindala 6620 ha. Ulatuslik soola, kus rabamassiivi ümbritsevad madalood.

15. **Leidisoo looduskaitseala.** Ramsari ala nr 1998. Nimestikku kantud 2010. a, pindala 8178 ha. Mosaiikne erinevate sootüüpidega märgalakompleks, osa Loode-Eesti ulatuslikust loodusmaastikust, kus suurima levikuga on porsaga liigirikkad madalood.

16. **Agusalu looduskaitseala.** Ramsari ala nr 1999. Nimestikku kantud 2010. a, pindala 11 000 ha. Eesti suurima, Agusalu-Puhatu soostiku osa; rabade, siirde- ja madalsoode kompleks.

17. **Haapsalu-Noarootsi.** Ramsari ala nr 2022. Nimestikku kantud 2011. a, pindala 29 380 ha. Hõlmab Silma looduskaitseala, Osmussaare maastikukaitseala ning Nõva-Osmussaare hoiuala. Rikkaliku elustikuga ulatuslik mere- ja rannikuelupaikade kompleks Loode-Eestis madala mereala, lahtede, rannikulõugaste, rannaniitude, roostike ja pagurandadega.

63 Kättesaadav: http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-documents-texts/main/ramsar/1-31-38_4000_0___ (13.04.2013)

64 Kättesaadav: http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-about-sites-criteria-for/main/ramsar/1-36-55%5E20740_4000_0___ (13.04.2013)

65 Kättesaadav: http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-about-parties-parties/main/ramsar/1-36-123%5E23808_4000_0___ (13.04.2013)

Eesti ja Läti on esitanud Ramsari sekretariaadile konventsiooni 5. artikli kohase Põhja-Liivimaa piiriülese märgala (Nigula ja Sookuninga Ramsari ala Eestis ning Põhja soode Ramsari ala Lätis). See tähendab, et riigid on ametlikult kinnitanud oma soovi teha koostööd piiriülese ala kaitse korraldamisel.

Niisiis hõlmab 17-st Eestis nimetatud Ramsari alast peamiselt või osaliselt soelupaiku 12.

5.4.2.1 Potentsiaalsed Ramsari konventsiooni alad

Rootsi Looduse Fond koostas hiljuti ülevaate (WWF-Sweden, 2008) hindamaks, mil määral Ramsari alade võrgustik esindab Läänemere valgala märgalade mitmekesisust. Leiti, et Eesti puhul on märgalade esindatus üldiselt hea, kuid Ramsari alad võiksid rohkem hõlmata ka järvi, madalsoid ning rabametsi.

Selleks sobivaid alasid on konventsiooni täitmise Eesti riiklikus programmis nimetatud alade hulgas (varinimestikus), mis erinevatel põhjustel ei ole veel Ramsari aladeks esitatud. Ramsari komisjon on otsustanud, et esimeses järjekorras nimetatakse Ramsari alaks Puhatu looduskaitseala, Väikese väina hoiuala ja Struuga maastikukaitseala.

Teises järjekorras nimetatakse Ramsari aladeks Avaste looduskaitseala, Nätsi-Võlla looduskaitseala, Paope looduskaitseala ning Kõrgessaare-Mudaste hoiuala, Rahuste looduskaitseala ning Kaugatoma-Lõu hoiuala.

Kolmandasse järjekorda jäävad alad, mille puhul on Ramsari ala määratlemine kõige keerukam: Mullutu-Loode hoiuala ja Linnulaht, Tõstamaa rannaniidud ning Hari kurk. Näiteks Tõstamaa rannaniidud ei ole praegu osa ühestki sellisest kaitsealast, mille alusel saaks Ramsari ala piiritleda. Lisaks on Ramsari komisjon kandnud varinimestikku Lavassaare soostiku. Soid kui Ramsari võrgustikus alaesindatud elupaiku ning Eesti nn vastutuskooslusi võib varinimestikku lisanduda ka käesoleva inventuuri tulemuste põhjal.

Tegelikult on Eestis Ramsari konventsiooni kriteeriumidele vastavaid alasid veel õige rohkesti. Näiteks leiti BirdLife International'i poolt koostatud raportis (BirdLife International, 2001), et arvestades Ramsari aladele seatavaid linnustiku ja kooslustega seotud kriteeriume vastab Eestis Ramsari ala nõuetele osaliselt või täielikult veel 48 rahvusvahelise tähtsusega linnuala (IBA). Ramsari konventsiooni Eesti komisjon on siiski otsustanud, et kõigi rahvusvaheliselt tähtsate linnualade automaatne nimetamine Ramsari alaks ei ole vajalik ning Ramsari ala mõiste devalveerimise vältimiseks esitatakse Ramsari nimestikku ka edaspidi ainult kõige väärtuslikumad ja esinduslikumad alad.

5.4.2.2 Ramsari konventsiooni alade seire

Konventsiooniga ühinenud riigi üheks olulisemaks kohustuseks on märgalade seire korraldamine ning Ramsari alade andmestiku uuendamine. Liikmesriikidel on tungivalt soovitatud luua seiresüsteem, mis võimaldaks võimalikult vara avastada, kui mõne Ramsari ala ökoloogiline seisund on inimtegevuse tagajärjel muutunud, muutub või võib muutuda. Konventsiooni artikli 3.2 kohaselt tuleb igast sellisest muutusest viivitamatult informeerida Ramsari sekretariaati, samuti tuleb seda kajastada konventsiooni liikmesriikide konverentsi jaoks iga kolme aasta järel koostatavas aruandes. Seetõttu peaks kõigil Ramsari aladel olema hästi kavandatud seireprogramm. Eestis on märgalade kaitse ja nende seisundi seire korraldatud vastavate kaitse- ja hoiualade kaitsekorralduskavade abil. Kavade koostamine ja täitmine on Keskkonnaameti ülesanne.

Ramsari ala, mille ökoloogiline seisund on inimtegevuse tagajärjel muutunud, muutub või võib muutuda, võidakse kanda nn Montreux' protokoll. Konventsiooni nõuandev esindus (*Advisory Mission*) võtab

protokoll. kantud ala erilise tähelepanu alla, näiteks võib teha esildise valitsuse tasandil jne. Ühtki Eestis paiknevat Ramsari ala ei ole Montreux' nimestikku seni kantud.

5.5 Soode seire

5.5.1 Hüdrometeoroloogiline seire

1950. a alates on Tooma Soojaama poolt jälgitud Endla soostiku Männikjärve ja Linnussaare raba hüdrololoogilist bilanssi ja meteoroloogilisi näitajaid. Neid andmeid on osaliselt kasutatud raba-ökosüsteemide hüdrololoogiat käsitleva teooria väljatöötamisel, eriti 1960.–1970. aastatel. Hüdrometeoroloogilist uurimistööd ja Tooma Soojaama ajalugu on käsitletud põhjalikult mitmetes artiklites (nt Kimmel, 1997, 1998; Järvet, 2010).

Viimastel aastakümnetel on läbi viidud mitmeid hüdrololoogilisi uurimisi osaliselt rikutud soodes, et optimeerida nende taastamise projekte. Paigaldatud on automaatne mõõteriistade võrgustik soovee taseme muutuste jälgimiseks (nt Ruunasoo rabas Pärnumaal).

5.5.2 Geokeemiliste protsesside seire

Neljas põllumajanduse eesmärkidel kuivendatud turbaalal (Oidrema, Rehemäe, Karja ja Tooma) on jälgitud turba pealmise kihi mineraliseerumist ja sellest põhjustatud turba kadu mitme aastakümne jooksul (Tomberg, 1970, 1992; vt ptk 4.1).

Soovete hüdrokeemilist seiret viis alates 1980. aastate keskpaigast ligikaudu aastakümne vältel kolmes kaitsealuses rabas (Nigula, Meenikunno ja Viru) läbi Geoloogia Instituut (Kink, 1996). Viimastel aastakümnetel on tehtud soovee keemilisi analüüse jm kohalikke hüdrololoogilisi uuringuid soode taastamisprojektide raames.

Alates 2008. a mõõdetakse kasvuhoonegaaside (CO₂, CH₄, N₂O) emissiooni looduslikes, kuivendatud ja kaevandatud soodes (Salm jt., 2010).

5.5.3 Taimekoosluste seire

Taimekoosluste, sealhulgas sookoosluste seire moodustab osa Eesti riiklikust liikide ja nende kasvukohtade seire programmist, mis algas 1994. a (Klein, 2000).

Haruldaste ja ohustatud taimekoosluste alaprogrammi raames rajati 1994.–1997. a seirejaamad ka 11 rabas ja kahes madalsoos. Seirejaamades tehti taimkatte analüüs 20-st 1x1 m suurusest ruudust koosneval transektil. Analüüsiruutudel hinnati iga viie aasta tagant kõigi liikide projektiivset katvust. Öhusaaste mõju hindamiseks soode taimkattele paiknes enamik seirejaamu Kirde-Eestis – nii saaste poolt tugevasti mõjutatud kui ka mõjutamata aladel. Aastatel 1998–2001 teostati seiret kaheksas rabas, aastatel 2002–2004 üheksas rabas ja kuues madalsoos. 2005. a taimekoosluste seire metoodikat muudeti, sest ehkki senine metoodika oli piisav majandamise jm inimõju tuvastamiseks, ei sobinud see Natura 2000 elupaikade looduskaitseisundi hindamiseks. Uue lihtsustatud metoodika alusel on riikliku programmi raames aastatel 2006–2010 jälgitud 100 sooala (50 raba ja 50 madalsoo) seisundit.

Väärtuslikud pikaajalised andmerekad turbaalade taimestiku ja taimkatte muutuste kohta pärinevad Nigula (Ruus, 1975) ja Endla rabadest ning Avaste madalsoost (Kask, 1955).

5.5.4 Soopaigaste ja -maastike kaugseire

Metoodika soopaigaste maakatte muutuste seireks aerofotode alusel töötati Eesti tingimuste jaoks välja 1980. aastatel (Aaviksoo, 1986, 1993). Maastike seiret satelliitidelt tehtud fotode põhjal alustati 1996. a Eesti riikliku seireprogrammi osana. LANDSAT-süsteemi infole tuginedes uuriti maakatte muutusi seitsmel seirealal, sh Alam-Pedja, Endla ja Soomaa soostikes (Aaviksoo *et al.*, 2000; Aaviksoo & Meiner, 2001). Maastike seire programmi raames töötati välja metoodika maakatte keskmises skaalas (1:50000) kaardistamiseks ja seireks, kasutades satelliidifotosid ja geograafilist informatsioonisüsteemi (Aaviksoo *et al.*, 2000; Aaviksoo & Muru, 2008).

Hiljem laiendati seirealade valikut, hõlmates sellesse veel kolm kaitseala (Nigula, Emajõe Suursoo, Kõnnumaa), kus asub ka erinevat tüüpi soid (Aaviksoo & Muru, 2008). Tuvastati, et aastatel 1986–1998 oli Eesti märgaladel kõige märgatavamaks ilminguks lagedate soo- ja niidualade võsastumine ning metsastumine, samuti mererannikute kinnikasvamine roostikega (Aaviksoo & Muru, 2008).

Suure lahutusvõimega satelliidifotode (nt IKONOS, QuickBird), aerofotode, LiDARi andmete ning ka tuulelohede kasutamine pakuvad suuri võimalusi soo taimekoosluste ja isegi üksikute liikide täpseks seireks, eriti ava- ja poolavamaastike korral (Aber *et al.*, 2002; Burnett *et al.*, 2003; Sepp & Kiis, 2007⁶⁶; Leivits & Leivits, 2009). Eelmisel kümnendil tehti LiDARi andmete jm eelkirjeldatud meetodite prooviuuringuid Nigula ja Männikjärve rabas (Burnett *et al.*, 2003; Leivits & Leivits, 2009). Maa-ameti poolt järjepidevalt uuendatavad suure lahutusvõimega aerofotod ja LiDARi andmestik loovad uusi eeldusi kaugseire rakendamisel soolupaikade täppiskaardistamiseks ja seireks.

5.5.5 Liigiseire

Ornitoloogilise uurimistöö tulemused on suurel määral mõjutanud Eesti kaitstavate märgalade võrgustiku väljakujunemist, sest need andmed on vastavate poliitiliste otsuste tegemisel sageli olnud võtmetähtsusega. Haudelindude uurimine meie märgaladel algas 20. sajandi keskpaiku; esimene kogu riiki hõlmav soolindude (pms rabalindude) uurimine viidi läbi aastatel 1948–1957 (Kumari, 1972, 1985). Nigula rabas alustati iga-aastasi linnuloendusi 1968. a (Irdt & Vilbaste, 1974; Leivits *et al.*, 2008) ja nende tulemustest on kujunenud Euroopa pikemaid andmeridu. 1986. a alates laiendati samalaadseid loendusi paljudele teistele sookompleksidele, neis seiratakse 10–20-aastase sammuga, mis sookoosluste puhul on piisav. Alates 1994. a moodustab soolindude pesitsusaegne seire osa riiklikust keskkonnaseire programmist.

Viimastel aastakümnetel on intensiivselt seiratud mõningaid lammisoodes (nt rohunepp) või rannaniitudel ja älvestikis (nt niidurüdi) pesitsevaid ohustatud linnuliike. Riikliku keskkonnaseire programmi erinevate projektide raames⁶⁷ on kogutud andmeid ka teiste kaitsealuste (eriti loodusdirektiivi II ja IV lisas nimetatud) liikide kohta.

66 Kättesaadav: http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=1264:2007-a&catid=1042:eluslooduse-mitmekesisuse-ja-maastike-seire-2007&Itemid=4009 (13.04.2013)

67 Kättesaadav: http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=category&id=1042:eluslooduse-mitmekesisuse-ja-maastike-seire-2007&Itemid=4009&layout=default (13.04.2013)

6.1 Töö eesmärgid

Projektide peamiseks ülesandeks oli kõigi Eesti soode seisundi ja looduskaitse väärtuse hindamine. Töö detailsemad eesmärgid seisnesid selles, et

- täiendada ja täpsustada soode looduskaitse väärtuse hindamise süsteemi, võttes seejuures arvesse asjakohaseid rahvusvahelisi konventsioone ja õigusakte, samuti Eesti keskkonnanõuetega;
- iseloomustada ja hinnata Eesti soode seisundit, silmas pidades nende kasutamist ja/või kaitset tulevikus;
- luua Eesti soode andmebaas ja sellega seotud geograafiline infosüsteem (GIS); integreerida need Natura 2000 andmebaasiga ja Eesti Looduse Informatsioonisüsteemiga (EELIS);
- hinnata Eesti kaitsealuste soode võrgustiku (k.a Natura 2000 võrgustik) tüpoloogilist ja pindalalist esinduslikkust;
- formuleerida soovitusel soode optimaalseks majandamiseks, võttes seejuures arvesse säästlikku majandamisviisi ning looduskaitse vajadusi, tagada nende juhtimise ja soovituste kättesaadavus asjaomastele institutsioonidele nii riiklikul, maakondlikul kui ka valla tasandil;
- suurendada avalikkuse teavitamist ja informeeritust soode looduskaitse väärtuste küsimustes.

Projektid tuginesid olulisel määral kogemustele, mis saadi 1997. a projekti „Eesti märgalade kaitse ja majandamise strateegia“ läbiviimisel.

6.2 Olemasolevad andmed ja varasemad uuringud

Aastatel 1935–1955 teostati kogu Eesti taimkatte kaardistamine mõõtkavas 1:42 000. Selle tulemused avaldati 1965. a L.-M. Laasimeri poolt monograafias „ENSV taimkate“. Kaardistamise käigus töötati välja ka Eesti soode ja soostuvate alade klassifikatsioonisüsteem, tehti kindlaks erinevate taimekoosluste leviku seaduspärasused ja nende pindala.

Geoloogia Valitsuse turbarühm viis aastatel 1971–1987 läbi turbavarude hindamise soodes, mille pindala oli vähemalt 10 ha ja turbalasundi paksus üle ühe meetri. Kokku uuriti 1598 sood (Orru, 1992). 539 suurema soo kohta käivad andmed avaldati omaette raamatuna (Orru, 1995), valdav osa andmetest on kättesaadavad käsikirjalistes aruannetes. Nendes leidub andmeid ka uuritud soode taimkatte ja taimekoosluste tüüpide kohta. Kuna soid ei uuritud kõikides administratiivsetes rajoonides ühesuguse

põhjalikkusega, ei ole tollased andmed kuigi hästi võrreldavad, pealegi on nad vähemalt osaliselt aegunud. Nende uuringute tulemusena koostatud Eesti turbaalade kaart on pigem interpreteeritav kui Eesti turbatüüpide levikukaart.

Sama uurijaterühm inventeeris aastatel 1992–1996 turba jääklasundi mahtu käigusolevatel kaevandamisaladel. Projekti aruandes leidub väärtuslikku teavet mitmete turbaalade seisundi kohta.

1972. a koostas E. Kask Looduskaitse ja Metsamajanduse Ministeeriumi tellimisel ülevaate Eesti märgalade looduskaitsest väärtusest. Aruandes esitatakse andmed enam kui 100 soo kohta, käsitletakse samuti nende tüpoloogiat.

Nigula Riikliku Looduskaitseala töötajad koostasid 1973. a ülevaate Eesti parematest jõhvikasoodest. Vastavad tabel- ja kaardiandmed hõlmavad 25 750 ha soid.

Informatsioon metsakuivenduse süsteemidest on kättesaadav Eesti Metsakorralduskeskuse poolt 1976. a koostatud tabelitest ja kaartidelt.

Soomuldade levikust annab hea ülevaate mõõtkavas 1:10 000 koostatud Eesti digitaalne mullakaart⁶⁸.

Turbaalade seisundit on hinnatud M. Ilometsa poolt 1993. a koostatud aruandes “Kaitset vajavate soode täiendav nimestik”. Lisatud kaartidel on toodud nii looduslikus seisundis säilinud sookompleksid kui ka need, mida on mõjutanud kuivendamine.

1997. a esitasid M. Ilomets ja Ü. Kasemetsa aruande tööstusliku turbalasundiga soode seisundi kohta – “Eesti soode ökoloogiline inventeerimine. I. Andmebaasi koostamine. Tööstusliku turbaruga sood”. Aruanne sisaldab teavet 539 turbaala kohta, see põhineb eelnenud 40 aasta jooksul kogutud andmete analüüsil.

“Eesti märgalade kaitse ja majandamise strateegia” projekt viidi 1997. a läbi Maailmapanga Norra usaldusfondi rahalisel toel. Selle käigus inventeeriti üle Eesti kokku 1376 suuremat märgala, seejuures jäi valimist välja enamik kaitsealuseid soid. Koos varasemate andmetega esitati projekti inglise ja eesti keeles avaldatud aruandes (Paal *et al.*, 1998; Paal *jt.*, 1999) kokku 1560 märgala (sood, lamminiidud, rannaniidud, soometsad) looduskaitse seisundi hinnang. Projektile järgnenud aastatel on paljud selle põhjal antud soovitused kaitsealade võrgustiku täiendamiseks Vabariigi Valitsuse poolt ellu rakendatud, eeskätt Natura 2000 võrgustiku rajamise läbi. Ühtlasi koostati nimekiri madala looduskaitse väärtusega soodest. Keskkonnaministeeriumi tollases keskkonnakorralduse osakonnas arutleti, kas võtta see nimekiri aluseks uute kaevanduslubade väljaandmisele, tagades sel viisil kõrge väärtusega rabade säilimise. Paraku puudus tollal juriidiline alus nimekirja ametlikuks kehtestamiseks ministri määrusena (uus Maapõueseadus polnud veel vastu võetud) ning nii toimis see vaid soovituslikul tasemel.

2009. a kevadeks oli kogutud andmeid piisavalt 1314 soola kohta (kogupindalaga 77 860 ha) ning need jäeti praeguste projektide käigus inventeeritavate soode valimist välja. Nende varasemate andmete kogumisel osalesid: Erik Absalon, Arne Ader, Esko Aikio, Martin Aim, Loore Ehrlich, Marju Erit, Tõnu Feldmann, Anne-Ly Feršel, Eli Fremstad, Herdis Fridolin, Toomas Hirse, Dagmar Hoder, Bert Holm, Erik Holm, Priit Holtsmann, Mati Ilomets, Nele Ingerpuu, Sulev Ingerpuu, Katrin Jürgens, Mart Jüssi, Aino Kalda, Kaili Kattai, Arne Kivistik, Kaupo Kohv, Marika Kose, Tanel Kosk, Toomas Kukk, Thea Kull, Rein Kuresoo, Andrus Kuus, Valdo Kuusemets, Mari Lahtmets, Säde Lahtmets, Malle Leht, Raivo Leht, Eerik Leibak, Mare Leis, Agu Leivits, Meelis Leivits, Leida Lepik, Aivo Lepp, Raili Lille, Madli Linder, Marje Loide, Kaja Lotman, Heikki Luhamaa, Leho Luigujõe, Lauri Lutsar, Ott Luuk, Piret Lõhmus, Riina Martverk, Elle Meier, Vivika Meltsov, Marja-Liisa Meriste, Meeli Mesipuu, Rita Miller, Asbjørn Moen, Matis Mägi, Tiina Ojala, Ivar Ojaste, Indrek Ots, Erkki Otsman, Merit Otsus, Jaanus Paal, Taimi Paal, Uku Paal, Kärt Padari, Raimo Pajula, Anneli Palo, Hannes Pehlak, Hannu Ploompuu, Mats Ploompuu, Tõnu Ploompuu, Uku Püttsepp, Ülle Püttsepp, Aivi Raak, Uve Ramst, Gunnar Raun, Ülle Reier, Arbo Reino, Helina Reino, Margit

68 Kättesaadav: <http://xgis.maaamet.ee/xGIS/XGIS> (17.04.2013)

Reintal, Mari Reitalu, Kalle Remm, Reelika Rohtla, Elle Roosuste, Aivar Sakala, Silvia Sepp, Aigar Sirel, Alar Soppe, Jaak Sultson, Meelis Suurkask, Kadri Tali, Anneli Tamm, Illi Tarmu, Uudo Timm, Urmas Tokko, Pille Tomson, Helen Toom, Toomas Trapido, Kaia Treier, Tiina Troškin, Laimdota Truus, Erki Uustalu, Peter Veen, Ain Vellak, Kai Vellak, Urmas Vessin, Eike Vunk ja Jürgen Öövel.

6.3 Projekti „Eesti soode inventeerimine tagamaks nende bioloogilise mitmekesisuse säilimist“ tegevuskava ja töökorraldus

Projekt viidi läbi 2008.–2011. a ja see hõlmas järgmisi tegevusi:

- erinevat tüüpi soode inventeerimine ja nende looduskaitse väärtuse mitmekülgne hindamine vastavalt eelnevalt välja töötatud andmevormile;
- soode andmebaasi koostamine, selle integreerimine Natura 2000 andmebaasiga (KKM) ning Eesti Looduse Informatsioonisüsteemiga (EELIS);
- soovituste koostamine soode säästlikuks kasutamises tulevikus, s.h kasutuspiirangute põhjendamise; nende soovituste tegemine kättesaadavaks nii riiklikul, maakondlikul kui omavalitsuse tasemel;
- projekti tulemuste avaldamine trükis, s.t ülevaate esitamine kõigi Eesti soode looduskaitse seisundi ja väärtuste kohta;
- peamiselt Põhja- ja Baltimaadest pärit osavõtjatega rahvusvahelise konverentsi korraldamine soode väärtuste ja nende loodusliku mitmekesisuse kaitse edendamise teemal.

Projekti käigus ei inventeeritud poollooduslikke märgalaid (rannaniidud, lamminiidud), sest vastav töö viidi läbi Eestimaa Looduse Fondi ning Pärandkoosluste Kaitse Ühingu (PKÜ) poolt aastatel 1999–2001. Viimati mainitu on nende inventeerimist jätkanud ning haldab ka vastavat andmebaasi.

Projekti läbiviimise eest vastutas Eestimaa Looduse Fond (ELF) koos Riikliku Looduskaitsekeskusega (nüüdse Keskkonnaametiga).

Projekti juhtrühma kuulusid järgmised spetsialistid:

- Taime Puura (Eestimaa Looduse Fond) – projekti juht;
- Eerik Leibak (Eestimaa Looduse Fond) – looduskaitse spetsialist;
- Lauri Lutsar (Eestimaa Looduse Fond) – andmetöötuse spetsialist;
- Agu Leivits (Keskkonnaamet);
- Jaanus Paal (Tartu Ülikool) – aruande koostaja ja toimetaja.

Lisaks nimetatutele panustasid välitööde ja/või käesoleva trükise koostamise heaks:

- Eli Fremstad (Norra Teaduse ja Tehnoloogia Ülikool, Trondheim);
- Nele Ingerpuu (Tartu Ülikool);
- Kai Kimmel (Keskkonnaamet);
- Toomas Kukk (Pärandkoosluste Kaitse Ühing);
- Valdo Kuusemets (Eesti Maaülikool);
- Erki Niitlaan (Eesti Turbaliit);
- Elina Saunanen (Keskkonnaõiguse Keskus);
- Kärt Vaarmari (Keskkonnaõiguse Keskus);
- Kai Vellak (Tartu Ülikool).

Projekti läbiviimisele aitasid kaasa mitmed institutsioonid:

- Eesti Maa-amet, kes aitas välitöödeks vajalike põhikaartide komplekteerimisega;

- Eesti Kaitseministeerium, kes lubas kasutada vajalikku GPS tarkvara;
- Keskkonnateabe Keskus, kes tegi kättesaadavaks kaitstavate alade kaardikihi;
- Tartu Ülikooli geograafia osakonna geoinformaatika ja kartograafia õppetool, kes andis kasutada täiendavaid andmeid väikeste soode kohta, eriti Lõuna- ja Loode-Eestis;
- AS REGIO, kes võimaldas kasutada mõningaid kaardikihte ja kirjastas käesoleva trükise.

6.4 Välitööde ankeet ja kaardid

Välitööde ankeedi koostasid J. Paal ja E. Leibak. Selle aluseks oli 1997. a soode inventeerimise projektis kasutatud ankeet, millele lisati mõningad täiendavad väljad vastavalt Natura 2000 alade standardsele andmevormile⁶⁹ ning täpsustati olemasolevaid, et andmeid saaks hõlpsalt üle viia Natura 2000 andmebaasi, EELISesse jm andmekogudesse. Välitööde põhiankeedi näidis on esitatud lisas I.

Kuna osa eelvalikusse kuulunud aladest osutus (soostuvateks) niitudeks ja (soo)metsadeks, kasutati nende inventeerimiseks erinevaid ankeete, kirjeldamiseks põhjalikumalt nende koosluste struktuuri, hindamiseks spetsiifilise majandamise mõjusid jne. Kõigi kolme ankeedi põhjal registreeriti järgmine info ja anti järgmised hinnangud:

- Eesti taimkatte kasvukohatüüp Paal (1997) järgi;
- loodusdirektiivi elupaigatüüp;
- põõsa- ja puurinde seisund ning peamised liigid;
- puhma- või rohurindes täheldatavad muutused või eripära;
- inimtegevuse mõju (kuivendamine, niitmine, karjatamine, põletamine, muu mõju);
- looduskaitse väärtused (taimekoosluse seisund, floristiline ja esteetiline väärtus, muud väärtused – hüdroloogiline, faunistiline, rekreatiivne, didaktiline jm);
- elupaiga esinduslikkus;
- looduskaitse üldhinnang (tähtsus looduskaitse seisukohast).

Ankeedi teisele küljele oli trükitud Eesti floora koondblankett. Uuritud koosluses esinevate liikide nimed jooniti alla ning toodi välja peamised (dominantsed ja kodominantsed) liigid. Võimaluse korral tehti märkmeid ka ornitofauna kohta.

Välitöödel inventeeritavate objektide tuvastamiseks ning ka hilisemal töötlisel GIS-iga kasutati peamise aluskaardina Eesti põhikaarti määtkavas 1:20 000. See ortofotode alusel koostatud kaart on üsnagi detailne ning kõlvikud on sellel eristatud vajaliku selgusega. Kaardist on ka digitaalne versioon ning seda uuendatakse pidevalt. Täiendava kaardimaterjalina kasutati välitöödel värvilisi ortofotosid, mis trükiti välja Maa-ameti avaliku WMS-teenuse kaudu.

6.5 Välitööd aastatel 2009–2010

Kui projektitaotluses hindasime inventeeritavate objektide koguarvuks ca 8000, siis töö käigus suurenes see arv enam kui poole võrra – uutel ja täpsematel põhikaardilehtedel eristati väikesi soid rohkem kui varasematel kaartidel. Kokku inventeeriti 2009. a 4175 ala ja 2010. a 9726 ala.

Välitööd algasid juuni keskel, kui taimkate oli liikide määramiseks juba piisavalt arenenud, ning kestsid novembrini. Välitööde käigus inventeeriti kõik põhikaardil lage- või puissoona näidatud alad, välja

arvatud eespool (ptk. 6.2) viidatud varem piisavalt uuritud alad. Eksperdid tegid välitööd tavaliselt üksi või kahekesi.

Mõlemal aastal enne välitööde algust korraldati inventeerijatele sootüüp ja inventeerimise metoodikat tutvustav kursus. 2010. a lisandus neile ka sootaimestikule pühendatud õppepäev.

Välitööd tegid järgmised eksperdid: Ardo Aamer, Maire Akkermann, Ants Animägi, Madis Avi, Sirje Azarov, Tarmo Evestus, Eli Fremstad, Tiit Hallikma, Katre Halliko, Raili Hansen, Reeli Hansen, Indrek Hiiesalu, Toomas Hirse, Talvi Jusilo, Meeli Jänes, Johanna-lisebel Järvelill, Ülle Jõgar, Helle Kaasik, Marko Kaasik, Karin Kaja, Liis Keerber, Maris Kelner, Eva-Stina Kerner, Karin Kikas, Kai Kimmel, Arne Kivistik, Maria Knüpffer, Kaupo Kohv, Kai Koppel, Marika Kose, Maarja Kukk, Toomas Kukk, Thea Kull, Liis Kuresoo, Rein Kuresoo, Martin Küttim, Robert Laanpere, Tõnu Laasi, Eerik Leibak, Agu Leivits, Meelis Leivits, Helen Liiva, Luule Linamäe, Teisi Lindvest, Kaja Lotman, Jaana Luik, Ott Luuk, Kertu Lõhmus, Merit Mandel, Raul Melsas, Vivika Meltsov, Reet Merenäkk, Meeli Mesipuu, Jaak-Albert Metsoja, Liis Multer, Kiira Mõisja, Katrin Möllits, Maireet Müür, Rein Nellis, Siim Nettan, Riinu Ots, Jaanus Paal, Anne Palm, Oliver Parrest, Silvia Pihu, Tõnu Ploompuu, Taime Puura, Mikk Puurmann, Egert Puusepp, Egle Puusepp, Kuldar Pärn, Aage Raud, Mari Reitalu, Liina Remm, Elle Roosaluste, Peedu Saar, Aat Sarv, Daniel Savka, Kairi Sepp, Meelis Sepp, Toivo Sepp, Sirje Sildever, Hannes Sirkel, Silver Sisask, Alar Soppe, Jaan Spiegel, Gerda Suurkivi, Kätrin Suurkivi, Kadri Tali, Uku-Laur Tali, Indrek Tammekänd, Jaak Tammekänd, Helena Tammik, Sille Tammik, Jaanus Tanilsoo, Eleriin Tekko, Triin Tekko, Mihkel Tiido, Helen Toom, Jane Toomla, Aleksander Tukk, Margit Turb, Mari Uudelt, Ene Valdmann, Vallo Valdmann, Reet Viira, Johannes Vind, Eike Vunk, Ülo Väli ja Heidi Öövel.

Lisaks nimetatutele osalesid välitöödel abilisena Aira Alasi, Allar Annusver, Alina Gorecky, Elo Hermann, Dagmar Hoder, Epp Hunt, Katrin Jürgens, Alo Kaasik, Laila Kaasik, Inga Kangur, Julia Koblitsek, Marten Kose, Tõnis Peeter Kull, Siim Kuresoo, Säde Lahtmets, Vilge Lahtmets, Aleksei Lotman, Martti Maasik, Eha Metsallik, Rita Miller, Laine Opp, Tiina Orason, Anneli Palo, Kristi Parro, Raul Pihu, Tiit Randla, Martti Rohusaar, Urmo Saar, Jüri-Ott Salm, Eke Jaan Sarv, Erlend Sarv, Aleksander Sprogis, Monika Suškevičs, Jaak Tamboom, Üllar Tammekänd, Ants Tekko, Sirje Tekko, Ülle Valgi, Enn Vilbaste, Mariliis Võsu, Sirje Zahkna ja Mark Zirk.

Enamikul juhtudel täideti välitööde ankeedi mõlemad pooled, s.t registreeriti ka inventeeritud soos kasvavad taimeliigid. Liigiline koosseis võidi jätta põhjalikumalt registreerimata siis, kui ala oli inimtegevusest tugevasti mõjutatud ja seda ei saanud enam lugeda lage- või puissooks.

6.6 Projekt “Eesti soode inventeerimise lõpetamine” (2011–2012)

2009.–2010. a projekti lõpus ilmnis, et umbes 3–4% eeldatavate soolade kohta standardne teave siiski puudub. Need inventeerimata jäänud alad tuvastati põhikaardilt andmesisestuse käigus kas kui lihtsalt kahe silma vahele jäänud või enamasti siis, kui täpsustati varasemate sookirjete piire vastavalt ortofotole. Näiteks kunagisel katastri aluskaardil terviklikult rabana näidatud kõlvik osutus keskosas tõepoolest rabaks, mille kohta kehtis ka inventeerimisel kogutud andmestik, kuid servaaladele jäävate siirde- või madalsoode olemasolu ilmnis alles andmete kontrollimise käigus. Mitmekümne 2009.–2010. a inventeeritud ala puhul ei saanud jääda rahule ka kogutud info kvaliteediga. Et teatava hulga soode inventeerimisandmed pärinesid 1990. aastate algusest, oli tegelikult kohane aeg ka need uuendada (seda enam, et mõnegi sellise ala andmestiku sidumine täpse asukohaga osutus küsitavaks).

Seetõttu esitas Eestimaa Looduse Fond Keskkonnainvesteeringute Keskusele jätkutaotluse sooinventuuri täielikuks lõpetamiseks. Taotlus rahuldati ning 2011.–2012. a jagati inventeerijaile kaardid 780 inventeerimist või üleinventeerimist vajava ala kohta. Välitööd toimusid eelkirjeldatud metoodika ja

69 Kättesaadav: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2011:198:0039:0070:ET:PDF> (15.04.2013)

kalenderplaani järgi. 2011. a sügisel laekus 182 ankeeti ja 2012. a 759, põhiosa neist kümnelt eksperdilt: Sirje Azarov, Eerik Leibak, Ott Luuk, Jaanus Paal, Tõnu Ploompuu, Mari Reitalu, Peedu Saar, Toivo Sepp, Alar Soppe ja Indrek Tammekänd. Lisaandmeid edastasid või olid inventeerijaile muul moel abiks veel Gert-Jan van Duinen, Kadri Hänni, Triin Kaasiku, Toomas Kukk, Thea Kull, Laura Kütt, Vilge Lahtmet, Agu Leivits, Elve Lode, Marja-Liisa Meriste, Ain Nurmla, Mall Orru, Nele Otsmann, Anneli Pruel, Monika Suškevičs, Mart Tartlan, Helen Toom ja Eike Vunk.

2012. a lõpus võisime nentida, et Eesti kõik enam kui 0,5 hektari suurused teadaolevad sookooslused on ühtse meetodika järgi inventeeritud.

6.7 Soode geoinfosüsteemi arendamine

6.7.1 Relatsiooniline andmebaas

Andmebaas looduskaitsealsetel huvipakkuvate alade ja nendel kindlaks tehtud liikide kohta on ELFis olnud kasutusel alates 1993. aastast. Aja jooksul on vastavalt vajadusele andmebaasi struktuuri uuendatud, kasutades relatsioonilise andmemudeli võimalusi. Andmebaasi iga kirje kajastab eri ala; kirjed ruumiliselt ei kattu. Seda andmebaasi kasutati ka 2009.–2012. a soode inventuuri andmete koondamiseks. Enne andmete arvutisse sisestamist toimus välitöödel täidetud ankeetide kontroll ja ühtlustamine, mille viis läbi Eerik Leibak. Kõik tekstilised andmed sisestati programmipaketi *Visual FoxPro 9.0* rakenduse abil, mille kavandas ja programmeeris Lauri Lutsar. Põhimõtteks oli muuhulgas kõikide vabas vormis märkuste viimine digitaalsele kujule, mida võimaldas FoxPro memo-tüüpi andmeväli. Andmesisestajateks olid Berit Hännilane, Eerik Leibak, Talis Lepik, Taime Puura ja Gerda Spuul. Sisestati 13 901 välitööde ankeeti aastaist 2009–2010 ja 941 aastaist 2011–2012. Iga sisestatud ankeet moodustas andmebaasis ühe kirje. Järgneva andmetöötamise käigus neist mõned liideti (esines uuritud alade kattumine), mõned aga jagati kaheks või kolmeks; mõned kirjed ühendati varasemate uuringute käigus moodustatud kirjetega. Kokkuvõttes lisandus varasemale andmebaasile 14 797 uut kirjet.

Tekstiliste andmete lahtimõtestamine ja hinnangute ühtlustamine toimus FoxPro vahenditega, enne andmete viimist GISi (vt. 6.7.2). Selle töö tegi Eerik Leibak.

Ehkki projektide eesmärgiks oli üksnes soode inventeerimine, hõlmas uuritud valim üsna arvukalt ka mitmesuguseid muid alasid. See tulenes põhikaardil olevatest kohatistest vigadest või küsitavustest, samade tingmärkide kasutamisest erinevat tüüpi alade (nt madalsoode ja soostuvate niitude) tähistamisel, inventeerijate eksitustest alade looduses leidmisel jm. Kõige selle tulemusena vastasid mainitud 14 797 ankeedist 9286 soodele, 2212 soostuvatele niitudele, 1664 soometsadele, 431 soostuvatele metsadele, 352 lamminiitudele, 302 aruniitudele, 144 veekogudele, 106 kodusookooslustele, 83 lammimetsadele ja -pöösastikele, 80 arumetsadele, 76 rannaniitudele, 61 ruderaal- või kultuurtaimkonnale.

Lisaks 9286 soolale ja 689 alale, kus sookooslusi leidis vähemuselupaikadena, on andmebaasis ka aastatel 1993–2008 kogutud 1314 soola kohta käivad andmed. Seega hõlmab soode-andmekogu kokku 11 289 ala andmed.

6.7.2 Geograafiline infosüsteem

Geograafiline infosüsteem (GIS) arendati välja programmipaketi MapInfo Professional (versioonid 8.5 ja 10) põhjal, kasutades vajaduse korral arendusvahendit MapBasic. Alade kontuurid digitaliseeriti

arvutiekraanil, kasutades alusena Eesti põhikaardil olevaid kõlvikupiire. Kui põhikaardi üks kõlvik oli inventeerimisel jaotatud kaheks või enamaks kirjeks, digitaliseeriti uuritud alad vastavalt ortofotole. Ortofotosid kasutati sageli ka kooslusepiiride täpsustamiseks (näiteks puisraba ja rabametsa eristamiseks). Digitaliseerimise viisid läbi Berit Hännilane, Maarja Kirt, Eerik Leibak ja Gerda Spuul. Digitaliseerimise lõppedes toodi osa andmevälju relatsioonilisest andmebaasist (vt. 6.7.1) üle MapInfo GISi, kus iga kirje sisaldab ruumandmeid (alade piirid) ja teatud valikut FoxPro tabelitest imporditud tekstilis-numbrilistest andmetest.

Andmestiku ühtlustamise huvides on võetud eesmärgiks kõikide soolade piirid edaspidi ortofoto järgi kontrollida ja täpsustada. Käesoleva trükise valmimise hetkeks on see sooritatud kõigi enam kui 47 hektari suuruste alade puhul ning juhuti ka väiksemate puhul. Lauseline täpsustamine on seni lõpetatud vaid mõnedes piirkondades (Sõrve poolsaar, Otepää kõrgustik, teatud osa Viru- ja Läänemaast jm) ning see töö jätkub järgmistel aastatel. Selle tulemusena võivad muutuda üksnes väiksema pindalaga objektide piirid, mistõttu see ei mõjuta kuigi oluliselt peatükis 7 esitatavat statistikat.

2013. a kevadeks sisaldas Eestimaa Looduse Fondi GIS kokku 24 006 andmekirjet.

Kokkuvõtlikuks analüüsiks oli kasutada andmed 11 289 ala kohta (kogupindalaga 238 660 ha), mis kas tervikuna või vähemalt osaliselt esindasid mõnda sootaimkonna kasvukohatüüpi. Kõik need alad on esitatud lisas III (CD-I) ja trükises olevatel kaartidel. Sellised alad, mis osutusid üksnes soostuvateks niitudeks või metsadeks, soometsadeks, veekogudeks või jäätmaadeks, jäeti statistilisest analüüsist ja kokkuvõtlikest tabelitest välja.

Järgnevalt esitatakse inventeerimise tulemused nii Eesti taimkatte kasvukohatüüpide (Paal, 1997) kui ka loodusdirektiivi elupaigatüüpide kaupa. Kuna 853 alal kattis soo vaid väikese osa ja kuna alati polnud välitöökaartidel kooslusepiire eristatud, põhineb analüüs üksnes neil kirjetel, kus sootaimkonna kasvukohatüüp oli ainus või pindalalt domineeriv ning paigutatud andmeväljal esikohale. Selliste kirjete koguarv on 10 436 ja need alad katavad 226 834 ha.

Iga soo-kasvukohatüübi kaitstuse protsent on arvatud seda tüüpi soode esindatuse alusel kaitsealadel, hoiualadel ja/või püsielupaikades (edaspidi: kaitstavatel aladel; kaitstavate loodusobjektide muid tüüpe kaitstuse analüüsil arvesse ei võetud). Samal viisil on arvatud loodusdirektiivi elupaigatüüpide esindatus Natura 2000 loodusaladel. Mõlemal puhul on lähtutud vastavate alade piiridest seisuga 31.03.2013.

Vältimaks kordusi, ei peatuta peatükis 7.2 loodusdirektiivi elupaiku käsitledes pikemalt nende levikul, kui elupaigatüüp kattub täielikult ühe või mitme Eesti taimkatte kasvukohatüübiga. Need ülevaated leiab peatüki 7.1 vastavatest alapeatükkidest.

Kui Eesti taimkatte kasvukohatüüpide analüüs põhineb eelmainitud 10 436 kirjel, siis loodusdirektiivi elupaigatüüpide andmetöötlusel on aluseks kõik Eestimaa Looduse Fondi looduskaitse-andmebaasis olevad kirjed, kus vastav elupaigatüüp on märgitud pindaliselt valdavaks. Erinevus kahe valimi vahel on oluline eelkõige loodusdirektiivi elupaigatüüpide 7210 (lääne-mõõkrohu *Cladium mariscus* ja raudtarnakooslused (*Caricion davallianae*) liikidega lubjarikkad madalsood) ja 7230 (aluselised ja nõrgalt happelised liigirikkad madalsood) puhul.

7.1 Soode seisundi hinnang

7.1.1 Madalsood

7.1.1.1 Liigivaesed madalsood (kasvukohatüüp 3.1.1.1)

Liigivaesed madalsood paiknevad vähese äravooluga nõgudes (eriti Ida-Eestis), madalatel tasandikel või vähese kallakuga veelahkmealadel. Põhjavee tase on kõrge, paiguti või siis veerohketel perioodidel ulatub see maapinnani. Mullad on erineva lagunemisastmega madalsoomullad, mille sügavus on küll varieeruv,

ent taimede juured ulatuvad ka kuivaperioodil põhjaveeni ja saavad sealt toitained (Paal, 1997). Turba pH varieerub 4,8–6,0 piires, CaO sisaldus on 0,5–3,0% (Kollist, 1988a).

Puurindes kasvab üksikult või väikeste rühmadena peamiselt sookask (*Betula pubescens*), põõsarinde moodustavad eeskätt pajud – tuhkur paju (*Salix cinerea*), hundipaju (*S. rosmarinifolia*), kahevärvine paju (*S. phylicifolia*), mustjas paju (*S. myrsinifolia*), kõrvpaju (*S. aurita*). Rohurindes valitsevad tarnad – mätastarn (*Carex cespitosa*), sale tarn (*C. acuta*), ümartarn (*C. diandra*), hirsstarn (*C. panicea*), niitjas tarn (*C. lasiocarpa*), sootarn (*C. acutiformis*), põistarn (*C. vesicaria*), eristarn (*C. appropinquata*), pudeltarn (*C. rostrata*), hariilik tarn (*C. nigra*), luhttarn (*C. elata*), lisaks nendele on tavalised sookastik (*Calamagrostis canescens*), püstkastik (*C. neglecta*), hariilik pilliroog (*Phragmites australis*), luht-kastevars (*Deschampsia cespitosa*), hariilik metsvits (*Lysimachia vulgaris*), ussilill (*L. thysiflora*), soopihl (*Potentilla palustris*), konnaosi (*Equisetum fluviatile*), soomadar (*Galium palustre*), ubaleht (*Menyanthes trifoliata*), hariilik angervaks (*Filipendula ulmaria*), hariilik ädalalill (*Parnassia palustris*) jt.; samblarindes täht-kuldsammal (*Campylium stellatum*), tavasirbik (*Drepanocladus cossonii*), hariilik teravtipp (*Calliergonella cuspidata*), hariilik tiivik (*Fissidens adiantoides*) jt.

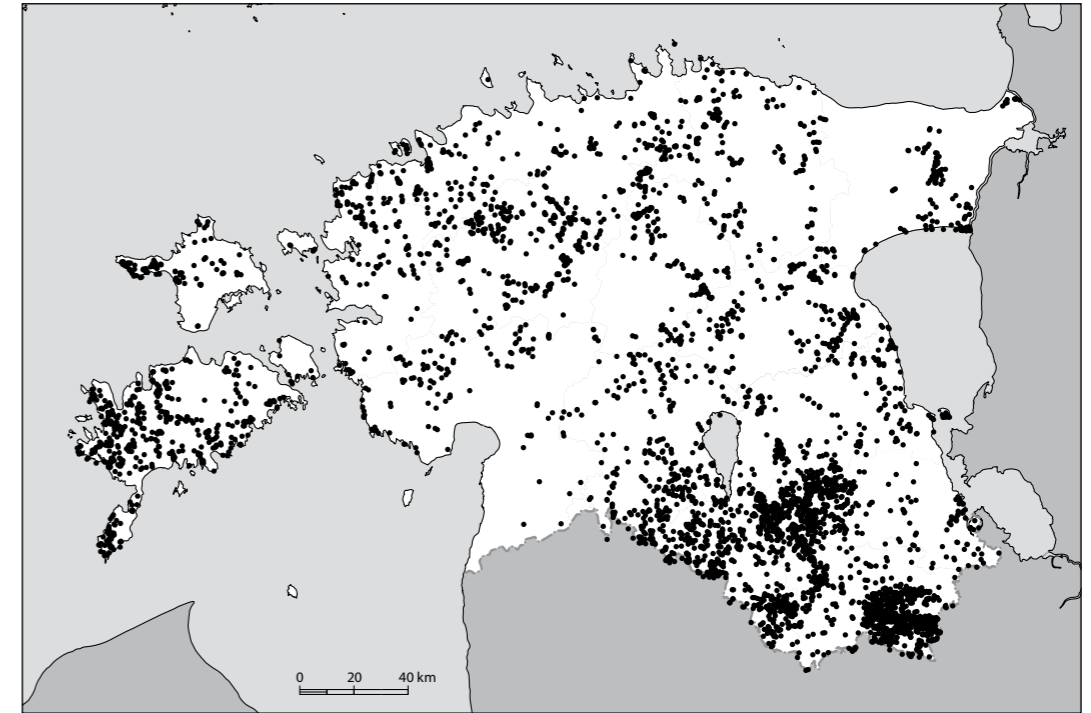
Liigivaeste madalsoode tüüpilised taimekooslused on angervaksa–soo-kurereha (*Geranio palustris–Filipenduletum*), mätastarna–eristarna (*Caricetum appropinquatae–cespitosae*), pudeltarna–põistarna (*Caricetum vesicariae–rostratae*), sootarna (*Caricetum acutiformis*), luhttarna (*Caricetum elatae*), ahtalehtise villpea (*Eriophoretum angustifolii*), hariiliku tarna–hirsstarna (*Caricetum paniceae–nigrae*), niitja tarna–sirbiku (*Drepanoclado–Caricetum lasiocarpae*) ja sookastiku (*Calamagrostetum canescentis*) kooslus (Paal, 1997).

Arv ja pindala. Liigivaesed madalsood valdavad 4381 alal, mille kogupindala on 17 770 ha. Nendest aladest on 3476 (10 133 ha) kaetud üksnes selle tüübi madalsoodega, ülejäänud alade servaosas on esindatud ka muud tüüpi kasvukohad – peamiselt liigivaesed soostuvad niidud, liigirikad madalsood või siirdesood. Lisaks leidub 641 alal liigivaeseid madalsoid veel muud tüüpi kasvukohtades vähemuselupaigana. Mitmesaja liigivaese madaloo puhul puuduvad turbalasuundi paksuse sondeerimise andmed ja neist osa võib osutada hoopis liigivaesteks soostuvateks niitudeks (kasvukohatüüp 2.4.1.1). Siiski võime väita, et liigivaeste madalsoode kogupindala on ka väikesi mööndusi arvestades ~18 000 ha. See määrang on oluliselt väiksem, kui on esitanud Ilomets jt (1995), kelle järgi liigivaesed madalsood katavad Eestis ~30 000 ha (tabel 5).

Levik. Liigivaeseid madalsoid esineb kogu Eestis, ent ebaühtlaselt (joon 8). Nende arv ja tihedus on suurim Lõuna-Eesti kõrgustikel (Otepää, Karula, Haanja, Sakala), ent soode pindala on seal väike. Muudes piirkondades on liigivaeste madalsoode tihedus mõneti suurem Saaremaal, mandri loodeosas, Ida-Eestis (eriti Jõgevamaal), kohati ka Lääne-Eesti keskosas ja Põhja-Eestis. Liigivaeseid madalsoid on vähe Vahe-Eestis ja suuremas osas Kirde-Eestist.

Liigivaesed madalsood on enamasti väikesed: ligikaudu poolte inventeeritud alade pindala on alla ühe hektari. Ainult 19 ala pindala ületab 100 ha ja vaid ühe liigivaese madaloo pindala on suurem kui 500 ha (Leotusraba madaloo Läänemaa Suursoo keskosas – 588 ha). Ka ülejäänud suuremad liigivaesed madalsood paiknevad kas Lääne-Eesti madalikul (Läänemaa Suursoo teised osad, Sendre soo, Marimetsa raba servasoo) või Ida-Eestis (Emajõe Suursoo soostik, Keeri–Karijärve soostik, Piirissaar, Pihkva järve äärsed sood). Mõned suuremad sood on kujunenud ka Saaremaa kinnikasvanud merelahtede äärde või asemele.

Loodusdirektiivi elupaigatüüpide esindatus. Suurem osa inventeeritud Eesti liigivaestest madalsoodest vastab loodusdirektiivi elupaigatüübile 7230 – aluselised ja nõrgalt happelised liigirikad madalsood (1456 ala, 10 141 ha) või elupaigatüübile 6430 – niiskuslembesed serva-kõrgrohustud (2129 ala, 6716 ha). 142 ala (476 ha) kvalifitseeriti elupaigatüüpi 6410 – sinihelmikaniidud, 29 ala (132 ha) elupaigatüüpi 9080 – Fennoskandia soostuvad ja soo-lehtmetsad ja 18 ala (27 ha) elupaigatüüpi 2190 – niisked luitenõod. Üksikud alad esindavad ka mõnda muud elupaigatüüpi (nt 6530 – Fennoskandia puisniidud) või siis ei vasta loodusdirektiivi ühegi elupaigatüübi kriteeriumidele. Viimati mainitud tuvastati kokku 554 (1013 ha) ehk 6% liigivaeste madalsoode kogupindalast – rohkem kui mistahes muu sootaimkonna kasvukohatüübi puhul.



JONIS 8. Liigivaeste madalsoode levik Eestis.

Nagu esitatud kokkuvõttest nähtub, on elupaigatüüpi 6430 kuuluvate liigivaeste soode keskmine pindala palju väiksem kui elupaigatüüpi 7230 kuuluvate soode oma (keskmiselt 3 ha versus 7 ha). See on seotud taimekoosluste erinevate ökoloogiliste nõudlustega: nt elupaigatüübile 7230 vastavad niitja tarna kooslused esinevad ulatuslikel avatud aladel ning puuduvad kitsastel sooribadel, mida tavaliselt katavad kõrgrohustu-kooslused. Siiski võib elupaigatüübi 6430 tõlgendamine olla kohati liialt avar ning sellesse tüüpi on arvatud ka suurepinnalisi kooslusi, mitte üksnes servaalasid, või siis alasid, millele ei oleks pidanud Natura koodi üldse omistama.

Looduskaitse seisund ja väljavaated. Liigivaeste madalsoode seisundi hinnangute alusel on 300 ala (3508 ha) säilinud ülihästi (A), 1663 ala (8567 ha) hästi (B) ja 1947 ala (4663 ha) keskmiselt või kesisel (C); 340 ala (653 ha) on degradeerunud ja 131 ala (378 ha) seisund on määramata. Seega on 68% inventeeritud liigivaeste madalsoode seisund hea. Vähemalt 280 ala (>726 ha) osutus kuivendatud madalsoodeks, mis vaevu vastasid kasvukohatüübi kriteeriumidele; need alad kujunevad tulevikus vastavalt kuivenduse intensiivsusele kõdusoo- või kuivendatud madaloometsadeks. Samasugust arengut võib eeldada ka paljude teiste alade puhul, kus lageda või puissoo ja soometsa vaheline piir on järkjärgult nihkumas soo keskosas poole, s.t toimub soo metsastumine ja kasvukohatüübi 3.1.1.1 pindala vähenemine.

Laasimeri (1965) andmetel oli liigivaeste madalsoode pindala 1950. aastatel 152 300 ha. Sellest järeldub, et 88% on neist praeguseks inimtegevuse poolt rikutud ja/või 60–80 aasta jooksul kiire allogeense suksessiooniprotsessi tulemusena oluliselt transformeerunud. 20. sajandi keskepaigani kestnud põllumajandusliku maa defitsiidi tingimustes kasutati liigivaeseid madalsoid heina varumiseks ja karjatamiseks, kui aga põllumajanduslik kasutamine lõppes, hakkasid need alad võsastuma ja/või metsastuma. Seda protsessi ilmestab liigivaeste madalsoode suhteliselt kehvem looduskaitse seisund teiste sootüüpidega võrreldes (vt eespool). Lisaks sellele on tuhandeid hektareid liigivaeseid madalsoid kahjustatud või hävitatud maaparandustööde vahetu või naabruse mõju tagajärjel, paljude kunagiste madalsoode asemele on rajatud uudismaapõllud või kultuurniidud. Nii otsese kuivenduse kui ka allogeense suksessiooni mõju liigivaestele madalsoodele jätkub ka tulevikus ning seetõttu on prognoositav nende soode kogupindala edasine vähenemine.

Liigivaeste madal-soode **üldine hinnang** (looduskaitsealine tähtsus) osutus järgmiseks: ülikõrge väärtusega (A) on 20 ala (1276 ha), kõrge väärtusega (B) 504 ala (6576 ha), olulise väärtusega (C) 1807 ala (6218 ha) ning madala või puuduva väärtusega 2050 ala (3699 ha). Seega on ka liigivaeste madal-soode üldine hinnang teiste sootüüpidega võrreldes madalam, sest ülikõrge või kõrge väärtus on omistatud ainult 44%-le kõigist soodest.

Kaitstus. Pindalaliselt jääb kõigist liigivaestest madal-soodest kaitstavate alade piiresse 48% – 1259 ala 8453 hektaril. Neist ülikõrge üldhinnang (A) on 17 alal (1221 ha), kõrge (B) – 344 alal (4773 ha), oluline (C) – 612 alal (2011 ha), madal või puuduv (D) – 286 alal (448 ha). Niisiis on 71% kaitsealustest liigivaestest madal-soodest suure looduskaitsealise väärtusega. Madala väärtusega kaitstavate soode suhteliselt suur osakaal on seletatav nende rohkusega suurepinnalistel leebe kaitsekorruga aladel (nt Otepää ja Haanja looduspargis) ja paljude kaitsealade piiranguvööndites, kus liigivaeste madal-soode kaitsmine pole nende otseste kaitse-eesmärkide hulgas.

Väljaspool kaitse- ja hoiualasid asub osaliselt või täielikult 217 ülikõrge või kõrge looduskaitsealise üldhinnangu saanud liigivaest madal-sood (1857 ha). Neist ainult kaheksa on suuremad kui 50 ha. Vähemalt kaks sood – Mustakannu (Velna, Saarepää) soo (242 ha) Kagu-Eestis ja Venevere soo (111 ha) Kesk-Eestis – tuleks võtta kaitse alla koos nendega piirnevate märgaladega. Väiksemaid kõrge looduskaitseväärtusega soid leidub üle Eesti, nende kaitsevajaduse üle otsustamine sõltub lisaks looduskaitsealise seisundile ka liigilistest väärtustest ja naaberkooslustest ning vajab täiendavat analüüsi.

7.1.1.2 Liigirikad madal-sood (kasvukohatüüp 3.1.1.2)

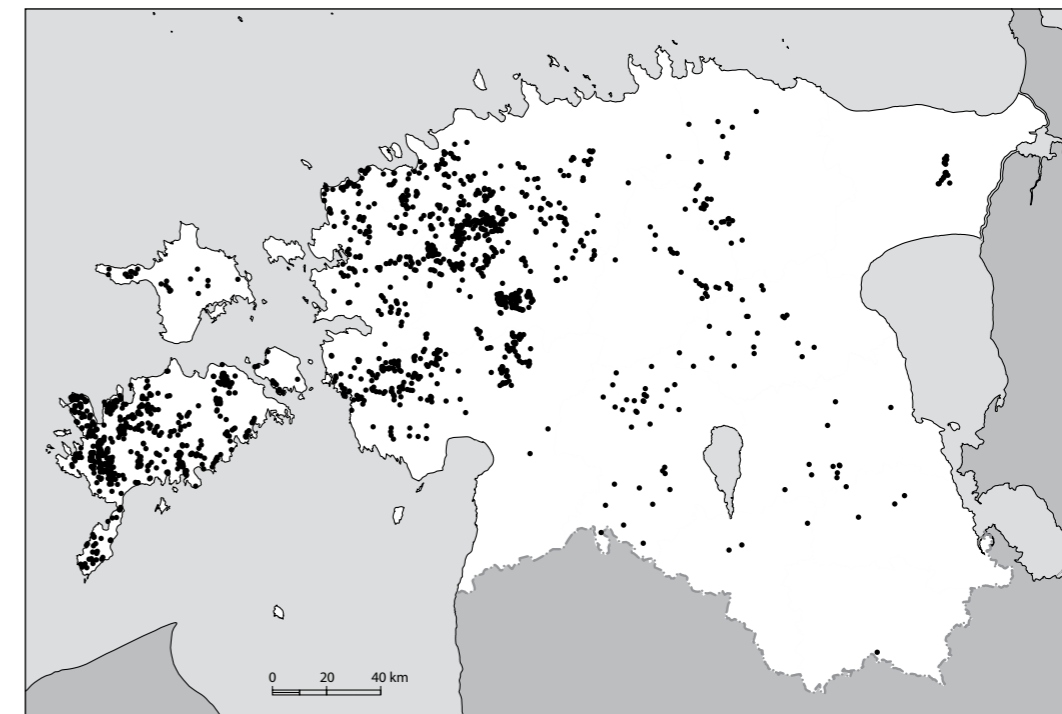
Liigirikaid madal-sooid leidub eeskätt karbonaatse aluspõhjaga madalatel tasandikel, veelahkmealadel või laugete küngaste nõlvadel, kus põhjavei on suhteliselt lubjarikas, kohati ka lammialadel, kus mulda perioodiliselt rikastavad alluviaalsed setted. Põhjavee tase on kõrge, paiguti või siis veerohketel perioodidel ulatub see maapinnani. Mullad on madal-soomullad, millel vähemalt ülemine osa on keskmiselt kuni hästi lagunenu. Muldade sügavus on küll varieeruv, ent taimede juured ulatuvad ka kuivaperioodil põhjaveeni ja saavad sealt toitaineid (Paal, 1997). Turba pH varieerub 5,6–6,8 piires, CaO sisaldus on 4,5% (Kollist, 1988a).

Puurindes võivad kasvada mänd (*Pinus sylvestris*) ja sookask (*Betula pubescens*), harva ka sanglepp (*Alnus glutinosa*) või saar (*Fraxinus excelsior*). Põõsarindes on tüüpilised harilik paakspuu (*Frangula alnus*), tuhkur paju (*Salix cinerea*), hundipaju (*Salix rosmarinifolia*), sinine kuslapuu (*Lonicera caerulea*).

Kuni 1 m paksusel suhteliselt toiterikkal keskmiselt lagunenu madal-soomullal kasvavad lubika-pääsusilma tüübi (*Primulo-Seslerietum*) kooslused, milles soontaimeliikide arv võib olla suurem kui 130. Mõneti liigivaesemad (kuni 100 liiki soontaimi) on ääristarna (*Caricetum hostianae*) ja padutarna (*Caricetum buxbaumii*) kooslused ning vaid läänesaartel leiduvad mustja sepsika (*Schoenetum nigricatis*) kooslused. Pruuni sepsika-sirbiku (*Drepanoclado-Schoenetum ferruginei*) kooslusi, mille puhmarinde moodustavad hundipaju (*Salix rosmarinifolia*) ja pors (Myrica gale), leidub küll sagedamini Lääne-Eestis, kuid neid esineb ka Kesk-Eestis, seevastu lääne-mõökrohu kooslused (*Cladietum marisci*) on omased läänesaartele ning Läänemaa lääneosale. Tüüpilised on veel raudtarna (*Caricetum davallianae*), mätastarna-eristarna (*Caricetum appropinquatae-cespitosae*) ja lubika-hirsstarna (*Carici paniceae-Seslerietum*) kooslused (Paal, 1997).

Arv ja pindala. Liigirikad madal-sood valdavad 1520 alal, mille kogupindala on 17 817 ha. Nendest aladest on 1140 (9309 ha) kaetud üksnes selle tüübi madal-soodega, ülejäänud alade servaosas on esindatud ka muud tüüpi kasvukohad – peamiselt liigirikad soostuvad niidud, liigivaesed madal-sood või siirdesood. 469 alal leidub liigirikaid madal-sooid veel muud tüüpi kasvukohtade ääres. Seega on liigirikaste madal-soode kogupindala ~18 000 ha. See määrag on kaks ja pool korda suurem kui on esitanud Ilomets jt (1995), kelle järgi liigirikad madal-sood katavad Eestis 7 000 ha (tabel 7). Ilmselt on viimase väärtuse puhul tegemist olulise alahinnanguga.

Levik. Liigirikaste madal-soode levik on Eestis ebaühtlane (joon 9). Enam leidub neid Lääne- ja Põhja-Eestis, kus pealiskorra moodustavad lubjakivid, mis rikastavad mulda karbonaatidega. Lõuna-Eestis tuvastati vaid 49 liigirikast madal-sood (171 ha), millest osa võib tegelikult osutada (endisteks) allikasoodeks.



JOONIS 9. Liigirikaste madal-soode levik Eestis.

75% liigirikastest madal-soodest (815 ala, 13 353 ha) paikneb mandri loode- ja lääneosas, peamiselt Lääne-Eesti keskmise suurusega ja suurte soode valdkonnas (Allikvee & Ilomets, 1995a; vt joon 2). Selles valdkonnas asub ka Eesti suurim liigirikas madal-sood – Avaste soo madal-soo-osa (1677 ha), samuti kõige olulisem seda tüüpi soode kompleks – Leidisoo (kokku 1830 ha; suuremad laamad 513, 363, 335 ja 210 ha). Teine tähelepanuväärne liigirikaste madal-soode kompleks – Tõrasoo – koosneb ligi 50 alast (suuremad laamad 249 ja 199 ha; kokku 1039 ha). Suuri liigirikaid madal-sookooslusi leidub veel Suure-Aru – Kabila vahel (275 ha) ja Mahtra lähedal (Leva soo lõunaosa, 210 ha) Põhja-Eestis ning Lihula soostikus (246 ja 245 ha), Paadrema soostikus (suuremad laamad 241, 193 ja 129 ha), Nehatus jm Lääne-Eestis.

19% Eesti liigirikastest madal-soodest asub Saaremaal (524 ala, 3439 ha). Kuigi ainult kahe soo pindala ületab seal 100 ha (Kingli soo lõunaosa – 229 ha, Kabrama soo ehk Linnasoo – 148 ha), on nende tihedus Saaremaal sageli suurem kui mandri lääneosas. Samuti on sealsed madal-sood kuivendusest vähem mõjutatud, eriti Lääne-Saaremaal.

Teistel saartel on liigirikaste madal-soode hulk ja pindala väike või puuduvad vastava kasvukohatüübi elupaigad sootuks. Näiteks Muhus ja Vormsil jääb enamiku turbaalade turbalasundi tusedus alla 30 cm ning seetõttu kuuluvad need soostuvate niitude hulka. Mõned väikesed liigirikad madal-sood esinevad ka Kesk-Eestis ja üksikud Kirde-Eestis.

Loodusdirektiivi elupaigatüüpide esindatus. Suurem osa liigirikastest madal-soodest (1096 ala kokku 14 724 hektaril) vastab loodusdirektiivi elupaigatüübile 7230 – aluselised ja nõrgalt happelised liigirikad madal-sood. 266 ala (1454 ha) kvalifitseeriti elupaigatüüpi 6410 – sinihelmikaniidud (*Molinion caerulea*-kooslused) karbonaatsel või turvastunud mullal või savikatel mudasetel ja 111 ala (1434 ha)

elupaigatüüpi 7210 – lääne-möökrohu (*Cladium mariscus*) ja raudtarnakoosluste (*Caricion davallianae*) liikidega lubjarikkad madalsood. Üksikud alad esindasid mõnda muud elupaigatüüpi (6430, 9080) või siis ei vastanud loodusdirektiivi ühegi elupaigatüübi kriteeriumidele.

Suhteliselt suur elupaigatüüpi 6410 kuuluvate alade hulk osutab sellele, et nende hüdrooloogiline režiim on kuivendamisega rikutud. Kuivendatud liigirikkad madalsood kattuvad Eesti tingimustes enamasti just sinihelmikakooslustega (*Molinietum caerulea*). Kuna olulisel määral rikutud liigirikkad madalsood tuleks jätta ilma ühegi Natura-koodita, võib elupaigatüüpi 6410 klassifitseeritud alade arv ja pindala osutada siiski ülehinnatuks. Samas katavad sinihelmikakooslused Lääne-Eestis kohati ka rikkumata soostuvaid niite ja madalsoid ning seetõttu on loodusdirektiivi elupaigatüübi 6410 käsitlemine ühe vastena Eesti taimkatte kasvukohatüübile 3.1.1.2 õigustatud.

Looduskaitse seisund ja väljavaated. Liigirikaste madalsoode looduskaitse seisundi hindamise alusel on 266 ala (6411 ha) säilinud ülihästi (A), 807 ala (9196 ha) hästi (B), 391 ala (1974 ha) keskmiselt või kesiselt (C), 26 ala (120 ha) on degradeerunud (D) ja 30 ala (116 ha) seisund on määratlemata. Seega on 88% inventeeritud liigirikka madal soo looduskaitse seisund ülihea või hea.

Laasimeri (1965) andmetel oli liigirikaste madalsoode pindala 1950. aastatel 74 900 ha. Niisiis on tolaeagsetest selle tüübi soodest praeguseks 76% inimtegevuse poolt hävitatud ja/või on need kooslused kiire allogeense suktessiooniprotsessi tulemusena oluliselt muutunud. Paljud liigirikkad madalsood, eriti mandriosas, on kahjustatud või hävinud vahetu või naabruses toimunud kuivenduse tõttu, mõnedele aga on istutatud männi- või kuusekultuur. Kuni möödunud sajandi keskpaigani karjatati suures osas liigirikastest madalsoodest loomi, kohati kasutati neid ka heinamaadena. Pärast sellise majandamise lõppemist on need sood hakanud kiiresti metsastuma. Kuna kirjeldatud inimõju näib jätkuvat tulevikuski, siis kestab ka liigirikaste madalsoode pindala vähenemine.

Liigirikaste madalsoode **üldine hinnang** osutus järgmiseks: ülikõrge väärtusega (A) on 54 ala (3577 ha), kõrge väärtusega (B) 480 ala (9076 ha), olulise väärtusega (C) 739 ala (4226 ha) ning madala või puuduva väärtusega (D) 247 ala (938 ha). Seega on liigirikaste madalsoode üldine hinnang suhteliselt kõrge.

Kaitstus. 1520 alast on 513 kas täielikult või osaliselt kaitse all. Pindaliselt on liigirikastest madalsoodest kaitse all 11 512 ha ehk 65% nende kogupindalast.

Ülikõrge üldhinnanguga (A) on praegu kaitse all olevatest liigirikastest madalsoodest 47 ala (3381 ha), kõrge hinnangu sai (B) 285 ala (6881 ha), olulise (C) 161 ala (1121 ha) ning madala või puuduva üldhinnangu (D) 20 ala (128 ha). Niisiis on suurem osa (89%) kaitsealustest liigirikastest madalsoodest kõrge kaitseväärtusega.

Väljaspool kaitse- ja hoiualasid asub tervikuna või osaliselt 264 ülikõrge või kõrge looduskaitse väärtusega liigirikast madal soo (2390 ha). Neist 13 on suuremad kui 50 ha, millest vähemalt 4 – Suure-Aru, Klooga ja Pühatu soo mandril ning Kabrama soo (Linnassoo) Saaremaal – tuleks kindlasti võtta kaitse alla. Väiksemate sellesse kasvukohatüüpi kuuluvate soode kaitsevajaduse üle otsustamisel tuleb lisaks looduskaitse seisundile ja esinduslikkusele arvestada ka naabruse mõju jm kohalike olusid ning see vajab täiendavat analüüsi. Kuna liigirikkad madalsood on kuivendusest eriti ohustatud kasvukohatüübiks, on täiendavate alade arvamine kaitstavate loodusobjektide võrgustikku äärmiselt vajalik

7.1.1.3 Õõtsik-madalsood (kasvukohatüüp 3.1.1.3)

Õõtsiksood esinevad veekogude kinnikasvamise (mültumise) tagajärjel tekkinud kamaral (õõtsikul), mis koosneb läbipõimunud taimejuurtest, risoomidest, sammaldest ja turbast. Õõtskamara ja veekogu põhja vahele jääb vedela muda (sapropeeli) ja/või vee kiht, seetõttu pealeastumisel õõtsiku pind õõtsub.

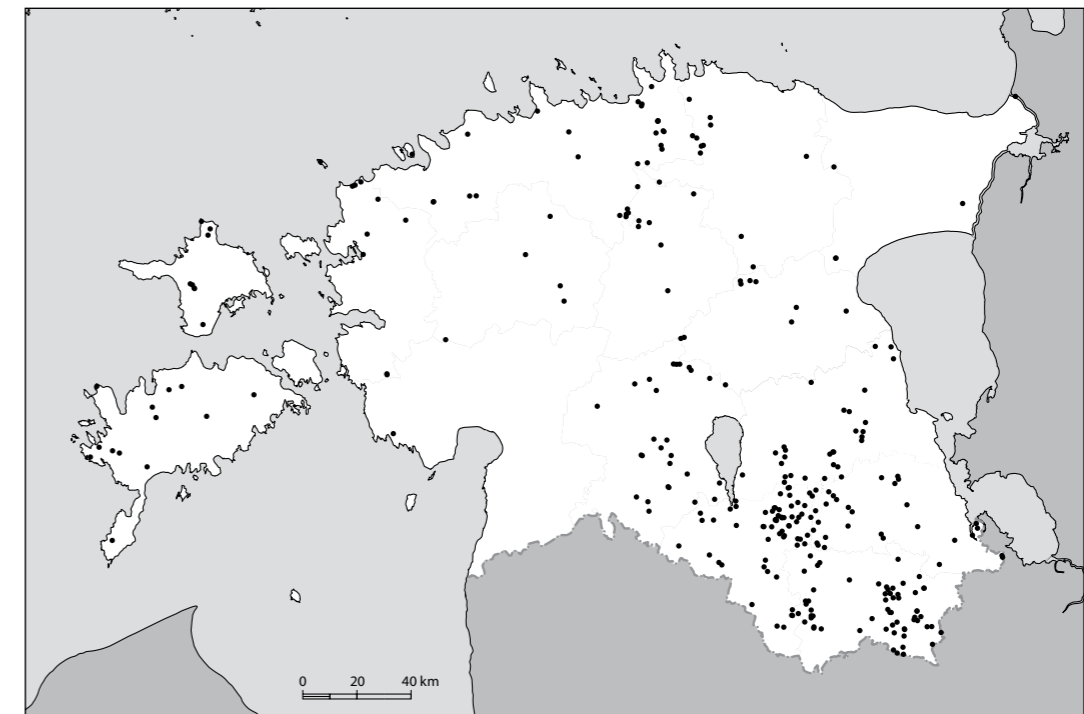
Õõtsik-madalsood on liigivaesed, nende rohurinde moodustavad peamiselt konnaosi (*Equisetum fluviatile*), harilik pilliroog (*Phragmites australis*), pudeltarn (*Carex rostrata*), ümartarn (*C. diandra*), niitjas tarn (*C. lasiocarpa*), soopihl (*Potentilla palustris*), ubaleht (*Menyanthes trifoliata*), sageli domineerib vaid üks liik. Sammaldest leidub harilikku skorpionsammalt (*Scorpidium scorpioides*), täht-kuldsammalt (*Campylium stellatum*), tavasirbikut (*Drepanocladus cossonii*), harilikku teravtippu (*Calliergonella cuspidata*) jt.

Levinumad on konnaosja (*Equisetum fluviatilis*) ja pilliroo (*Phragmitetum australis*) kooslused, Lääne-Eestis leidub ka pruuni sepsika–skorpionsambla kooslusi (*Scorpidio–Schoenetum*) (Paal, 1997).

Arv ja pindala. Õõtsik-madalsoid esindavad 306 ala üldpindalaga 2076 ha. Nendest aladest on 207 (1219 ha) kaetud üksnes selle tüübi soodega, ülejäänud aladel tuvastati ka muud tüüpi kasvukohti (peamiselt õõtsik-siirdesood ja liigivaesed madalsood). Peale nende leidub 128 alal õõtsik-madalsoid veel muud tüüpi kasvukohtade ääreesades. Õõtsik-madalsoode kogupindala võib tegelikult olla mõnevõrra suurem kui siinkohal esitatud hinnang, sest paljude järvede ümber esineb seda kooslusetüüpi väga kitsa ribana, neid aga käesolev inventeerimine enamasti ei hõlmanud. Seega võib eeldada, et õõtsik-madalsoode pindala Eestis on vähemalt 2200 ha. See hinnang ületab Ilometsa jt (1995) poolt esitatud vähemalt kahekordselt.

Levik. Õõtsik-madalsoode levik Eestis on ebaühtlane (joon 10). Enam leidub niisuguseid sood Kagu-Eesti kõrgustike (Haanja, Karula, Otepää) piirkonnas. Sakala kõrgustikul on nende sagedus võrreldav põhjapoolse Viljandimaaga. Mõneti suurem on õõtsik-madalsoode sagedus ka Vahe-Eesti põhjaosas (Lahemaal, Kõrvemaal), Loode-Eestis ja kohati Hiiumaal. Seda tüüpi sood puuduvad suurtel aladel Lääne-, Edela- ja Kirde-Eestis.

Õõtsik-madalsoode pindala on suhteliselt väike. Vaid kolme soo – Avaste soo idaserv Lääne-Eestis, Kivijärve soo Vooremaal ja Kar'asoo Setomaal – pindala ületab 100 ha ja suuruselt kolme järgmise soo oma 60 ha. Ligikaudu kolmandiku seda tüüpi soode pindala jääb alla 1 ha.



JOONIS 10. Õõtsik-madalsoode levik Eestis.

Loodusdirektiivi elupaigatüüpide esindatus. Valdav osa õõtsik-madalsoodest (284 ala, 1789 ha) vastab loodusdirektiivi elupaigatüübile 7140 – siirde- ja õõtsiksood. Kaheksa ala Saaremaal (86 ha) kvalifitseeriti elupaigatüübiks 7210 – lääne-mõõkrohu (*Cladium mariscus*) ja raudtarnakoosluste (*Caricion davallianae*) liikidega lubjarikkad madalsood. Üksikud alad esindasid mõnda muud elupaigatüüpi või siis ei vastanud loodusdirektiivi ühegi elupaigatüübi kriteeriumidele.

Looduskaitseline seisund ja väljavaated. Õõtsik-madalsoode seisundi hindamise alusel on 71 ala (669 ha) säilinud ülihästi (A), 146 ala (1133 ha) hästi (B), 69 ala (246 ha) keskmiselt või kesiselt (C), 4 ala (2 ha) on degradeerunud (D) ja 16 ala (26 ha) seisund on määratlemata. Seega on 87% inventeeritud õõtsik-madalsoo seisund ülihea või hea.

Laasimeri (1965) andmetel oli õõtsiksoode pindala 1950. aastatel 1300 ha. Niisiis on õõtsik-madalsoode pindala suurenenud vähemalt 40%; lisaks tuleb siinjuures silmas pidada, et 1950. aastate hinnang hõlmas osaliselt ka õõtsik-siirdesoid. Õõtsik-madalsoode pindala suurenemine on toimunud järvede kinnikasvamise tulemusena, mida on kiirendanud nii kuivendamine kui ka saaste mõjul toimunud veekogude eutrofeerumine. Palju õõtsik-madalsood on kujunenud järvede veetaseme alandamise tagajärjel. Oma osa õõtsik-madalsoode säilimisel, pindala suurenemisel ja ilmselt ka elupaiga taastamisel on vahepeal taastunud kopra-asurkonnal.

Õõtsik-madalsoode arv ja pindala suureneb ilmselt ka tulevikus, seda nii looduslikest teguritest tulenevalt (järvede vananemine ja kinnikasvamine) kui ka inimtegevuse mõjul. Isegi kui viimase mõju väheneks või lakkaks, selle poolt põhjustatud õõtsik-madalsoode kujunemisprotsess ei peatuks.

Õõtsik-madalsoode **üldine hinnang** osutus järgmiseks: ülikõrge väärtusega (A) on 17 ala (579 ha), kõrge väärtusega (B) 99 ala (891 ha), olulise väärtusega (C) 156 ala (489 ha) ja madala või puuduva väärtusega (D) 34 ala (117 ha). Seega on arvult enamiku õõtsik-madalsoode üldine hinnang keskmine või alla selle, kuid pindalaliselt on kõrge hinnanguga alasid rohkem.

Kaitstus. 306 õõtsik-madalsoo alast jääb 143 kas täielikult või osaliselt kaitstavate alade piirsesse (sh kõik ülikõrge üldhinnangu saanud alad). Pindalaliselt on õõtsik-madalsoodest kaitse all 1180 ha ehk 57% nende kogupindalast.

Ülikõrge üldhinnanguga (A) on kaitse all olevatest õõtsik-madalsoodest 17 ala (562 ha), kõrge hinnanguga (B) 68 ala (443 ha), olulise (C) 56 ala (174 ha) ning madala või puuduva väärtusega (D) 2 ala (alla 1 ha). Niisiis on suurem osa (85%) kaitsealustest õõtsik-madalsoodest kõrge või ülikõrge looduskaitse väärtusega.

Peamiselt Kagu-Eestis asub osaliselt või tervikuna väljaspool kaitse- ja hoiualasid 44 kõrge looduskaitse väärtusega õõtsik-madalsood (465 ha). Neist suuremad – Kivijärve soo Jõgeva lähedal (134 ha) ning Kar'asoo (Tupka soo) (106 ha) ja Sepasoo (30 ha) Värskas ümbruses – on potentsiaalselt kaitse alla võetavate soode nn varinimekirjas. Ülejäänud õõtsik-madalsoode kaitsevajaduse määratlemine eeldab täpsemat analüüsi.

7.1.1.4 Lammisood (kasvukohatüüp 3.1.1.4)

Lammisoid leidub jõest tavaliselt kaugemale jäävatel madalamatel lammialadel, kus muld on küllastatud niiskusega ka pärast üleujutust ning kus turvastumise tulemusena on kujunenud (ibejad) lammi-madalsoomullad (Arold, 2005). Kohati leidub lammisoid ka suurte järvede ääres.

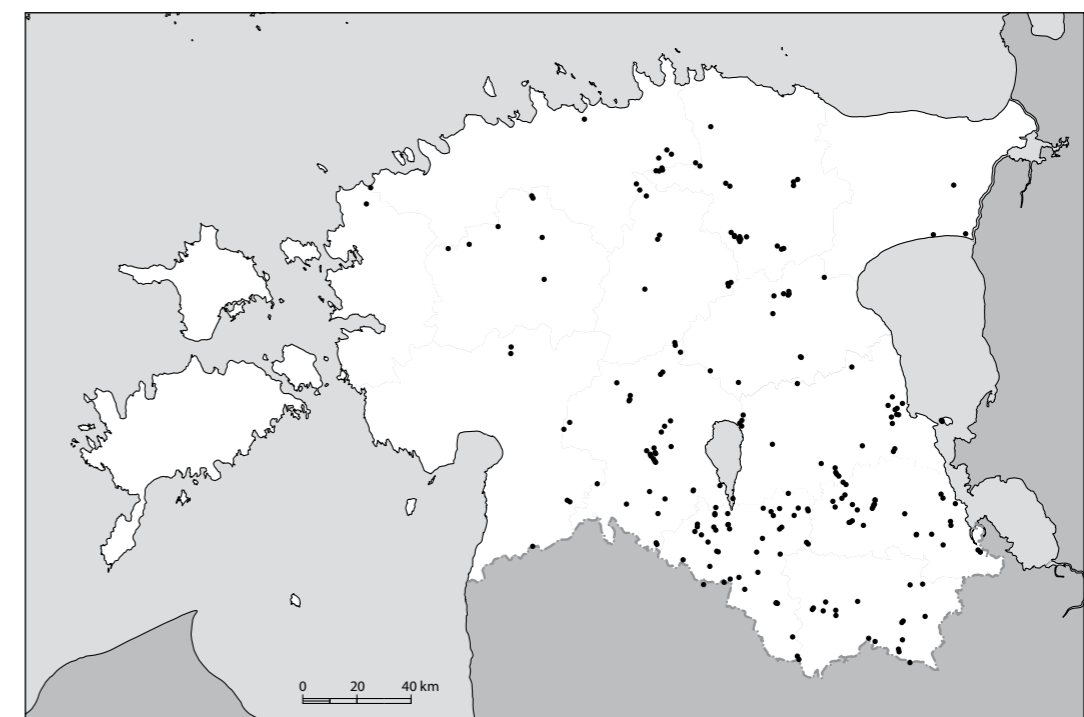
Taimkattes valitsevad kõrgekasvulised tarnad – sale tarn (*Carex acuta*), luhttarn (*C. elata*), eristarn (*C. appropinquata*), sootarn (*C. acutiformis*), lütktarn (*C. disticha*) jt.

Tüüpilised on saleda tarna (*Caricetum acutae*), luhttarna (*Caricetum elatae*), pudeltarna-põistarna (*Caricetum vesicario-rostratae*), lubika-hirsstarna (*Carici paniceae-Seslerietum*), niitja tarna-sirbiku (*Drepanoclado-Caricetum lasiocarpae*), mätastarna-eristarna (*Caricetum appropinquato-cespitosae*), hariliku tarna-ümartarna (*Caricetum diandro-nigrae*), pilliroo (*Phragmitetum australis*) kooslused (Paal, 1997).

Arv ja pindala. Lammisoid (kasvukohatüüp 2.2.1.4; puudub Paal, 1997-s) registreeriti 219 alal üldpindalaga 3277 ha. Nendest aladest on 161 (1884 ha) kaetud üksnes selle tüübi soodega, ülejäänud aladel on esindatud lisaks muud tüüpi kasvukohad – teised rohusood, lamminiidud ja -põõstikud). Lammisoid esineb ka 76 muud tüüpi alal vähemuskasvukohana.

ELFi andmebaasis on soostunud lammikooslustena märgitud veel 91 ala (1151 ha), kus turbakihi paksus on alla 30 cm ja mis esindavad seega soostuvaid lamminiite. Lammisood ja soostuvate lamminiitude floristiline koostis ja taimekooslused on suuresti samad, kuid erineb turbakihi sügavus ja lõimimine (soostunud lamminiidud on kujunenud lammi-gleimuldadel või turvastunud mudajatel lammimuldadel). Tegelikult on soostuvate lamminiitude pindala märksa suurem (põhjalikum andmestik soostuvatest ja muudestki lammirohumadest sisaldub Pärändkoosluste Kaitse Ühingu (PKÜ) andmebaasis, paraku pole seegi veel täielik). Kuna varasemate inventuuride käigus enamasti turbalasundi tüsedust ega mulla tüüpi ei registreeritud, on sageli ebaselge, kas tegemist on märja lamminiiduga, soostuva lamminiiduga või lammisoodiga. Seetõttu võib lammisood tegelik arv ja pindala olla esitatud tulemustest mõneti erinev. Näiteks Ilometsa jt (1995) hinnangu kohaselt on lammisood pindala Eestis ~1000 ha (tabel 5) ehk siis enam kui kolm korda siin esitatust väiksem.

Levik. Lammisoid esineb peamiselt Ida- ja Kagu-Eestis (joon 11) aeglase vooluga jõgede ääres. Viis lammisood on suuremad kui 100 ha. Neist neli asub Emajõe Suursoo soostikus, kuid suurim (248 ha) on Põhja-Eestis Soodla jõe äärne Keeveskisoo. Märkimisväärseid lammisoid on ka Halliste, Öhne ja Tännassilma jõe ääres Lõuna-Eestis ning Valgejõe ääres Põhja-Eestis. Piusa, Mustjõe (Koiva) ja Võhandu jõe äärde jäävad lammialad on valdavalt või täielikult kvalifitseeritud lamminiitudeks. Lääne-Eestis on vaid 12 lammisood üldpindalaga 219 ha, suurtel aladel Kirde-, Lääne- ja Edela-Eestis ning läänesaartel puuduvad lammisood üldse.



Joonis 11. Lammisood levik Eestis.

Loodusdirektiivi elupaigatüüpide esindatus. Üle 40% lammisoodest (137 ala, 1367 ha) vastab loodusdirektiivi elupaigatüübile 6430 – niiskuslembesed serva-kõrgrohustud tasandikel ja mäestikes alpiinse võõndini. 31 ala (1344 ha) kvalifitseeriti elupaigatüüpi 7230 – aluselised ja nõrgalt happelised liigirikkad madalsood ja 37 ala (495 ha) elupaigatüüpi 6450 – põhjamaised lamminiidud. Natura 2000 kontekstis käsitletakse lammidena üksnes vooluveekogude äärseid elupaiku.

Looduskaitseline seisund ja väljavaated. Lammisood seisundi hindamise alusel on 15 ala (751 ha) säilinud ülihästi (A), 94 ala (1558 ha) hästi (B), 92 ala (861 ha) keskmiselt või kesiselt (C), 7 ala (23 ha) on degradeerunud (D) ja 11 ala (83 ha) seisund on määratlemata. Seega on 70% inventeeritud lammisood seisund ülihea või hea.

Laasimeri (1965) andmetel oli lammisood pindala 1950. aastatel 83 000 ha. Seega on lammisood nende andmetega võrreldes praeguseks säilinud vähem kui 4%. On siiski võimalik, et Laasimer käsitles lammisoodena ka soostuvaid lamminiite ning lammisood pindala tegelik kahanemine pole siiski nii drastiline. 20. sajandi keskpaigani kasutati enamikku lammisood heina varumiseks; kui niitmine lakkas, hakkasid need alad kiiresti võsastuma ja metsastuma. Peale selle on paljude Eesti väikejõgede süngi õgvendatud ja lammialade hüdroloogilist režiimi maaparandusega oluliselt muudetud. Seetõttu on ilmne, et isegi kui 1950. ja 2010. aastate pindala on arvatud mõnevõrra erinevatel alustel, on suur hulk lammisood kuivendatud ja võsastunud/metsastunud ning neid ei saa enam kasvukohatüübina 3.1.1.4 aktsepteerida.

Lammisood **üldine hinnang** osutus järgmiseks: ülikõrge väärtusega (A) on 3 ala (611 ha), kõrge väärtusega (B) 47 ala (1380 ha), olulise väärtusega (C) 126 ala (1033 ha) ning madala või puuduva väärtusega (D) 43 ala (253 ha). Seega on 61% säilinud lammisoodest kõrge või ülikõrge looduskaitse väärtusega.

Kaitstus. 219 lammisood alast on 101 kas tervikuna või osaliselt kaitse all. Pindalaliselt on lammisoodest kaitse all 2022 ha ehk 62% nende kogupindalast, sh kõik ülikõrge üldhinnangu saanud alad.

Kõigi kaitstavate lammisood üldine hinnang osutus järgmiseks: ülikõrge väärtusega (A) on 3 ala (611 ha), kõrge kaitseväärtusega (B) 41 ala (1108 ha), olulise kaitseväärtusega (C) 50 ala (292 ha) ning madala või puuduva kaitseväärtusega (D) 7 ala (11 ha). Niisiis on suurem osa (85%) kaitsealustest lammisoodest kõrge või ülikõrge looduskaitseväärtusega.

Väljaspool kaitsealasid asub tervikuna või osaliselt 20 kõrge looduskaitse väärtusega lammisood (272 ha). Nende kaitsevajaduse määratlemine eeldab täpsemat analüüsi.

7.1.1.5 Allikasood (kasvukohatüüp 3.1.3.1)

Allikasood on kujunenud rannaastangute ja klindi või oruveerude jalamil, samuti suurte kõrgustike nõlvadel, kus vettpidavad kihid lõikuvad maapinnaga. Mõnes kohas on nad tekkinud survepõhjavee toimel (Arold, 2005). Mullaks on mitmesuguse sügavusega hästilagunenud madalsoomullad, mida allikavesi rikastab taimede kasvuks oluliste mineraalidega.

Allikasood taimestik on üldjoontes sarnane liigirikaste madalsood omaga, lisaks kasvab neis mitmeid haruldasi taimeliike. Sagedasemad liigid rohurindes on niitjas tarn (*Carex lasiocarpa*), raudtarn (*C. davalliana*), ääristarn (*C. hostiana*), kahekojane tarn (*C. dioica*), vesihaljas tarn (*C. flacca*), ojatarn (*C. viridula*) ümartarn (*C. diandra*), pruun sepsikas (*Schoenus ferrugineus*), lubikas (*Sesleria caerulea*), ahtalehine villpea (*Eriophorum angustifolium*). Samblarindele on iseloomulikud harilik skorpionsammal (*Scorpidium scorpioides*), sirbikud (*Drepanocladus* spp.), suur lehiksammal (*Plagiomnium elatum*), harilik helvik (*Marchantia polymorpha*).

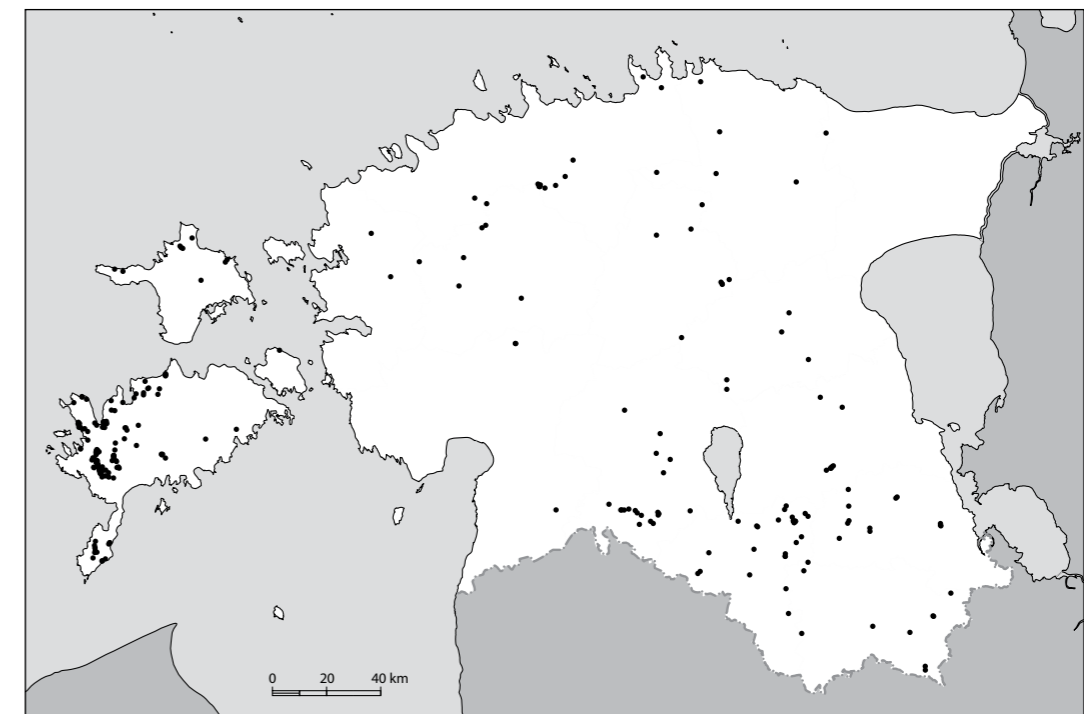
Tüüpilised on villpea–niitja tarna kooslused (*Carici lasiocarpae–Eriophoretum*), raudtarna kooslused

(*Caricetum davallianae*), ümartarna kooslused (*Caricetum diandrae*), pruuni sepsika–skorpionsambla kooslused (*Scorpidio-Schoenetum*) (Paal, 1997).

Arv ja pindala. Allikasoid esindavad 265 ala üldpindalaga 752 ha. Nendest aladest on 202 (499 ha) kaetud üksnes selle tüübi soodega, ülejäänud aladel on esindatud ka muud tüüpi kasvukohad – peamiselt liigirikkad soostuvad niidud või liigirikkad madalsood. Allikasoid leidub lisaks veel 98 muud tüüpi kasvukohas vähemuselupaigana.

Allikasood tegelik pindala võib olla veidi suurem (üle 800 ha), sest ilmselt on mõned inventeerijad kogenematusel allikasoid klassifitseerinud liigirikasteks madalsoodeks (kasvukohatüüp 3.1.1.2) või ka siirdesoodeks (3.1.2.1). See pindalahinnang on kaks korda suurem Ilometsa jt (1995) poolt pakutust (~400 ha; tabel 5, rida 1.1).

Levik. Allikasoid on Eestis suhteliselt vähe ja nad on paiknevad ebaühtlaselt (joon 12). Ligikaudu pooled Eesti allikasood (132 sood, 424 ha) asuvad Saaremaal, kus nad on ka floristiliselt suurima väärtusega. Kõige tuntumad ja väärtuslikumad allikasood asuvad Viidumäe looduskaitsealal. Viidumäe ja Sõrve allikasoodes esineb Eesti üks haruldasemaid – tõmbiõiese loa kooslus (*Juncetum subnodulosum*).



JOONIS 12. Allikasood levik Eestis.

Eesti mandriosas on allikasoid sagedamini kõrgustike nõlvadel. Sakala kõrgustikul võib neid leida lõunaosas, eriti Halliste jõe ülemjooksu piirkonnas, Pandivere kõrgustikul selle lääne- ja lõunaosas. Otepää kõrgustikul on allikasood paiknemine ühtlasem, Karulas ja Haanjas on see kasvukohatüüp haruldane. Mõned väärtuslikud Ida-Eesti allikasood asuvad üksikult ka väljaspool kõrgustikke (nt Pühaste, Tatra, Mustallika ehk Kassinurme).

Põhja-Eesti tasandikulistel aladel paiknevad olulisemad allikasood Aruküla ja Kohila vahel (Paraspõllu, Kämbla, Tammiku).

Allikasood puuduvad suurrabade-rohketes piirkondades: Pärnumaal, Vahe-Eestis ja Alutagusel.

Teiste sootüüpidega võrreldes on allikasood pindalalt kõige väiksemad. Ainult kaks allikasood on suuremad kui 50 ha (Kukka soo Hiiumaal ja allikasoo Ohtja lähedal Saaremaal). Suuruselt kolme järgmise allikasoo pindala jääb 20 ja 50 ha vahele ja veel järgmise kaheksa oma 10 ja 20 ha vahele. Kõik ülejäänud 252 allikasood on väiksemad kui 10 ha, pooled neist isegi väiksemad kui 1 ha.

Loodusdirektiivi elupaigatüüpide esindatus. Suurem osa meie allikasoodest (252 ala, 729 ha) vastab loodusdirektiivi elupaigatüübile 7160 – Fennoskandia mineraaliderikkad allikad ja allikasood. Vaid kuus ala kvalifitseeriti elupaigatüüpi 7210 – lääne-mõökrohu *Gladium mariscus* ja raudtarnakoosluste (*Caricion davalliana*) liikidega lubjarikkad madalsood (Saaremaal), mõned puis-allikasood elupaigatüüpi 9080 – Fennoskandia soostuvad ja soo-lehtmetsad ning üksikud muudesse tüüpidesse. Vanakubjal (Saaremaal) esineb märgalakompleks, kus allikasookooslused vahelduvad rannaniitude (elupaigatüüp 1630) ja sinihelmikaniitudega (elupaigatüüp 6410).

Looduskaitseline seisund ja väljavaated. Allikasoodede seisundi hindamise alusel on 111 ala (398 ha) säilinud ülihästi (A), 116 ala (275 ha) hästi (B), 28 ala (64 ha) keskmiselt või kesiselt (C), 2 ala (8 ha) on degradeerunud (D) ja 8 ala (6 ha) seisund on määratlemata. Seega on 90% inventeeritud allikasoodede seisund ülihea või hea. Kõrge hinnanguga alade osakaal seletub asjaoluga, et paljud (endised) allikasookooslused on kaotanud kasvukohatüübile 3.1.3.1 omased tunnused; seesugused rikutud veerežiimiga alad on eeldatavasti kirjeldatud madalsoodena (3.1.1), siirdesoodena (3.1.2.1) või – kõrgema ja tihedama puurinde korral – allikasoometsadena (1.4.1.1.A).

Laasimeri (1965) andmetel oli allikasoodede pindala 1950. aastatel 1500 ha. Seega on viimase 60 aasta jooksul enam kui kolmandik allikasoodest hävinud või teisenenud inimõju ja/või kiire allogeense suktessiooniprotsessi tulemusena. Paljusid allikasoid on kahjustanud või hävitanud maaparanduse vahetu või naabrusmõju; Saaremaal on olukord selles osas siiski märgatavalt parem kui mandril. Enamasti on allikasood kuivenduse tagajärjel, aga mõnikord ka looduslike põhjuste tulemusena kattunud kõrgema ja tihedama puurindega ning kujunenud allikasoometsaks, halvemal juhul kõdusoometsaks. Et need mõjutegurid püsivad, on ette näha allikasoodede pindala ja arvu jätkuvat vähenemist ka tulevikus, eriti väljaspool kaitsealasid. Kavandatava kuivendamise naabrusmõju tõttu on ohustatud isegi mõned kaitsealused allikasood (Tammiku allikasood Nabala karstialal, Mustallika soo Kassinurmel jt).

Allikasoodede **üldine hinnang** osutus järgmiseks: ülikõrge väärtusega (A) on 61 ala (426 ha), kõrge väärtusega (B) 128 ala (229 ha), olulise väärtusega (C) 72 ala (86 ha) ning madala või puuduva väärtusega (D) 4 ala (10 ha). Seega on suurem osa säilinud allikasoodest suhteliselt kõrge üldise hinnanguga.

Kaitstus. 265 allikasoodest paikneb 126 kas täielikult või osaliselt kaitstavatel aladel. Pindalaliselt on kaitse all 447 ha allikasoid ehk 60% nende kogupindalast.

Ülikõrge kaitseväärtus (A) on kaitsealustest allikasoodest 50 alal (337 ha), kõrge kaitseväärtus (B) 55 alal (80 ha), oluline väärtus (C) 21 alal (31 ha); madala või puuduva kaitseväärtusega (D) allikasoid kaitsealadel ei tuvastatud. Niisiis on suurem osa (93%) kaitsealustest allikasoodest kõrge või ülikõrge kaitseväärtusega.

Väljaspool kaitsealasid asub tervikuna või osaliselt 93 kõrge looduskaitse väärtusega allikasood (239 ha). Kindlasti tuleb kaitse alla võtta Saaremaal asuvad Sõrve, Käesla, Pidula, Kodara jt allikasood, samuti mitmed Sakala kõrgustiku lõunaosas paiknevad allikasood (Karksi, Abja jt). Mõned Viljandi ja Tõrva lähedal asuvad, samuti Põlvamaa lääneosas, Pandivere kõrgustikule jm jäävad allikasood vajavad tulevikus detailsemat kaitseväärtuse analüüsi, et otsustada nende kaitse alla võtmise vajadus. Olukord on parem Eesti loodeosas, kus suurem osa väärtuslikke allikasoid on juba kaitse all.

7.1.2 Siirdesood

7.1.2.1 Rohu-siirdesood (kasvukohatüüp 3.1.2.1)

Rohu-siirdesood asuvad tasastel või nõrga languga aladel, sageli raba servas või halva äravooluga nõgudes. Mullaks on erineva sügavuse ja lagunemisastmega siirdesoomullad. Turbalasundis on eutroofne madal-soo-tarnaturvas tavaliselt kaetud oligotroofse vähelagunenud rabaturbaga või kogu lasund koosneb siirdesoo-segaturbast, mille pH on vahemikus 3,5–5,0. Põhjavee tase on vegetatsiooniperioodil 10–30 cm sügavusel (Lõhmus, 2004), aga võib esineda ka kauakestvaid üleujutusi. Iseloomulik on taimede segatoitelisus (miksotroofsus): osa taimi saavad vajalikud toitained küll põhjaveest, ent mättaid moodustavate taimede juurestik ei ulatu turbalasundi paksuse tõttu enam põhjavette ja need saavad toitained peamiselt sademetega toodavast tolmust (ombrotroofsus). Arengulooliselt on siirdesood enamasti madal-soodele järgnev arengujärk nende kujunemisel kõrgsoodeks (rabadeks).

Rohu-siirdesoodede põõsarindes kasvavad hundipaju (*Salix rosmarinifolia*), mustikpaju (*S. myrtilloides*), lapi paju (*S. lapponum*), madal kask (*Betula humilis*). Rohurinde moodustavad nii madal-soodele iseloomulikud meso-eutroofsed liigid kui ka rabadele omased oligotroofsed liigid, millele lisanduvad siirdesoodede tüüpilised mesotroofsed liigid – alpi jänesvill (*Trichophorum alpinum*), alsstarn (*Carex chordorrhiza*), mudatarn (*C. limosa*), suga-sõnajalg (*Dryopteris cristata*). Samblarindes asendavad lehtsamblaid turbasamblad, mis kohati võivad lausaliselt domineerida.

Tüüpilised on alpi jänesvilla–turbasambla (*Sphagno–Trichophoretum alpinum*), raba jänesvilla–turbasambla (*Sphagno–Trichophoretum cespitosae*; peamiselt Lääne-Eestis), niitja tarna–turbasambla (*Sphagno–Caricetum lasiocarpae*), pudeltarna–turbasambla (*Sphagno–Caricetum rostratae*), mudatarna–turbasambla (*Sphagno–Caricetum limosae*; suurte rabade äärealal, eriti Põhja-Eestis), tupp-villpea–turbasambla (*Sphagno–Eriophoretum vaginati*) kooslused (Paal, 1997).

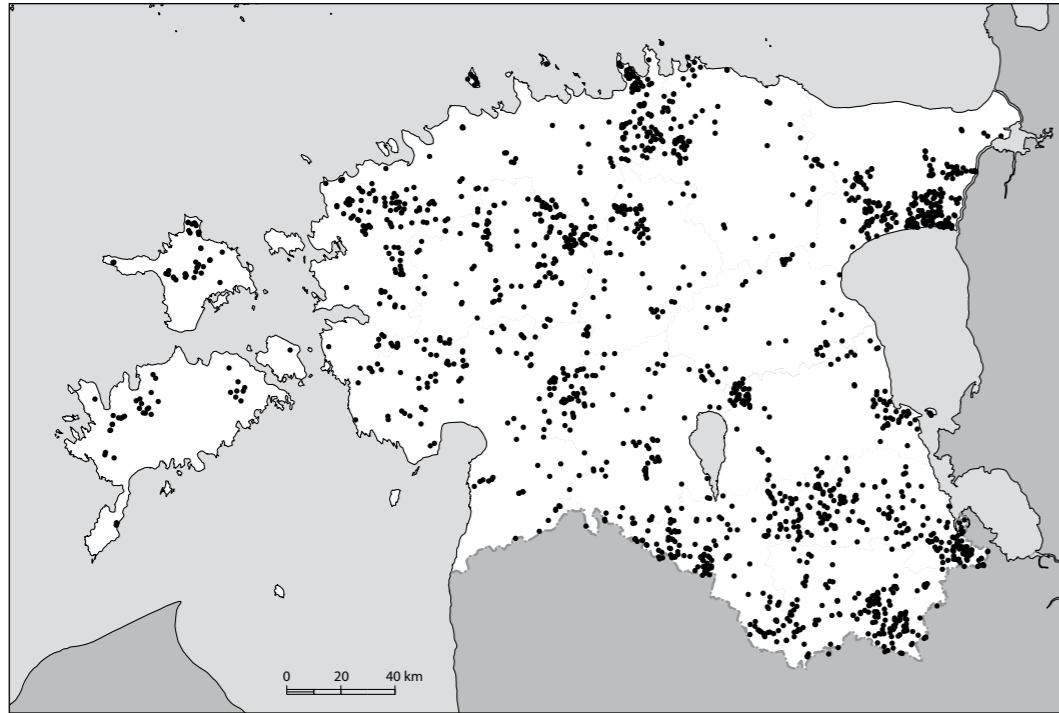
Arv ja pindala. Rohu-siirdesood esindavad 1778 ala, mille kogupindala on 34 713 ha. Nendest aladest on 1305 (17 629 ha) kaetud üksnes selle tüübi soodega, ülejäänud aladel on esindatud ka muud tüüpi kasvukohad – peamiselt õõtsik-siirdesood, liigivaesed madalsood või siirdesoo puistud. Rohu-siirdesood leidub lisaks veel 607 muud tüüpi kasvukohtades vähemuselupaigana.

Seega ületab siirdesoodede tegelik pindala 35 000 hektarit, mis on kolm ja pool korda suurem kui Ilometsa jt (1995) poolt esitatud hinnang 10 000 ha (tabel 5, rida 1.4.1). Ehkki viidatud tabelis ei sisalda see arv puis-siirdesoodede pindala (nood on koos siirdesoometsadega real 1.4.2 ja katavad ühtekokku 8000 ha), on ilmne, et nii rohu-siirdesoodede kui ka siirdesoo puistute pindala on tugevasti alla hinnatud.

Levik. Rohu-siirdesood leidub kogu Eestis, ent ebaühtlase tihedusega (joon 13). Suuremad ja olulisemad siirdesood esinevad Lääne-Eesti keskmise suurusega ja suurte soode valdkonnas ning Eesti idaservas – Kesk- ja Ida-Eesti suurte soode valdkonna allvaldkondades a ja c (Allikvee & Ilomets, 1995a; vt joon 4).

Lääne-Eesti rohu-siirdesood paiknevad peamiselt Läänemaa servaaladel. Selle maakonna lõunaosas asuvad nad Tuha ja Lihula soostikes, sh Oidrema soo, mis on suurima pindalaga rohu-siirdesoo Eestis (1177 ha). Läänemaa põhjaosas paiknevad sellesse tüüpi kuuluvad suured soolad Läänemaa Suursoo soostikus, samuti Leidissoo ja Marimetsa soostikes.

Ida-Eestis leidub heas looduslikus seisundis rohu-siirdesood Emajõe Suursoo soostikus, kus üksikuid soolaamu eraldavad üksteisest Emajõgi ja selle lisajõed. Kaheksa suuremat laama (Jõmmsoo, Suursoo, Varnja, Surnusoo, Pedaspää jt) on siin 329–1147 ha suurused; mitmed sood on madal-soo ja siirdesoo vahelises üleminekustadiumis.



Joonis 13. Rohu-siirdesoodede levik Eestis.

Kirde-Eestis Alutagusel asuvad kõige olulisemad rohu-siirdesood Muraka, Valgesoo ja Agusalu soostikes. Nende pindala on väiksem kui Tartu- või Läänemaa soodel (suurim on Matkasoo 547 hektariga), kuid nende arv ja tihedus on märkimisväärsed. Puhatu soostiku rohu-siirdesood on osaliselt hävinud või kahjustunud põlevkivikarjääride, samuti elektrijaamadest pärit leeliselise õhusaaste tõttu (vt. ptk. 4.4), kuid osa on siiski heas seisundis. Täielikult degradeerunud ja osaliselt juba arumaataimestikuga on kaetud kahe elektrijaama vahel paiknev Kõrgesoo.

Edela-Eestis Soomaal leidub rohu-siirdesoid peamiselt Öördi ja Valgeraba soolaamade osana, samuti Kuresoo lääneosas. Öördi raba lääneosa puissoo osutub suuruselt kolmandaks rohu-siirdesoodiks Eestis (975 ha). Kesk-Eestis Alam-Pedja looduskaitsealal on rohu-siirdesood väiksemad, kuid neid on seal tihedalt, nad on suhteliselt heas seisus ning moodustavad osa ulatuslikumast soostikust.

Rohu-siirdesoid leidub rohkemal arvul ja tihedamalt veel Vahe-Eesti põhjaosas (Kõrvemaa, Kõnnumaa) ja äärmises Kagu-Eestis, kuid seal ei küüni nad suuruselt eelnimetatud piirkondade soode tasemeni. Seevastu Lääne-Eesti sisemaal, Põhja-Virumaal ning kohati Kesk- ja Ida-Eestis rohu-siirdesood puuduvad või nad on väga väikesed. Siirdesoodede arv ja pindala on tagasihoidlik ka Lääne-Eesti saarestikus.

Loodusdirektiivi elupaigatüüpide esindatus. Suurem osa meie rohu-siirdesoodest (1614 ala, 32 817 ha) vastab loodusdirektiivi elupaigatüübile 7140 – siirde- ja õõtsiksood. 123 puissood (1481 ha) kvalifitseeriti elupaigatüüpi 91D0 – siirdesoo- ja rabametsad. Kaheksa rannikupiirkonna rohu-siirdesood (13 ha) määratleti elupaigatüübina 2190 – niisked luitenõod, mõned alad ka elupaigatüübina 7150 – nokkheinakooslused (*Rhynchosporion*) turvastunud nõgudes või elupaigatüübina 7120 – rikutud, kuid taastumisvõimelised rabad. 22 kuivendatud siirdesood ei vastanud loodusdirektiivi ühegi elupaigatüübi kriteeriumidele.

Looduskaitseline seisund ja väljavaated. Rohu-siirdesoodede seisundi hindamise alusel on 379 ala (13 529 ha) säilinud ülihästi (A), 911 ala (15 577 ha) hästi (B), 428 ala (5068 ha) keskmiselt või kesiselt (C), 23 ala (150 ha) on degradeerunud (D) ja 37 ala (388 ha) seisund on määratlemata. Seega on 84% inventeeritud rohu-siirdesoodede seisund ülihea või hea.

Laasimeri (1965) andmetel oli lage-siirdesoodede pindala 1950. aastatel 76 200 ha, puis-siirdesood koos siirdesoometsadega katsid aga 151 800 ha. Isegi viimaseid arvesse võtmata ja pidades silmas tööka, et kindlasti oli ka osa õõtsik-siirdesoodest arvatud lage-siirdesoodede kogupindala sisse, on selge, et rohu-siirdesoodede pindala on vähenenud enam kui kahekordselt. Selle peamiseks põhjuseks ei ole mitte turba kaevandamine (nagu rabade puhul), vaid lage-siirdesoodede metsastumine või metsastamine männi ja kasega. Seega on suur osa rohu-siirdesoodest transformeerunud siirdesoometsadeks (1.4.2.1) või kõdusoometsadeks (1.5.1). Osaliselt on see põhjustatud Põhja-Euroopa kliima mõningasest soojenemisest, kuid enamasti siiski kas otsesest või naabruses toimunud kuivendamisest. Maaparanduse hiilgeajad jäid 1950.–1980. aastatesse ja vaid mõned piirkonnad (Emajõe Suursoo, Agusalu, Läänemaa Suursoo lääneosa) pääsesid kuivendustöödest kas täielikult või vähemalt suuresti. Enamik mujal paiknevatest rohu-siirdesoodest on mõjutatud kas piirdekraavidest, naabruses asuvatest kuivendussüsteemidest või suisa sood läbivast kraavist. Seetõttu on siirdesoodede kunagised äärealad teisenenud siirdesoo-puistuteks ning piir lage-/puissoo ja soometsa vahel nihkub järjekindlalt soo keskosa poole. Niisiis jätkub rohu-siirdesoodede arvu ja pindala vähenemine tõenäoliselt ka tulevikus.

Rohu-siirdesoodede **üldine hinnang** osutus järgmiseks: ülikõrge väärtusega (A) on 83 ala (10 256 ha), kõrge väärtusega (B) 633 ala (17 921 ha), olulise väärtusega (C) 801 ala (5394 ha) ning madala või puuduva väärtusega (D) 261 ala (1142 ha). Seega on suurem osa säilinud rohu-siirdesoodest kõrge looduskaitse väärtusega.

Kaitstus. 1778 rohu-siirdesoodest on 957 kas tervikuna või osaliselt kaitse all. Pindalaliselt on rohu-siirdesoodest kaitse all 28 683 ha ehk 83% nende kogupindalast.

Ülikõrge üldhinnangu (A) on praegu kaitse all olevatest rohu-siirdesoodest saanud 78 ala (9929 ha), kõrge hinnangu (B) 533 ala (16 105 ha), olulise (C) 321 ala (2486 ha) ja madala või puuduva väärtusega (D) on 25 ala (163 ha). Niisiis on valdav osa (91%) kaitsealustest rohu-siirdesoodest kõrge kaitseväärtusega.

Täielikult või osaliselt väljaspool kaitsealasid asub 164 ülikõrge või kõrge looduskaitse väärtusega rohu-siirdesood (2143 ha). Neist kuue pindala on üle 100 ha, viiel järgmisel 80–100 ha, ülejäänute suurus on alla 60 ha. Põhiosa neist aladest esindavad liidendusi olemasolevatele kaitsealadele (nt Emajõe Suursoo, Läänemaa Suursoo, Valgesoo, Kõrvemaa) või siis moodustavad komplekse teiste väärtuslike soodega (nt Kõrsa Pärnumaal, Virunurme Alutagusel). Eraldi paiknevatest rohu-siirdesoodest on soovitatav kaitse alla võtta vaid mõned üksikud. Enamik neist asub kuivendamata või vähese kuivendusega Alutaguse piirkonnas või siis Kagu-Eesti äärealal.

7.1.2.2. Õõtsik-siirdesood (elupaigatüüp 3.1.2.2)

Õõtsik-siirdesood on kujunenud õõtsik-madalsoodest viimaste õõtsiku paksenedes ja turvastudes. Tavalisemad on need kooslused kinnikasvavate järvede ümbruses või juba kinnikasvanud järvede kohal, samuti kunagiste soosaarte asemel rabalaamade vahel, kuhu valguvad rabaveed, ning soo-ojade ääres. Iseloomulik on samblarindes turbasammalde rohkus, tihti moodustavad nad lausalise katte; sagedased on ka soovildik (*Aulacomnium palustre*) ja harilik skorpionsammal (*Scorpidium scorpioides*). Rohurindes lisanduvad õõtsik-madalsoo tarnadele mudatarn (*Carex limosa*), rabakas (*Scheuchzeria palustris*), valge nokkhein (*Rhynchospora alba*), pikalehine huulhein (*Drosera anglica*), aga ka puhmastaimed harilik küüvits (*Andromeda polifolia*) või hanevits (*Chamaedaphne calyculata*) (Ida-Eestis).

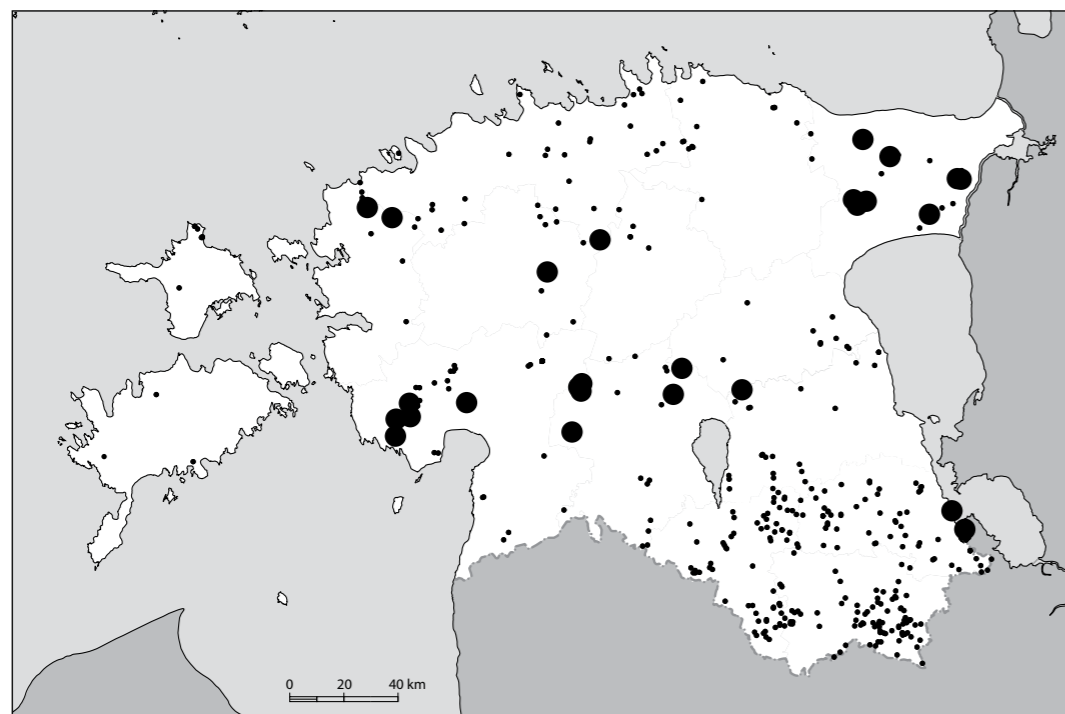
Arv ja pindala. Õõtsik-siirdesoid tuvastati 406 alal üldpindalaga 4628 ha. Nendest aladest on 312 (2330 ha) kaetud üksnes selle tüübi soodega, ülejäänutel on esindatud ka muud tüüpi kasvukohad – peamiselt rohu-siirdesood ja õõtsik-madalsood. Õõtsik-siirdesoid leidub lisaks veel 165-l muud tüüpi kasvukohtade ääres.

Õõtsik-siirdesoode üldpindala Eestis võib hinnata 5000 hektarile. See on tunduvalt suurem kui Ilometsa jt (1995) hinnang, mille kohaselt mõlemat tüüpi õõtsiksoid kokku on vaid 1300 ha.

Levik. Õõtsik-siirdesood on levinud ebaühtlaselt (joon 14) ning nad võib jagada kolmeks alatüübiks:

- 1) suured õõtsiksoid rabamassiivide ääres ja/või soo-ojade ääres. Need õõtsiksoid on kujunenud endiste mineraalmaa soostumise tagajärjel. Selle alatüübi soid esineb peamiselt Alutagusel ja Vahe-Eestis, kus nad on seotud suurte soostikega (Puhatu, Muraka, Vonka Pususoo, Keava, Soosaare, Laeva Peenarsoo, Kuresoo, Öõrdi ja Nigula). Mujal on selle alatüübi õõtsik-siirdesood esindatud harva (nt Läänemaa Suursoo ja Männiku soo Loode-Eestis, Värsk Kuresoo ja Määsovitsa soo Kagu-Eestis);
- 2) väiksemad õõtsiksoid järvede kallastel, mis on arenenud veekogu kinnikasvamisel tekkinud õõtsik-madalsoodest. Need sood paiknevad enamasti Kagu-Eestis, aga ka Harjumaal;
- 3) sekundaarsed õõtsiksoid, mis on kujunenud veerežiimi muutmise tagajärjel – näiteks vanades tükkturba kaevandamise karjäärides, aga ka mõnedel mahajäetud freesturbaväljadel jne. Need alad on madala või puuduva looduskaitse väärtusega.

Õõtsik-siirdesoid ei leidu suurtel aladel Lääne-, Kesk- ja Kirde-Eestis ning saartel.



JONIS 14. Õõtsik-siirdesoode levik Eestis. Suuremate sümbolitega on tähistatud sood pindalaga üle 50 ha.

Õõtsik-siirdesood pindala on väga varieeruv. Esimesse alatüüpi kuuluvate soode pindala on enamasti suurem kui 100 ha, harvemini 10–100 ha; suurim neist on Vonka Pususoo Harjumaal (268 ha). Teise alatüübi sood, vastupidi, on tavaliselt väiksemad kui 10 ha (pooled isegi väiksemad kui 1 ha) ning harva vahemikus 10–100 ha. Vaid kahe selle alatüübi soo pindala on 100 hektarist suurem – Parika järve ääres (167 ha) ja Ermistu järve ääres (112 ha). Väikesed on enamasti ka kolmanda alatüübi sood, mis vaid üksikjuhtudel küünivad kümnetesse hektaritesse (nt Hiessoos ja Kalina soos Ida-Virumaal).

Loodusdirektiivi elupaigatüüpide esindatus. Suurem osa õõtsik-siirdesoodest (396 ala, 4584 ha) vastab loodusdirektiivi elupaigatüübile 7140 (siirde- ja õõtsiksoid). Vaid üksikud alad kvalifitseeriti

teistesse elupaigatüüpidesse (7150, 7210, 91D0), seitse sekundaarset õõtsiksoid ei vastanud ühegi elupaigatüübi kriteeriumidele.

Looduskaitsealine seisund ja väljavaated. Õõtsik-siirdesood seisundi hindamise alusel on 151 ala (3308 ha) säilinud ülihästi (A), 180 ala (922 ha) hästi (B), 54 ala (353 ha) keskmiselt või kesiselt (C), 9 ala (9 ha) on degradeerunud (D) ja 12 ala (36 ha) seisund on määratlemata. Seega on 91% inventeeritud õõtsik-siirdesood seisund ülihea või hea.

Laasimeri (1965) andmetel oli õõtsiksoid kogupindala 1950. aastatel 1300 ha. Praeguse inventeerimise alusel ületab üksnes õõtsik-siirdesood pindala seda hinnangut neljakordselt. See vastuolu on vähemalt osaliselt seletatav asjaoluga, et siirdesood (segatoiteliste soode) täpsem määratlemine algas alles 1940.–1950. aastatel. Seetõttu kvalifitseeriti siirdesood umbes 40% Eesti territooriumist, kus kaardistamine lõppes enne II maailmasõda, muude sootüüpidega. On üsna ilmne, et L.–M. Laasimer käsitles esimese alatüübi õõtsik-siirdesoid rohu-siirdesood kooslusterühmas, osaliselt ka älverabade hulgas (Laasimer, 1965: 201). Osa teise alatüübi õõtsik-siirdesoid võis olla rühmitatud lammisood hulk, mille pindala on tema hinnangu alusel üllatavalt suur (vt 7.1.1.4). Siiski toonitab Laasimer üheselt järve- ja jõelammide geomorfoloogilisi ja tulvade erinevusi.

Samas on õõtsik-siirdesood pindala kindlasti suurenenud järvede ja laugaste kinnikasvamise tulemusena, eriti kui need veekogud on mõjutatud lämmastikusaaste või kuivenduse poolt. Eeskätt paljud teise alatüübi õõtsik-siirdesood on laienenud või suisa tekkinud järvede veetaseme alandamise tagajärjel – nt Parika, Ermistu, Tõhela, Hindaste, Limu ja paljude väiksemate järvede ääres.

Ehkki veekogude saastamine põllumajanduse poolt on viimastel aastakümnetel oluliselt vähenenud ja järvede veetaseme on pigem tõstetud kui alandatud, on ilmne, et varasem inimtegevus on paljudes soo-ökosüsteemides, sh õõtsik-siirdesoodes põhjustanud pöördumatuid muutusi. Niisiis jätkub nii primaarne kui ka sekundaarne õõtsik-siirdesood suksessioon rabakoosluste suunas ning õõtsik-siirdesood arvu ja pindala edaspidinegi suurenemine on üsna tõenäoline.

Õõtsik-siirdesood üldine hinnang osutus järgmiseks: ülikõrge väärtusega (A) on 47 ala (2946 ha), kõrge väärtusega (B) 191 ala (1163 ha), olulise väärtusega (C) 137 ala (310 ha) ning madala või puuduva väärtusega (D) 31 ala (209 ha). Seega on üldine hinnang 89%-le õõtsik-siirdesoodest kõrge või ülikõrge.

Kaitstus. 406 õõtsik-siirdesood jääb 215 kas täielikult või osaliselt kaitstavatele aladele. Pindalaliselt on õõtsik-siirdesoodest kaitse all 3727 ha ehk 81% nende kogupindalast.

Ülikõrge kaitseväärtusega (A) on praegu kaitse all olevatest õõtsik-siirdesoodest 43 ala (2867 ha), kõrge kaitseväärtusega (B) 140 ala (830 ha), olulise kaitseväärtusega (C) 29 ala (23 ha) ning madala või puuduva kaitseväärtusega (D) 3 ala (7 ha). Niisiis on valdav osa (99%) kaitsealustest õõtsik-siirdesoodest kõrge kaitseväärtusega, sh kõik esimese alatüübi suuremad sood.

Väljaspool kaitsealasid asub 63 ülikõrge või kõrge looduskaitse väärtusega õõtsik-siirdesood (413 ha). Suurem osa neist paikneb Kagu-Eestis, vähemal määral ka Põhja-Eesti keskosas, üksikud mujal. Osal neist soodest on üksnes piirkondlik tähtsus, kuid mõned – nt Värsk Kuresoo ja Määsovitsa soo koos teiste ümbruskonna soodega, Anija õõtsiksoo lõunaosa Harjumaal jt – omavad kindlasti tähtsust kogu Eesti ulatuses. Enamiku õõtsik-siirdesood kaitsevajaduse määratlemisel tuleb arvestada piirnevate koosluste looduskaitseväärtust ning see eeldab täpsemat analüüsi.

7.1.3. Rabad

7.1.3.1 Nõmmrabad (kasvukohatüüp 3.2.1.1)

Nõmmrabad paiknevad tasasel või nõgusal reljeefil luidete vahel looderannikul ja Lääne-Eesti saartel (eriti Hiiumaal), aga ka liivaste rannavallide vahel Eesti sisemaal. Seda tüüpi rabad on tekkinud pärast seda, kui kerge lõimisega mulla sisseuhtehorisondis on geokeemiliste protsesside tulemusena moodustunud vettpidav nõrgkivikiht (*ortstein*). Nõmmrabad ei ole kunagi läbinud madal soo arenguastet (Valk, 1988b); nende siirdesoo- või rabamullad on kujunenud mineraalmaal asuvate küllastumata turvastunud glei- või turvastunud leedemuldade soostumise tulemusena (Kõlli, 2012).

Nõmmrabade puurinne koosneb kidurakasvulistest mändidest. Põõsarinne on hõre, selles kasvavad üksikult tuhkur paju (*Salix cinerea*) ja/või kõrvpaju (*S. aurita*). Hästi arenenud puhma-rohurindes valdavad puhmastaimed kanarbik (*Calluna vulgaris*), sinikas (*Vaccinium uliginosum*), sookail (*Ledum palustre*) jt., lisaks nendele on sagedasemad ahtalehine põdrakanep (*Epilobium angustifolium*), luht-kastevars (*Deschampsia cespitosa*), keratarn (*Carex globularis*). Samblarindes valitsevad turbasamblad.

Arv ja pindala. Nõmmrabasid tuvastati 88 alal üldpindalaga 1116 ha. Nendest aladest on 71 (736 ha) kaetud üksnes selle tüüpi soodega, ülejäänud aladel on esindatud ka muud tüüpi kasvukohad – peamiselt lage- ja puisrabad või rabametsad. Nõmmrabakooslusi leidub lisaks veel 25 muud tüüpi kasvukohtadega aladel.

Nõmmrabade tegelik pindala võib olla esitatud hinnangust mõnevõrra suurem, sest näib, et mõned inventeerijad ei osanud nõmmrabasid ära tunda ja kvalifitseerisid need mättarabadeks (kasvukohatüüp 3.2.2.1). Üsna usutavalt on lagedate ja puis-nõmmrabade kogupindala üle 1200 ha, mis langeb päris hästi kokku Ilometsa jt (1995) hinnanguga, mille kohaselt lagedate ja metsastunud nõmmrabade üldpindala on 1500 ha (tabel 5).

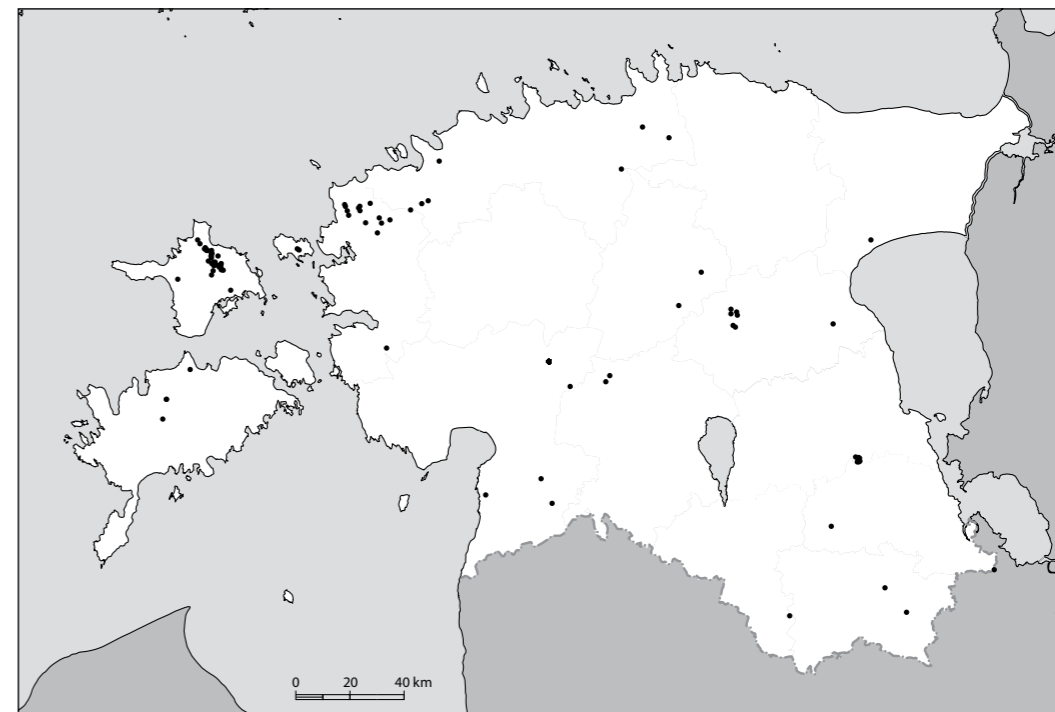
Levik. Nõmmrabad paiknevad Eestis ebaühtlaselt (joon 15) – 68% neist (53 ala, 763 ha) asub kas Hiiumaal või Loode-Eestis. Saaremaal on nõmmrabasid üllatavalt vähe. Mõned seda tüüpi rabad asuvad Kesk-Eestis Tori ja Jõgeva vahel, üksikud ka siin-seal mujal. Ulatuslikel aladel Lääne-, Lõuna- ja Kirde-Eestis nõmmrabasid ei leidu.

Lage- ja puisrabadega võrreldes on nõmmrabad väikesed või väga väikesed. Ainult kahe nõmmraba (Klooga Harjumaal ja Sakkasoo Hiiumaal) pindala on suurem kui 100 ha, suuruselt nelja järgmise pindala jääb 60 ja 90 ha vahele ning järgmise 18 oma 10 ja 50 ha vahele.

Loodusdirektiivi elupaigatüüpide esindatus. Suurem osa nõmmrabadest (53 ala, 739 ha) vastab loodusdirektiivi elupaigatüübile 7110 – looduslikus seisundis rabad ja 34 ala (376 ha) elupaigatüübile 91D0 – siirdesoo- ja rabametsad.

Looduskaitseline seisund ja väljavaated. Nõmmrabade seisundi hindamise alusel on 17 ala (302 ha) säilinud ülihästi (A), 60 ala (789 ha) hästi (B), 9 ala (22 ha) keskmiselt või kesiselt (C), 1 ala (1 ha) on degradeerunud (D) ja 1 ala (2 ha) seisund on määratlemata. Võib eeldada, et tihedama puurindega ja seega väiksema seisundiväärtusega nõmmrabad on vähemalt osaliselt kvalifitseeritud kasvukohatüüpi 1.4.3.1 (rabametsad).

Eesti suurim – Klooga nõmmraba (124 ha) on püsinud lagedana tänu aeg-ajalt toimunud põlengutele endisel N. Liidu armee laskepolügonil, mille piiresse ala jääb. Kuna E.V. kaitseväge harjutusvälja tingimustes on põlengutest suudetud peaaegu hoiduda, on kooslus kiiresti kattunud noorte mändide ja kaskedega ning selle looduskaitseline seisund (eelkõige koosluse struktuuri väärtus) on kahanemas.



JOONIS 15. Nõmmrabade levik Eestis.

Laasimeri (1965) andmetel katsid lage- ja puis-nõmmrabad 1950. aastatel 3000 ha. Seega on vahepeal kuni 1800 ha nõmmrabasid inimtegevusega hävitatud või on nendes toimunud kiired suksessioonilised muutused. Kuna selle kasvukohatüübi alad suurema majandushuvi objektiks ei ole (turbalasund on õhuke, taimestiku poolest ei sobi alad ka karjatamiseks), võib eeldada, et valdav osa “kadunud” nõmmrabadest on kattunud tiheda puurindega ja vastavad tänapäeval rabametsa kasvukohatüübile. Madala produktiivsuse tõttu on nõmmrabasid otseselt metsastatud vaid erandkorras, sealne puurinne on tihenend kas otsese või naaberladel toimunud kuivenduse tagajärjel. Selline mõju jätkub tõenäoliselt ka tulevikus ja seega võib prognoosida nõmmrabade pindala edasist vähenemist.

Nõmmrabade **üldine hinnang** osutus järgmiseks: ülikõrge väärtusega (A) on 3 ala (251 ha), kõrge väärtusega (B) 27 ala (413 ha), olulise väärtusega (C) 52 ala (375 ha) ning madala või puuduva väärtusega (D) 6 ala (78 ha). Seega on looduskaitseline üldhinnang siiani säilinud nõmmrabadele suhteliselt kõrge.

Kaitstus. 88 nõmmrabast on 32 kas tervikuna või osaliselt kaitse all. Pindalaliselt on kaitsealuseid nõmmrabasid 541 ha ehk 48% nende kogupindalast.

Ülikõrge looduskaitseline üldhinnanguga (A) on kaitsealustest nõmmrabadest 2 ala (127 ha), kõrge hinnanguga (B) 20 ala (390 ha), olulisega (C) 9 ala (24 ha) ning madala või puuduvaga (D) 1 ala (0,3 ha). Niisiis on valdava osa (96%) kaitsealuste nõmmrabade looduskaitseväärtus kõrge või ülikõrge.

Tervikuna või osaliselt väljaspool kaitsealasid asub 9 ülikõrge või kõrge looduskaitseline väärtusega nõmmraba (146 ha). Mainitud Klooga nõmmraba (124 ha) tuleks liita kaitsealade võrgustikuga; selle eeldatav kaitsekord ei ole vastuolus ka kaitseministeeriumi vajaduste ja huvidega. Põhjaka nõmmraba Suure-Jaani vallas (6 ha) on arvatud Natura 2000 varinimekirja koos piirneva lageraba ja soometsadega. Hiiumaal asuvad kaitse alla võtmata nõmmrabad sama tüüpi kaitsealuste koosluste naabruses ja pälvivad seega ehk vähem tähelepanu.

7.1.3.2 Lage- ja puisrabad (tüübirühm 3.2.2)

Rabad (kõrgsood) on soode arengu lõppjärguks; nendes on turbalasund kasvanud nii paksuks, et selle pind on ümbritsevast maastikust kõrgem. Seetõttu taimed põhjaveest enam toitaineid ei saa ja peavad piirduma sademevee poolt tolmu näol toodavate toitainetega. Mullaks on sügavad oligotroofsest sfagnumiturbast happelised rabamullad.

Eesti rabad jaotatakse nn lääne- ja idatüübiks (Thomson, 1924; Masing, 1984). Läänetyüpi rabade nõlv on järsk, keskosa aga suhteliselt tasane, ebaregulaarse soo-osiste jaotusmustriga. Idatüüpi rabad on kumerad, lauge nõlvaga; iseloomulik on soo mikroreljeefivormide kontsentriiline paiknemine. Taimedest on idatüüpi rabade tunnusliigiks hanevits (*Chamaedaphne calyculata*), mis ei kasva läänepoolsetes rabades. Raba-jänesvill (*Trichophorum caespitosum*) ja vahelmine huulhein (*Drosera intermedia*) kasvavad see-eest valdavalt läänetyüpi rabades ning vaid väga harva maa idaosas. Teatud erinevusi on ka samblakattes: pruun turbasammal (*Sphagnum fuscum*) on iseloomulik idatüüpi rabadele, läänetyüpi rabades valdavad aga punane turbasammal (*S. rubellum*), kattuvlehine turbasammal (*S. imbricatum*) ja lillakas turbasammal (*S. magellanicum*).

Tüüpilised taimekooslused: kanarbiku–samblike kooslus (*Calluno–Cladinetum*), pruuni turbasambla–kanarbiku kooslus (*Calluno–Sphagnetum fuscum*), pruuni turbasambla–tupp-villpea kooslus (*Eriophoro–Sphagnetum fuscum*), pruuni turbasambla–alpi jänesvilla kooslus (*Trichophoro–Sphagnetum fuscum*), lillaka turbasambla–kanarbiku kooslus (*Calluno–Sphagnetum magellanicum*), pudeva turbasambla–nokkheina kooslus (*Rhynchosporo–Sphagnetum cuspidatum*), pudeva turbasambla–rabaka kooslus (*Scheuchzerio–Sphagnetum cuspidatum*) (Paal, 1997).

Arv ja pindala. Lage- ja puisrabasid esindavad 1447 ala üldpindalaga 144 619 ha. Nendest aladest on 1199 (131 867 ha) kaetud üksnes selle tüübi soodega, ülejäänud aladel leidub ka muud tüüpi kasvukohti – rabametsatukkasid, servamäresid jm. Lage- ja puisrabasid esineb lisaks veel 738 muud tüüpi kasvukohtades vähemuselu paigana.

Lage- ja puisrabade pindala Eestis on seega kuni 150 000 ha, mis on märksa väiksem Ilometsa jt (1995) poolt esitatud hinnangust – 185 000 ha (tabel 5, read 2.2.1 ja 2.2.2).

Levik. Lage- ja puisrabasid leidub Eestis kõikjal, kuid ebaühtlaselt. Suuremad ja olulisemad rabad (joon 16) paiknevad Vahe-Eestis Edela-Eesti suurte rabade valdkonnas, Kesk-Eesti väikeste rabade valdkonnas ja Põhja-Eesti suurte mosaiiksoode valdkonnas ning Ida-Eestis Kesk- ja Ida-Eesti suurte soode valdkonnas (Allikvee & Ilomets, 1995a; vt joon 4).

Sageli arvatakse, et Eesti suuremate rabade pindala küünib 8000 või isegi 10 000 hektarini. Tegelikult käivad need arvud soostike kohta, viimased hõlmavad ka rabadevahelisi siirdesoid, (soo)metsi, veekogusid jm kasvukohatüüpe. Suurimad rabad s.str. on Pärnumaal – Võlla raba (5597 ha), Kuresoo lääne- ja keskosa (5010 ha), Kõima raba (3701 ha) ja Kikerpera raba (3348 ha). Tegelikult on kõik needki alad mitmest laamast koosnevad liitlaamad. Ülejäänud rabade pindala nii Pärnumaal kui mujal on alla 3000 ha. Edela-Eestis asuvad veel rahvusvaheliselt hästi tuntud Nigula raba (1777 ha), ornitoloogiliselt väärtuslikud Lihula (2387 ha), Laisma (2186 ha), Nätsi (2174 ha) ja Kõrsa (1429 ha) raba jt.

Teiseks suurte rabade piirkonnaks on Alutaguse, ent seal on rabalaamad üksteisest eraldatud siirdesoodede võrgustikuga ning seetõttu ei ole üksiklaamade pindala Pärnumaa rabade omaga võrreldav. Alutaguse tuntumad ja suuremad rabad resp. soostikud on Muraka, Puhatu ja Sirtsu.

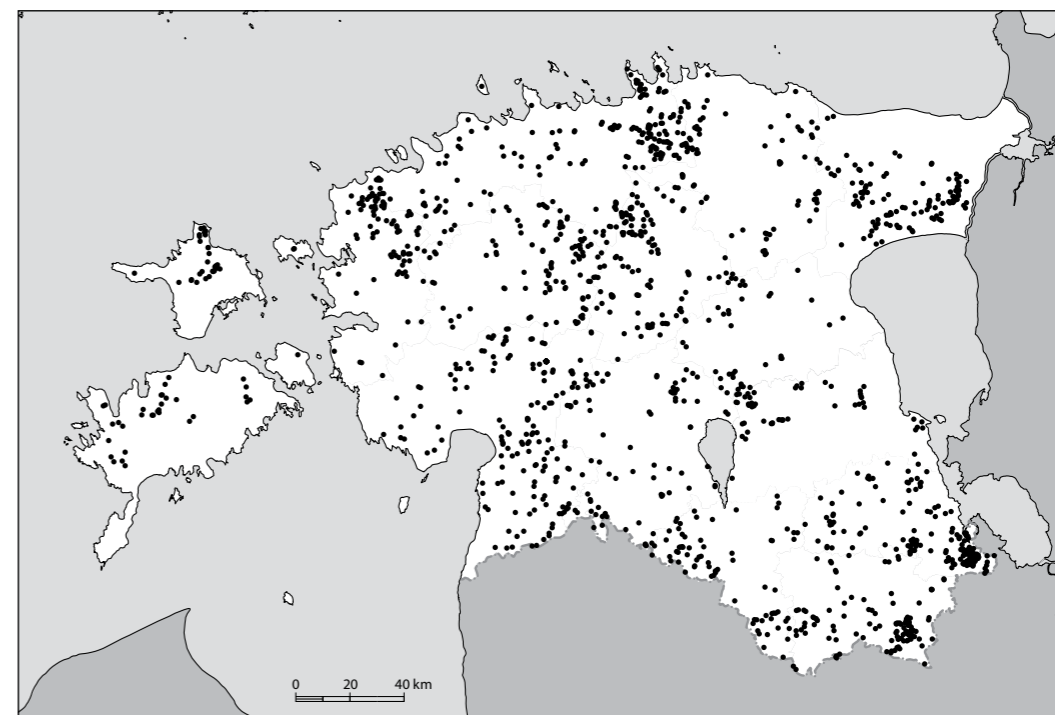
Suuri ja keskmisi rabasid on küllalt arvukalt Vahe-Eesti põhjaosas. Rabad on tüüpilised nii Lahemaale (Laukasoo, Hara ja Abla raba), Kõrvemaale (Kõnnu Suursoo, Koitjärve, Kakerdaja, Roosna-Alliku raba) kui ka Kõnnumaale (Loosalu, Keava, Taarikõnnu ja Mõrdama raba).

Küllaltki suured rabad asuvad Loode-Eestis. Marimetsa ja Ömma (Tõlva) soostikud koosnevad peamiselt rabadest, sellal kui Leidissoos ja Läänemaa Suursoos on rabad vähemuselu paigaks.



JOONIS 16. Suurte rabade levik Eestis.

Kesk-Eesti mõnes paikkonnas pole rabasid üldse, teisel leidub väikerabasid (joon 17). Suuremad rabad on seal koondunud Endla ja Alam-Pedja soostikesse. Üsna sarnane olukord rabade esindatusega on ka Ida- ja Lõuna-Eestis, kus suuremaid rabasid esineb vaid Kagu-Eesti lavamaal (Määrästü, Meenikunnu ja Tedremäe soostikud), Läti piiri ääres (Luhasoo) ja Kagu-Mulgimaal (Rubina, Lagesoo). Lääne-Eesti saartel on suuremaid rabasid vaid Saaremaal (Koigi, Pelisoo) ja Hiiumaal (Pihla, Määvli).



JOONIS 17. Väikeste rabade levik Eestis.

Rabade alatüübid. Käesoleva inventuuri ülesandeks ei olnud kõigi erinevate rabatüüpide (vt. ptk. 3.1.1) täpse pindala arvutamine. Kokkuvõtlikult võime siiski osutada, et älverabad valdavad 161 alal (32 178 ha) ja laukarabad 70 alal (25 874 ha), ülejäänud rabades leidub üksnes või peamiselt mätтарaba alatüüpi. Toodud arve ei tohi siiski võtta vastavate alatüüpide täpsete pindaladena, sest leidub kümneid rabalaamu, kus älve- või laukaraba küll valdab, kuid mätтарaba katab sadu või isegi tuhandeid hektareid. Teisalt võib hästi väljakujunenud älve- või laukaraba leida mitmeteski mätтарabades vähemusbiotoobina.

Loodusdirektiivi elupaigatüüpide esindatus. Suurem osa lage- ja puisrabadest (1107 ala, 133 536 ha) vastab loodusdirektiivi elupaigatüübile 7110 – looduslikus seisundis rabad ja vaid 185 ala (7447 ha) elupaigatüübile 7120 – rikutud, kuid taastumisvõimelised rabad. See on seletatav asjaoluga, et Eesti tingimustes kattuvad rikutud või degradeerunud rabad üsna kiiresti puudega ja kvalitseeruvad seega rabametsaks (elupaigatüüp 91D0) või ei vasta üldse loodusdirektiivi kriteeriumidele. Seetõttu võibki osa 137 rabaalast (3056 ha), mille loodusdirektiivi järgseks vasteks on loetud elupaigatüüpi 91D0 – siirdesoo- ja rabametsad, esindada just selliseid transformeerunud kooslusi; osade rabade puistumine ei pruugi aga toimuda otsese inimõju tulemusena. Suuremad ja esinduslikumad lausälvestikud (märed) valge nokkheina kooslusega (4 ala, 410 ha) on aga klassifitseeritud elupaigatüübiks 7150 – nokkheinakooslused (*Rhynchosporion*) turvastunud nõgudes.

Looduskaitseline seisund ja väljavaated. Laasimeri (1965) andmetel katsid lage- ja puisrabad 1950. aastatel 250 000 ha. Seega on viimase 60 aasta jooksul 100 000 ha rabasid hävitatud või siis on seal toimunud kiire allogeenne suksessioon. Umbes 30 000 ha endisi rabasid asub tööpoolest kas mahajäetud või töösolevate turbakaevanduste all (Ramst & Orru, 2009). Varem toimus paljudes rabades tükkturba kaevandamine ning need rabaosad on praeguseks sageli kattunud kõdusoometsaga vms sekundaarse kooslusega. Tükkturba kaevandamise kõrgaeg oli siiski enne II maailmasõda, s.t enne võrdlusandmetes käsitletavat aega. Paljude varasemate lage- ja puisrabade teisenemine rabametsadeks kuivenduse vahetu ja naabrusõju tõttu on ilmne, kuid on küsitav, et üksnes tükkturba kaevandamine ja maaparandus suutnuksid põhjustada vaid poole sajandi jooksul raba kasvukohatüübi kogupindala vähenemise 70 000 hektari võrra. Näib siiski, et osa L.-M. Laasimeri poolt rabadena käsitletud alasid olid praeguses mõistes tegelikult rabametsad ja/või muud sootüübid (eriti siirdesood, vt. ka ptk. 7.1.2.2). Ent kokku ~50 000 ha rabade hävimine kõigi mainitud inimõjude tõttu on vaieldamatu.

Lage- ja puisrabade seisundi hindamise alusel on 361 ala (78 841 ha) säilinud ülihästi (A), 662 ala (45 697 ha) hästi (B), 372 ala (18 619 ha) keskmiselt või kesiselt (C), 26 ala (576 ha) on degradeerunud (D) ja veel 26 ala (886 ha) seisund on määratlemata. Seega on 86% säilinud lage- ja puisrabade seisund ülihea või hea. Siiski kvalifitseeriti 37 ala (861 ha) kui kuivendatud rabad, mis vaevu vastavad kasvukohatüübi määratlusele ja mis lähitulevikus transformeeruvad kuivenduse intensiivsusest sõltuvalt kõdusoometsaks või rabametsaks (või peaaegu juba ongi seda). Samasugune muutus on oodatav paljude suuremate ja keskmise suurusega rabade servaalade puhul, kus puurinne levib järjekindlalt raba keskosa poole ning lage-/puisraba kasvukohatüübi pindala väheneb. Niisiis toimub enamikus Eesti lage- ja puisrabades tasapisi nende metsastumine (Leivits & Leivits, 2009). Selle põhjuseks on kliimamuutuse, kuivenduse, põlengute, suureneva lämmastikusaaste jm koondmõju, mida on täheldatud teisteski maades (Linderholm *et al.*, 2002; Gunnarsson *et al.*, 2002; Pellerin & Lavoie, 2003). Seega võib eeldada, et lage- ja puisrabade arv ning pindala tulevikus väheneb, samal ajal aga rabametsade (kasvukohatüüp 1.4.3.1) pindala suureneb.

Kirde-Eestis on mitmed rabad (Mahu Murakasoo, Kõrgesoo, Puhatu soostiku osad jt) elektriamaadest ja/või tsemenditehasest pärit leeliselise õhusaaste tõttu tugevasti või täielikult degradeerunud ning ainult väikeses osas säilinud rabana *s.str.* Ehkki viimasel aastakümnel on tänu efektiivsematele õhufiltritele jm puhastusseadmetele sellise saaste hulk oluliselt vähenenud, taastuvad rikutud sood väga aeglaselt ja mõnel juhul on kahtlane, kas nad on üldse võimelised rabadeks taastuma (Karofeld, 1995, 1996; Karofeld *et al.*, 2007, 2008; Paal *et al.*, 2010).

Lage- ja puisrabade **üldine hinnang** osutus järgmiseks: ülikõrge väärtusega (A) on 88 ala (49 895 ha), kõrge väärtusega (B) 514 ala (67 303 ha), olulise väärtusega (C) 617 ala (21 520 ha) ning madala või puuduva väärtusega (D) 228 ala (5900 ha). Seega on enamiku säilinud lage- ja puisrabade üldine hinnang kõrge või ülikõrge.

Kaitstus. 1447 lage- ja puisrabast on 809 kas tervikuna või osaliselt kaitse all. Pindaliselt jääb lage- ja puisrabadest kaitstavatele aladele 112 420 ha ehk 78% nende kogupindalast.

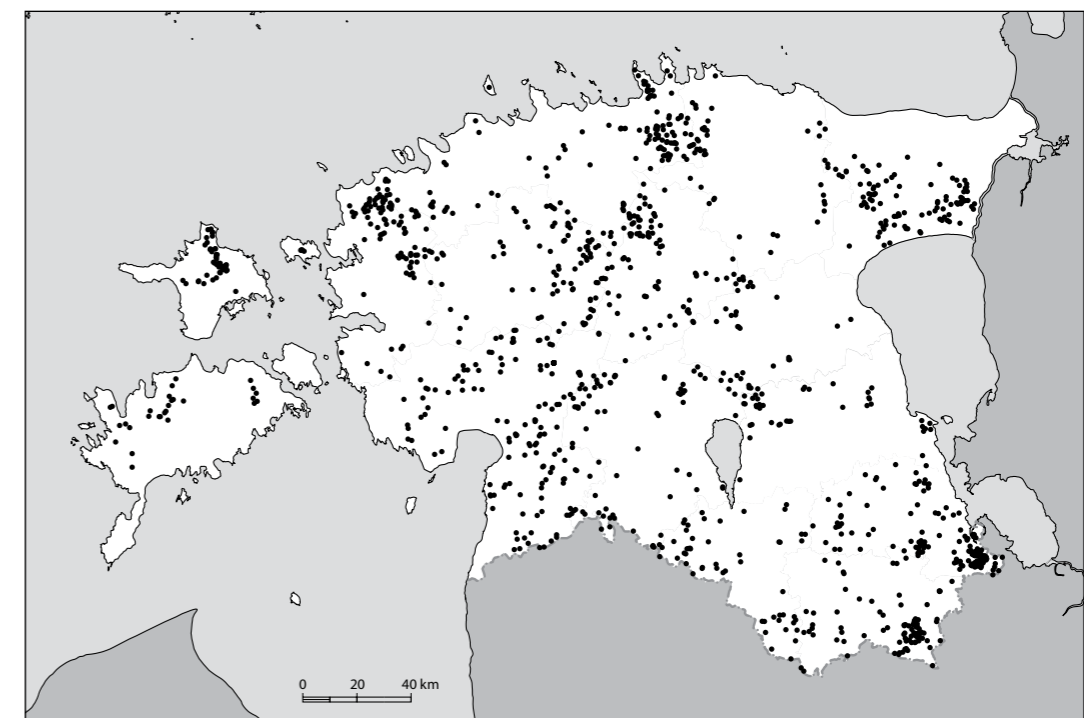
Üldhinnangu järgi on kaitsealustest lage- ja puisrabadest ülikõrge kaitseväärtusega (A) 85 ala (48 209 ha), kõrge kaitseväärtusega (B) 423 ala (57 942 ha), olulise kaitseväärtusega (C) 271 ala (5894 ha) ning madala või puuduva kaitseväärtusega (D) 30 ala (375 ha). Niisiis on suurem osa (94%) kaitsealustest lage- ja puisrabadest kõrge või ülikõrge kaitseväärtusega.

Väljaspool kaitsealasid asub täielikult või osaliselt 135 ülikõrge või kõrge looduskaitse väärtusega lage- ja puisraba (11 047 ha). Mainitud Kõrsa raba Pärnumaal (1429 ha) ja Harjumaal asuva Larvi raba põhjaosa (22 ha) tuleks võimalikult kiiresti liita kaitsealade võrgustikuga. Kaitse alla võtmist vajavad ka mitmed väiksemad rabad Pärnumaal, Kesk-Eestis (nt Jalametsa raba, 197 ha), Kagu-Eestis ja mujalgi. Mitmel juhul on raba keskosa küll kaitse all, aga selle ääreesosad mitte. On ka juhtumeid, kus raba on juba arvatud Natura 2000 võrgustikku, kuid selle siseriiklikud kaitsemeetmed on juriidiliselt sätestamata (nt Selisoo Virumaal, Peräjärve soo Emajõe Suursoo soostikus jne.). Seetõttu on täiendavalt kaitse alla võtmist vajavate rabade arv tegelikult märksa väiksem kui osutatud 135.

7.2. Natura 2000 võrgustiku soelupaikade seisund

7.2.1 Looduslikus seisundis rabad (elupaigatüüp 7110)

Eestis on 1162 raba üldpindalaga 134 363 ha, mis vastavad loodusdirektiivi elupaigatüübi 7110 (looduslikus seisundis rabad) kriteeriumidele (joon 18). Lisaks nendele leidub looduslikus seisundis rabasid veel 103 alal, kus valdavad muud tüüpi elupaigad.



JOONIS 18. Looduslikus seisundis rabade levik Eestis.

Esitatud hinnang peaks olema ammendav, sest kõik selle elupaigatüübi alad on sood ja olid seetõttu hõlmatud inventeeritavasse valimisse. Tegelikult võib looduslikus seisundis rabade kogupindala olla isegi veidi väiksem, sest kui suurem osa mingist soomassiivist klassifitseerus elupaigatüübiks 7110 ja väiksem osa näiteks elupaigatüübiks 7120 (rikutud, kuid taastumisvõimelised rabad), käsitleti andmetöötluses kogu ala kuuluvana elupaigatüüpi 7110.

Keskkonnaministeeriumi poolt loodusdirektiivi artikli 17 kohaselt Euroopa Komisjonile esitatud Natura 2000 elupaikade hindamisaruande põhjal on looduslikus seisundis rabade üldpindala Eestis 158 000 ha⁷⁰. Inventuuri tulemused näitavad, et ent nendest rabadest sugugi kõik ei vasta elupaigatüübi 7110 kriteeriumidele (vt 7.1.3). Viimase sajandi jooksul on nii looduslike olude muutumise tõttu, eelkõige aga kuivendamisest põhjustatud sekundaarse suksessiooni tagajärjel paljud rabakooslused metsastunud ja vastavad pigem elupaigatüübile 91D0 (siirdesoo- ja rabametsad). Seepärast tuleks pindalahinnagute ligi 25 000-hektariline vahe vähemalt osaliselt kanda rabametsade arvele.

99,3% (1107 ala, 133 536 ha) looduslikus seisundis rabasid vastavad Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioonis lage- ja puisrabade tüübirühmale (3.2.2), 53 ala (739 ha) nõmmraba kasvukohatüübile (3.2.1.1) ning vaid üksikud kuuluvad mõnda teise tüüpi.

Looduslikus seisundis rabade Natura 2000 alade standardse andmevormi järgne üldhinnang osutus ülikõrgeks (A) 88 alal (49 747 ha), kõrgeks (B) 511 alal (66 199 ha), oluliseks (C) 492 ha (17 348 ha), madalaks või puudevaks (D) 71 alal (1066 ha). Madala või puuduva üldhinnanguga alade suhteliselt väike osakaal seletub sellega, et kuivendusest mõjutatud rabad kattuvad peagi puurindega ja kvalifitseeruvad seega kas elupaigatüübiks 7120 või 91D0 või ei vasta üldse loodusdirektiivi poolt kehtestatud kriteeriumidele.

644 looduslikku raba 108 467 hektaril paikneb tervikuna või osaliselt Natura 2000 loodusalade piires. Selliste rabade üldhinnang on järgmine: ülikõrge väärtusega (A) on 84 ala (47 932 ha), kõrge väärtusega (B) 394 ala (56 906 ha), olulise väärtusega (C) 163 ala (3619 ha) ning madala või puuduva väärtusega (D) 3 ala (11 ha). Seega on suurema osa (97%) loodusalade piires asuvate looduslikus seisundis rabade looduskaitse väärtus kõrge.

Pindalaliselt 81% Eesti looduslikus seisundis rabadest paikneb Natura 2000 loodusaladel ning seega võib elupaigatüübi esindatust Natura-võrgustikus lugeda piisavaks. Siiski jääb 138 kõrge väärtusega looduslikus seisundis raba (11 109 ha) loodusaladest tervikuna või osaliselt välja ning neist vähemalt kaks – Kõrsa raba Pärnumaal (1429 ha) ja Larvi soo põhjaosa Harjumaal (22 ha) – tuleks kindlasti liita Natura 2000 loodusalade võrgustikuga.

7.2.2 Rikutud, kuid taastumisvõimelised rabad (elupaigatüüp 7120)

Eestis on 200 raba üldpindalaga 7989 ha, mis vastavad loodusdirektiivi elupaigatüübi 7120 (rikutud, kuid taastumisvõimelised rabad) kriteeriumidele (joon 19). Lisaks nendele leidub rikutud rabaosi vähemalt 74 looduslikus seisundis raba servaaladel, kuid statistikas ja andmetöötluses on need kirjas kui elupaigatüübi 7110 alade vähemuselupaigad. Sellest hoolimata peaks esitatud hinnang olema enam-vähem ammendav, sest kõik elupaigatüübi 7120 alad on kaetud sootaimkonna kooslustega ja olid seetõttu hõlmatud inventeeritavasse valimisse. Ehkki väga degradeerunud (taastumisvõimetud) rabad jäeti inventeeritavate alade hulgast ortofotode või muu täiendava informatsiooni põhjal juba eelvaliku käigus välja, pole siiski

70 Kättesaadav: [http://bd.eionet.europa.eu/article17/habitatsreport/?group=Ym9ncywgbWlyZXMGJiBmZW5z&country=EE® ion=\(15.04.2013\)](http://bd.eionet.europa.eu/article17/habitatsreport/?group=Ym9ncywgbWlyZXMGJiBmZW5z&country=EE® ion=(15.04.2013))

väljastatud, et neis võib olla säilinud väikesi alasid, mis samuti vastavad elupaigatüübi 7120 kriteeriumidele. Niisiis võib sellesse elupaigatüüpi kuuluvate rabade pindala Eestis hinnata kuni 10 000 hektarile.



JOONIS 19. Rikutud, kuid taastumisvõimeliste rabade levik Eestis.

Keskkonnaministeeriumi poolt Loodusdirektiivi artikli 17 kohaselt Euroopa Komisjonile esitatud Natura 2000 elupaikade hindamisaruande järgi on rikutud, kuid taastumisvõimeliste rabade üldpindala Eestis 56 500 ha⁷¹. See pindala on tugevasti üle hinnatud. Eesti praegustes loodusoludes kattuvad rikutud rabad männikuga, eriti kui turbalandsund hakkab kuivenduse tagajärjel kõdustuma, mistõttu need alad ei vasta enam elupaigatüübi 7120 kriteeriumidele. Selle elupaigatüübi hulka ei saa arvata ka enamikku mahajäetud freesturbaväljadest.

93% (185 ala, 7447 ha) rikutud, kuid taastumisvõimalisi rabasid vastavad Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioonis lage- ja puisrabade tüübirühmale (3.2.2), väiksem osa kuivendatud rabametsadele (1.4.3.1; 6 ala, 418 ha), ülejäänud vähesed kõdusoometsade tüübirühmale (1.5.1), mahajäetud turbakaevandusaladele vm.

Natura 2000 alade standardses andmevormis kasutatav üldhinnang osutus rikutud, kuid taastumisvõimeliste rabade puhul ülikõrgeks (A) 0 alal, kõrgeks (B) 10 alal (704 ha), oluliseks (C) 76 ha (2925 ha), madalaks või puudevaks (D) 114 alal (4361 ha). Kõrge hinnangu saanud alade väike arv tuleneb juba selle elupaigatüübi määratlusest, samas osutab kõrgem hinnang loodusliku taimkatte ja mikroreljeefi edukale taastumisele.

56 ala (1713 ha) paikneb tervikuna või osaliselt Natura-loodusalade piires. Kaitsealuste rikutud, kuid taastumisvõimeliste rabade üldhinnang on järgmine: ülikõrge väärtusega (A) ei ole ühtegi ala, kõrge väärtusega (B) on 7 ala (516 ha), olulise väärtusega (C) 42 ala (1129 ha), madala või puuduva väärtusega (D)

71 Kättesaadav: [http://bd.eionet.europa.eu/article17/habitatsreport/?group=Ym9ncywgbWlyZXMGJiBmZW5z&country=EE® ion=\(15.04.2013\)](http://bd.eionet.europa.eu/article17/habitatsreport/?group=Ym9ncywgbWlyZXMGJiBmZW5z&country=EE® ion=(15.04.2013))

7 ala (67 ha). Ühtki Natura 2000 loodusala pole Eestis asutatud selle elupaigatüübi kaitseks, ent väiksemad sellele elupaigatüübile vastavad alad esinevad suuremate looduslike rabaalade (elupaigatüüp 7110) vahel; kui viimaste kaitseks on asutatud loodusala, sisaldab see sageli ka elupaigatüübi 7120 kooslusi.

Kolmest kõrgema üldhinnangu saanud rikutud rabast (üldpindalaga 188 ha), mis paiknevad väljaspool loodusalasid, tuleks viimaste hulka arvata Kõrsa raba kirdeosa (21 ha) kui osa väga väärtuslikust elupaigakompleksist (vt 7.2.1). Ülejäänud rikutud rabade liitmiseks Natura 2000 võrgustikuga ei ole mingit põhjust, sest Eesti tingimustes on prioriteetne säilitada looduslikus seisundis rabasid (elupaigatüüp 7110).

7.2.3. Siirde- ja õõtsiksood (elupaigatüüp 7140)

Eestis on 2306 sood üldpindalaga 39 243 ha, mis vastavad loodusdirektiivi elupaigatüübi 7140 (siirde- ja õõtsiksood) kriteeriumidele (joon 20). Lisaks nendele leidub siirde- ja õõtsiksoo-kooslusi veel 389 alal vähemuselupaikadena.



JOONIS 20. Siirde- ja õõtsiksoode levik Eestis.

Esitatud hinnang peaks olema ammendav, sest kõik siirde- ja õõtsiksood olid inventuuriga hõlmatud. Siiski võib siirdesoodede üldpindala olla veidi suurem, sest kui inventeeritud alast suurem osa kvalifitseerub elupaigatüüpi 7110 (looduslikus seisundis rabad) ja selle servamärgel elupaigatüüpi 7140, arvestati andmetöötluses kogu soo kuuluvaks tüüpi 7110, s.t kitsaste servamärgede pindala eraldi ei summeeritud.

Keskonnaministeeriumi poolt loodusdirektiivi artikli 17 kohaselt Euroopa Komisjonile esitatud Natura 2000 hindamisaruande⁷² põhjal on siirde- ja õõtsiksoode kogupindala Eestis >18 000 ha. See määrang kattub Ilometsa jt (1995) poolt esitatud hinnanguga kõigi siirdesoodede ja siirdesoometsade kohta kokku, mis on aga ilmne alahinnang (vt. 7.1.2.2). Arvatavasti pärineb see eksitus juba 20. sajandi keskpaigast: siirdesoodede tüübirühma käsitus arendati välja alles 1940.–50. aastatel ning enne seda kaardistatud siirdesood võeti arvele ilmselt muude elupaikadena (vt. 7.1.2).

83,6% (1614 ala, 32 817 ha) siirde- ja õõtsiksoodest vastab Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioonis rohu-siirdesoodede kasvukohatüübile (3.1.2.1), 11,7% (396 ala, 4584 ha) õõtsik-siirdesoodede kasvukohatüübile (3.1.2.2), 4,6% (284 ala, 1789 ha) õõtsik-madalsoo kasvukohatüübile (3.1.1.3) ja mõned üksikud muudele kasvukohatüüpidele.

Natura 2000 alade standardse andmevormi põhine siirde- ja õõtsiksoode üldhinnang osutus ülikõrgeks (A) 139 alal (13 558 ha), kõrgeks (B) 891 alal (19 239 ha), oluliseks (C) 1016 alal (5442 ha) ning madalaks või puudevaks (D) 260 alal (1004 ha). Suhteliselt väike madala või puuduva väärtushinnanguga soode arv on seletatav sellega, et kuivendusest mõjutatud siirdesood kattuvad peagi puistuga ja vastavad seega pigem elupaigatüübile 91D0 (siirdesoo- ja rabametsad) või siis ei vasta ühegi elupaigatüübi kriteeriumidele.

1124 siirde- ja õõtsiksood paikneb tervikuna või osaliselt Natura 2000 loodusalade piires. Kaitstavate siirde- ja õõtsiksoode kogupindala on 31 677 ha ning nad jaotuvad üldhinnanguti järgmiselt: ülikõrge väärtusega (A) oli 130 ala (13 170 ha), kõrge väärtusega (B) 681 ala (16 565 ha), olulise väärtusega (C) 296 ala (1803 ha) ning madala või puuduva väärtusega (D) 17 ala (139 ha). Seega on suurema osa (pindalaliselt 94%) Natura 2000 loodusalade piiresse jäävate siirde- ja õõtsiksoode looduskaitseline väärtus Eestis kõrge või ülikõrge.

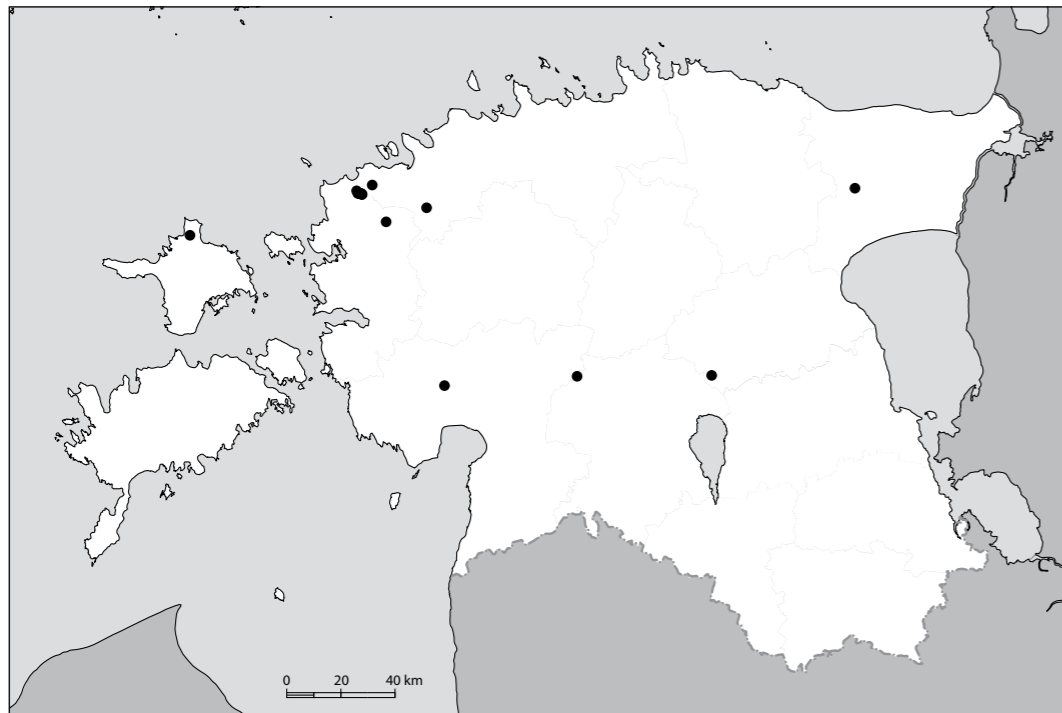
Pindalaliselt 81% siirde- ja õõtsiksood asub Natura 2000 loodusalade piires ning nende esindatus on seega piisav. Siiski paikneb 268 (3062 ha) ülikõrge või kõrge väärtusega siirde- või õõtsiksood tervikuna või osaliselt väljaspool kaitsealasid. Osa neist soodest on kohaliku tähtsusega, ent mõned – eriti Ida-Eestis – on arvatud potentsiaalsete loodusalade varinimekirja. Korrigeerida tuleks ka mitmete juba eksisteerivate loodusalade piire.

7.2.4 Nokkheinakooslused (*Rhynchosporion*) turvastunud nõgudes (elupaigatüüp 7150)

Inventuuri käigus tuvastati Eestis vaid 15 ala üldpindalaga 455 ha, mis vastavad üksnes või põhiliselt loodusdirektiivi elupaigatüübi 7150 (nokkheinakooslused (*Rhynchosporion*) turvastunud nõgudes) kriteeriumidele (joon 21).

Esitatud hinnang ei ole kaugeltki ammendav, sest nokkheinakooslused esinevad Eesti tingimustes laikudena looduslikes rabades (7110) ja/või siirdesoodes (7140), eriti Lääne- ja Põhja-Eestis (Kukk & Kull, 2005). Ka inventuuri käigus registreeriti nokkheinakooslusi täiendavate elupaikadena 40 rabas ja siirdesoods, kuid nende pindala sisaldub juba elupaigatüüpide 7110 või 7140 pindalas ning ei kajastu elupaigatüübi 7150 kogupindalas. Käesoleva inventuuri tulemustes on üksnes või eelkõige elupaigatüüpi 7150 kuuluvaiks loetud vaid 1) suurtes soostikes asuvad esinduslikud nokkheinamärged (valge nokkheina domineerimisega lausälvestikud) ja 2) tumeda nokkheina (*Rhynchospora fusca*) domineerimisega kooslused soodes (sest inventuur ei hõlmanud enamikku selle liigi kasvukohti soostuvates metsades või rohumaadel). Sellised nokkheinakooslused paiknevad eeskätt Kuresoo, Muraka, Lavassaare, Alam-Pedja ja Läänemaa Suursoo soostikes.

72 Kättesaadav: <http://bd.eionet.europa.eu/article17/habitatsreport/?group=Ym9ncywgbWlyZXMGJiBmZW5z&country=EE®ion=BOR> (15.04.2013)



JOONIS 21. Nokkheinakoosluste (*Rhynchosporion*) levik Eestis.

Keskkonnaministeeriumi poolt Euroopa Komisjonile esitatud loodusdirektiivi artikli 17 põhise hindamisaruande⁷³ järgi on nokkheinakoosluste üldpindala Eestis 8000 ha. Mil viisil see hinnang on saadud, pole teada.

Pindalaliselt vastab 88% (3 ala, 399 ha) nokkheinakooslustest Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioonis peenra-älveraba kasvukohatüübile (3.2.2.2), väiksem osa (1 ala, 21 ha) õõtsik-siirdesoo kasvukohatüübile (3.1.2.2), neli ala (11 ha) rohu-siirdesoo (3.1.2.1), kolm ala (7 ha) liigirikka soostuva rohumaa kasvukohatüübile (2.4.1.1) jne.

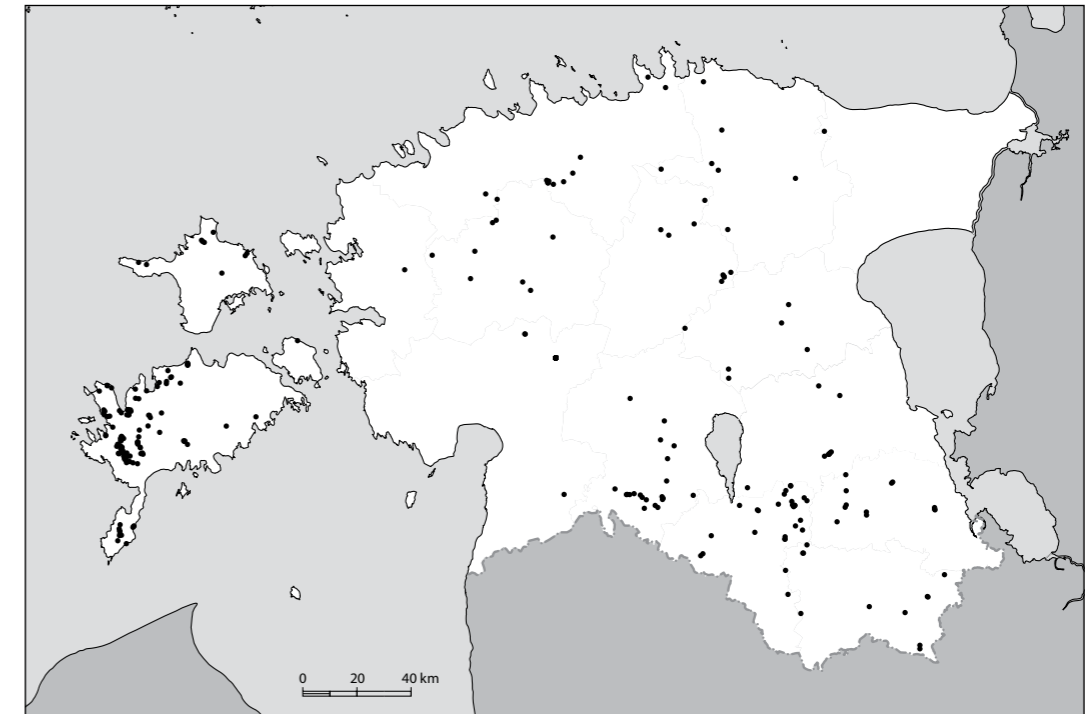
Natura 2000 alade standardse andmevormi põhine nokkheinakoosluste üldhinnang osutus ülikõrgeks (A) 6 alal (428 ha) ja kõrgeks (B) 9 alal (26 ha).

13 nokkheinakooslustega ala (453 ha) paikneb Natura 2000 loodusalade piires. Kaitstavate nokkheinakooslustega alade üldhinnang on järgmine: ülikõrge väärtusega (A) oli 6 ala (428 ha) ja kõrge väärtusega (B) 7 ala (24 ha). Seega on lõviosa (pindalaliselt 99,5%) väärtuslikest nokkheinakooslustega aladest hõlmatud Natura 2000 võrgustikku.

73 Kättesaadav: <http://bd.eionet.europa.eu/article17/habitatsreport/?group=Ym9ncywgbWlyZXMGJiBmZW5z&country=EE®ion=BOR> (15.04.2013)

7.2.5 Fennoskandia mineraaliderikkad allikad ja allikasood (elupaigatüüp 7160)

ELFi andmebaasis on registreeritud 264 allikasood üldpindalaga 748 ha, mis vastavad loodusdirektiivi elupaigatüübi 7160 (Fennoskandia mineraaliderikkad allikad ja allikasood) kriteeriumidele (joon 22). Lisaks nendele on allikasood esindatud marginaalsete elupaikadena veel 66 alal.



JOONIS 22. Allikasoodede levik Eestis.

Esitatud hinnang ei ole ammendav, sest hõlmab vaid lagedaid või hõreda puurindega allikasoid. Tihedama puurindega allikasood vastavad kasvukohatüübile 1.4.1.1A (allikasoometsad), kuid niisuguseid alasid (nagu muidki puistuid) sattus inventeerivate alade valimisse vaid juhuslikult. Peale selle hõlmab elupaigatüüp 7160 ka selliseid allikaid, mis paiknevad muude kasvukohatüüpide aladel (nt niitudel, metsades, kultuurmaastikus). Eestis on kokku umbes 3000 allikat (Timm & Järvekülg, 1975), ent allikaid väljaspool allikasoid käesolevate projektide käigus ei inventeeritud. Allikad iseenesest on pigem punktobjektid ja ei suurenda kuigi suurel määral elupaigatüübi 7160 kogupindala Eestis, kuid alade arv, mis sellesse elupaigatüüpi tegelikult kuulub, on ülal esitatust tunduvalt suurem.

Keskkonnaministeeriumi poolt Euroopa Komisjonile esitatud loodusdirektiivi artikli 17 kohase hindamisaruande⁷⁴ järgi on allikate ja allikasoodede üldpindala Eestis 730 ha. See hinnang on tegelikust mõnevõrra väiksem, sest lage- ja puis-allikasood üksi katavad üle 800 ha (vt 7.1.1.5). Ehkki, nagu öeldud, väljapoole allikasoid jäävad allikad elupaigatüübi üldpindala palju ei suurenda, küünib sellesse kuuluvate alade kogupindala siiski pigem 900 hektarini.

74 Kättesaadav: <http://bd.eionet.europa.eu/article17/habitatsreport/?group=Ym9ncywgbWlyZXMGJiBmZW5z&country=EE®ion=BOR> (15.04.2013)

97,5% (252 ala, 729 ha) inventeeritud aladest vastab Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsiooni allikasoode kasvukohatüübile (3.1.3.1), 1,8% (3 ala, 14 ha) allikasoometsa kasvukohatüübile (1.4.1.1.A) ja üksikud alad muudele tüüpidele.

Allikasoode Natura 2000 alade standardises andmevormis kasutatav üldhinnang osutus ülikõrgeks (A) 60 alal (425 ha), kõrgeks (B) 126 alal (229 ha), oluliseks (C) 73 alal (86 ha), madalaks või puudevaks (D) 2 alal (5 ha), määratlemata jäi see 3 alal (3 ha).

Natura 2000 loodusalade piires paikneb 121 allikasood (440 ha), mille üldhinnang on järgmine: ülikõrge väärtusega (A) on 48 ala (336 ha), kõrge väärtusega (B) 52 ala (78 ha), olulise väärtusega (C) 19 ala (24 ha), madala või puuduva väärtusega (D) alasid ei leidunud ja määratlemata väärtusega oli 2 ala (2 ha). Seega on suurema osa (94%) loodusalade piires asuvate allikasood looduskaitse väärtus kõrge.

Pindalaliselt asub 59% Eesti allikasoodest loodusaladel ning seega näib elupaigatüübi esindatus Natura-võrgustikus piisavana. Siiski jääb 92 ülikõrge või kõrge väärtusega allikasood (241 ha) loodusaladest tervikuna või osaliselt välja ning nende soodsat looduskaitse seisundit pole võimalik tagada. Oleks ebaeetiline, kui Natura 2000 võrgustikku hõlmatud allikasood protsent hakkaks edaspidi suurenema üksnes seeläbi, et sellest väljapoole jäänud elupaigad hävivad (s.t elupaiga kogupindala vähenemise arvel). Kindlasti on vajalik täiendavate loodusalade moodustamine allikasood kaitseks vähemalt Saaremaal ja Lõuna-Viljandimaal (vt täpsemalt 7.1.1.5).

7.2.6 Lääne-mõõkrohu *Cladium mariscus* ja raudtarnakoosluste (*Caricion davallianae*) liikidega lubjarikkad madalsood (elupaigatüüp 7210)

ELFi andmebaasis on registreeritud 268 lääne-mõõkrohuga sood üldpindalaga 2046 ha (joon 23). Loodusdirektiivi elupaigatüüpide tõlgendamise käsiraamatu järgi⁷⁵ tuleks sellesse tüüpi arvata ka raudtarnakooslustega sood. Arvestades seda, et raudtarnakooslused paiknevad Eesti liigirikastes madalalades sageli läbisegi muude assotsiatsioonidega, on neid segaduste vältimiseks siiski käsitletud elupaigatüübi 7230 (aluselised ja nõrgalt happelised liigirikad madalsood) raames (Paal, 2007).

Esitatud hinnang on formaalselt ammendav, sest kõik selle elupaigatüübi alad on kaetud sootaimestikuga ja pidanuksid seega sisaldama inventeeritavate alade valimis. Tegelikult osutus elupaigatüübile 7210 vastanud aladest madalaladeks vaid 85% (162 ala, 1744 ha). Isegi seda hinnangut tuleb käsitleda maksimaalsena, sest enne 2009. a läbi viidud välitööde puhul turbalasundi tüsedust sageli ei sondeeritud ja seega võib neistki osa osutada hoopis soostuvateks niitudeks (nagu seda kindlasti on 14,4% inventeeritud mõõkrohukooslustest). Lääne-mõõkrohuga soostuvate niitude ja madalalade füsiognoomia ja taimestik on väga sarnased, erineb ainult turbalasundi paksus. Sarnased taimekooslused katavad mõnikord ka kinnikasvanud rannikulõukaid, ent neid kasvukohti külastati käesoleva inventuuri käigus vähe. Seetõttu võib elupaigatüüpi 7210 kuuluvate alade üldpindala olla esitatud hinnangust mõnevõrra suurem. Arvestades seda, et lääne-mõõkrohu kooslusi leidis veel 127 muudesse elupaigatüüpidesse kuuluval alal, võib eeldada, et vastavate koosluste üldpindala on Eestis vähemalt 2200 ha.



JOONIS 23. Lääne-mõõkrohuga lubjarikaste soode levik Eestis.

70% lääne-mõõkrohu elupaikadest (111 ala, 1434 ha) vastab Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsiooni kohaselt kasvukohatüübile 3.1.1.2 (liigirikad madalsood), 14% (105 ala, 300 ha) lääne-mõõkrohu aladest kvalifitseeriti soostuvateks niitudeks (kasvukohatüübid 2.4.1.1 ja 2.4.1.2). 36 ala (206 ha) vastas kasvukohatüübile 3.1.1.1 (liigivaesed madalsood), 8 ala (86 ala) elupaigatüübile 3.1.1.3 (õõtsik-madalalad) ja üksikud alad muudele kasvukohatüüpidele.

Keskkonnaministeeriumi poolt Euroopa Komisjonile esitatud loodusdirektiivi artikli 17 kohase hindamisaruande⁷⁶ põhjal on lääne-mõõkrohuga alade üldpindala Eestis 3600 ha. See hinnang on enam kui poolteist korda suurem käesolevas töös leitud. Nagu eespool öeldud, võib nende koosluste pindala meie poolt esitatud hinnangust olla väljaspool soid esinevate koosluste tõttu mõnevõrra suurem, kuid on siiski kaheldav, et need "muud elupaigad" moodustaksid üle 50% kõigi mõõkrohukoosluste kogupindalast. Ilmselt on ametlikus statistikas lääne-mõõkrohu kooslusteks loetud ka need alad, kus see taimeliik kasvab vaid mõne väikese kogumikuna, mistõttu mainitud 3600 hektarisse tuleks suhtuda kui ülehinnangusse.

74% inventeeritud lääne-mõõkrohu kooslustest asub Saaremaal (1519 ha), ülejäänud Lääne-Eesti mandriosas või muudel saartel. Mõõkrohukooslused esinevad tavaliselt suhteliselt väikeste laikudena, seega on 2/3 registreeritud elupaikadest väiksemad kui 5 ha. Vaid 21 ala pindala ületab 20 ha ning kahel alal katab mõõkrohuväli enam kui 100 ha (Kingli soo lõunaosa Saaremaal – 229 ha; Nehatu soo põhitükk Läänemaal – 137 ha). Kaks mõõkrohu levikukollet tuvastati ka Ida-Eestis (joon. 25C), kuid need pole veel piisavalt suured moodustamaks tüübile 7210 vastavaid omaette elupaiku.

Lääne-mõõkrohu koosluste seisundi üldhinnang osutus ülikõrgeks (A) 22 alal (471 ha), kõrgeks (B) 156 alal (1068 ha), oluliseks (C) 84 alal (505 ha), madalaks või puudevaks (D) 6 alal (2 ha). Lääne-mõõkrohu

75 Kättesaadav: ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/2007_07_im.pdf (15.04.2013)

76 Kättesaadav: http://bd.eionet.europa.eu/article17/habitatsreport/?group=Ym9ncywgbWlyZXMgJiBmZW5z&country=EE®_ion=BOR (15.04.2013)

kooslused on vitaalsed ja laienevad ning rannikupiirkonnas tekib nende kasvukohti pidevalt juurde (sh maapinna tõusu tagajärjel). Kõike seda arvesse võttes on elupaigatüübi 7210 seisundi ametlik hinnang⁷⁷ – „ebasoodus–halb“ – liialt pessimistlik. See olevat saadud 1930.–1940. aastatest pärit andmetega võrdlemisel (R. Pajula, suuline kommentaar). Tegelikult ei olnud väikesepinnalisi lääne-mõökrohu kasvupaiku Saaremaal seni korralikult inventeeritud (nende kogupindalaks oletati vaid 200 ha – Ilomets *et al.*, 1995) ning seetõttu ei ole ametlikult omistatud seisundihinnang objektiivne. Elupaigatüübi 7210 struktuuri, funktsiooni ja tuleviku-väljavaadete hinnangud ning üldine hinnang Eesti kohta peaksid olema „soodus“ või äärmisel juhul „ebasoodus–ebaadekvaatne“.

145 ala lääne-mõökrohu kooslusi 1431 hektaril paikneb tervikuna või osaliselt Natura 2000 loodusalade piires. Nende üldhinnang on järgmine: ülikõrge väärtusega (A) on 21 ala (465 ha), kõrge väärtusega (B) 96 ala (679 ha), olulise väärtusega (C) 27 ala (288 ha), madala või puuduva väärtusega (D) 1 ala (0,1 ha). Seega on suurema osa (pindalaliselt 80%) loodusalade piires asuvate lääne-mõökrohu looduskaitseline väärtus ülikõrge või kõrge.

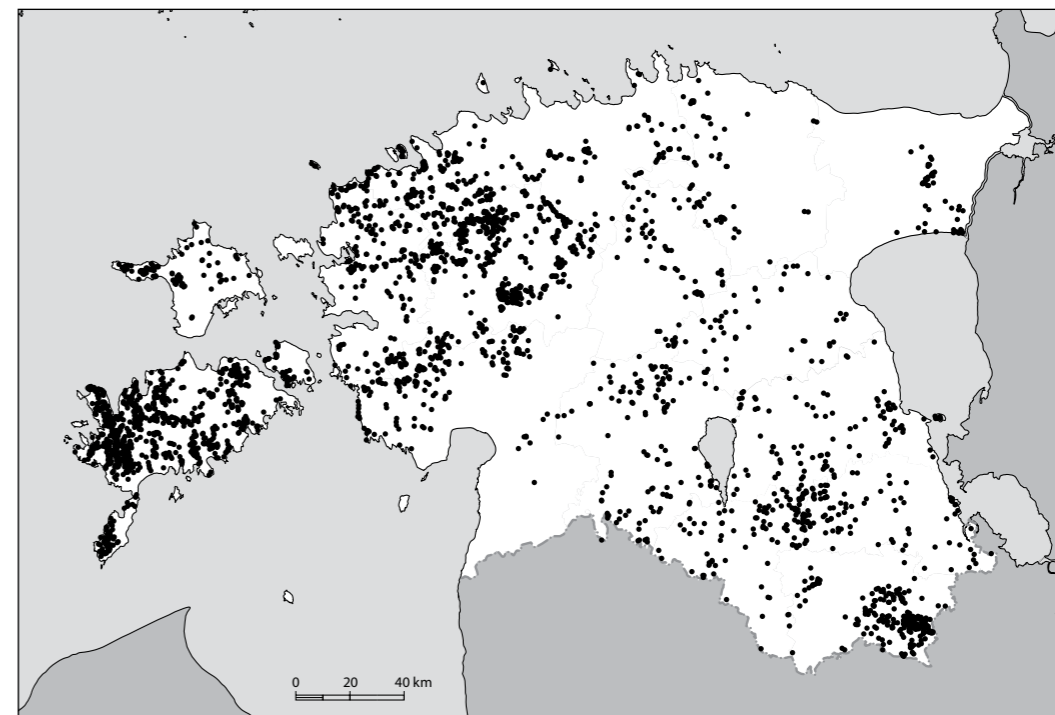
Pindalaliselt 70% Eesti lääne-mõökrohu kooslustest paikneb Natura 2000 loodusaladel ning seega võib elupaigatüübi esindatust Natura-võrgustikus lugeda piisavaks. Siiski jääb 74 ülikõrge või kõrge väärtusega lääne-mõökrohu ala (395 ha) loodusaladest täielikult või osaliselt välja. Nende esinduslikkus ja naaberkoosluste olulisus nõuavad edaspidist analüüsi otsustamiseks, millised neist aladest tuleks arvata loodusalade varinimekirja.

7.2.7 Aluselised ja nõrgalt happelised liigirikkad madalsood (elupaigatüüp 7230)

Põhjamaades tõlgendatakse seda loodusdirektiivi elupaigatüüpi veidi laiemalt kui Kesk- või Lõuna-Euroopas ja sellesse arvatakse lisaks aluseliste madalsoodele ka nõrgalt happelised madalsood ja soostuvad rohumaad, mis Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioonis vastavad kasvukohatüüpidele 3.1.1.1 ja 2.4.1.1 (Paal, 2007). Siiski ei klassifitseeritud sellesse elupaigatüüpi kõiki liigivaeseid madalmeid, vaid üksnes neid, kus valitsesid väiketarnad – s.t hariliku tarna–hirsstarna (*Caricetum paniceae–nigrae*) ja niitja tarna–sərbiku (*Drepanocladum–Caricetum lasiocarpae*) kooslused – ning osaliselt, sõltuvalt dominantidega kaaslevatest liikidest, pudeltarna–põistarna (*Caricetum vesicariae–rostratae*) ja sootarna (*Caricetum acutiformis*) kooslused. Võimalik, et veel mõningaid liigivaese madalmeid kooslusi võiks tõlgendada sellesse elupaigatüüpi kuuluvaiks.

ELFi andmebaasis on registreeritud kokku 2974 elupaigatüüpi 7230 kuuluvat madalmeid üldpindalaga 28 290 ha (joon 24). Nendest aladest 1096 (14 724 ha) vastab Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioonis kasvukohatüübile 3.1.1.2 (liigirikkad madalmeid), 1456 ala (10 141 ha) kasvukohatüübile 3.1.1.1 (liigivaesed madalmeid), 232 ala (1225 ha) kasvukohatüübile 2.4.1.2 (liigirikkad soostuvad niidud), 138 ala (610 ha) kasvukohatüübile 2.4.1.1 (liigivaesed soostuvad niidud), 31 ala (1344 ha) elupaigatüübile 3.1.1.4 (lammisood) jne. Lisaks esineb aluselisi ja nõrgalt happelisi madalmeid veel 295 muud tüüpi alal vähemuselupaikadena.

77 Kättesaadav: <http://bd.eionet.europa.eu/article17/habitatsreport/?group=Ym9ncywgbWlyZXMGjBmZW5z&country=EE® ion=BOR> (15.04.2013)



JOONIS 24. Aluseliste ja nõrgalt happeliste liigirikaste madalsoode levik Eestis.

Esitatud kogupindala hinnang ei ole ammendav, sest elupaigatüüpi 7230 kuuluvad taimekooslused on Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsiooni järgi esindatud kahes-kolmes madalmeekasvukohatüübis ja kahes soostuva niidu kasvukohatüübis, kusjuures kõik need kasvukohatüübid vastavad elupaigatüübile 7230 ainult osaliselt. Liigivaestele ja liigirikastele madalmeekasvukohatüübile vastavad elupaigad peaksid meie käsitluses olema täielikult hõlmatud, soostuvad niidud aga kindlasti mitte. Sellesse elupaigatüüpi kuuluvatest niidualadest on märksa täielikum ülevaade Pärandkoosluste Kaitse Ühingu (PKÜ) andmebaasis, ent ka see ei hõlma veel kõiki soostuvaid niite. Eesti soostuvate niitude kogupindalaks hinnatakse 10 000–20 000 ha (Kukk & Sammul, 2003) ja küllap on elupaigatüübile 7230 vastavate rohumaade kogupindala tunduvalt suurem kui meie andmebaasis sisalduv 1840 ha. Koos vähese looduskaitse väärtusega kooslustega võiks elupaigatüüpi 7230 kuuluvate alade kogupindala Eestis küündida 35 000 hektarini.

Keskkonnaministeeriumi poolt Euroopa Komisjonile esitatud loodusdirektiivi artikli 17 kohase hindamisaruande⁷⁸ järgi on aluseliste ja nõrgalt happeliste madalmeekasvukohatüüpide kogupindala Eestis 23 900 ha. Mille põhjal see ilmne alahinnang on saadud, on teadmata.

Aluseliste ja nõrgalt happeliste madalmeekasvukohatüüpide Natura-alade standardses andmevormis kasutatav looduskaitse üldhinnang osutus ülikõrgeks (A) 70 alal (4967 ha), kõrgeks (B) 832 alal (14 767 ha), oluliseks (C) 1607 alal (7306 ha), madalaks või puudevaks (D) 464 alal (1250 ha), määratlemata on see jäänud 1 alal (0,1 ha).

Natura 2000 loodusalade piires asub 935 aluselise ja nõrgalt happelise madalmeekasvukohatüüpi kogupindalaga 18 383 ha. Kaitstavate aluseliste ja nõrgalt happeliste madalmeekasvukohatüüpide üldhinnang on järgmine: ülikõrge väärtusega (A) on 55 ala (4680 ha), kõrge väärtusega (B) 516 ala (11 648 ha), olulise väärtusega (C) 330 ala (1866

78 Kättesaadav: <http://bd.eionet.europa.eu/article17/habitatsreport/?group=Ym9ncywgbWlyZXMGjBmZW5z&country=EE® ion=BOR> (15.04.2013)

ha), madala või puuduva väärtusega (D) 33 ala (189 ha), teadmata väärtusega 1 ala (0,1 ha). Seega on suurema osa (pindalaliselt 89%) loodusalade piires asuvate aluseliste ja nõrgalt happeliste madalsoode looduskaitseline väärtus kõrge või ülikõrge.

Pindalaliselt 65% Eesti aluselisi ja nõrgalt happelisi madaloid paikneb loodusaladel ning seega võib elupaigatüübi esindatust Natura 2000 võrgustikus lugeda piisavaks. Siiski jääb 424 ülikõrge või kõrge väärtusega ala (3373 ha) loodusaladest välja. Osa neist on kohaliku tähtsusega, ent mõned on arvatud ka loodusalade varinimekirja (vt. 7.1.1.1 ja 7.1.1.2). Tulevikus on vaja põhjalikumalt analüüsi otsustamiseks, millised selle elupaigatüübi soodest tuleks täiendavalt arvata Natura 2000 võrgustikku.

7.3 Ohustatud ja/või kaitstavad liigid, vastutusliigid

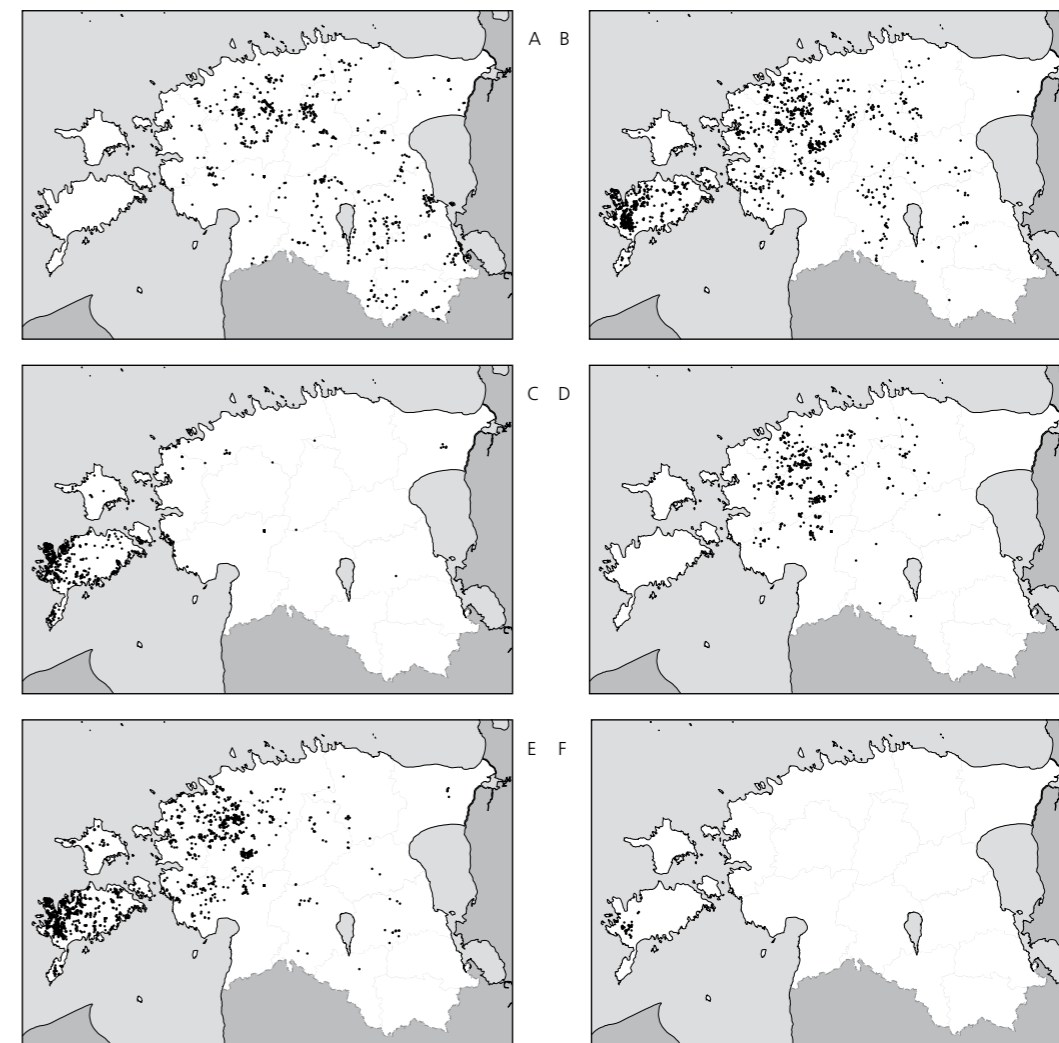
7.3.1 Soontaimed

Inventuuri käigus registreeriti kokku 696 liiki soontaimi, millest 43 kuulub Eesti Punase Raamatu liikide⁷⁹ hulka ja 72 on riikliku kaitse all⁸⁰. Kuna paljudel juhtudel hõlmata sootaimkonna alade kirjeldusse ka saartena paiknevaid või soid ääristavaid metsi ja rohumaid, ei ole soodes s.str. kasvavate liikide arv siiski nii suur. Samas tuleb ka märkida, et projektide eesmärgiks ei olnud ohustatud või kaitsealuste liikide kasvukohtade inventeerimine vms floristika-keskne tegevus.

Küll aga tuleks põhjalikumalt käsitleda liike, mis on haruldased või ohustatud meie naabermaades, ent suhteliselt heas seisundis Eestis. Need nn vastutusliigid nõuavad ohustatud või kaitstavate liikide kõrval erilist tähelepanu, sest nende soodsa looduskaitse seisundi tagamine (Põhja-)Euroopas sõltub märksa enam meist ja palju vähem sellistest maadest, kus need liigid on juba haruldased. Meie soodes kasvavatest soontaimeliikidest kuuluvad niisuguste liikide hulka madal kask (*Betula humilis*), raudtarn (*Carex davalliana*), lääne-mõökrohi (*Cladium mariscus*), eesti soojumikas (*Saussurea alpina* subsp. *esthonica*) ja pruun sepsikas (*Schoenus ferrugineus*) (joon 25). Arusaadavalt on Eesti vastutusliigiks ka saaremaa robirohi (*Rhinanthus osiliensis*), sest endeemse liigina puudub see kõikjal mujal maailmas⁸¹.

Järgnevalt on toodud liikide ohustatuse kategooria ja nende seisundi hinnang Läänemeremaade Punase Raamatu (Ingelög et al., 1993) järgi, vastavate liikide seisundi hinnang Eestis aga Eesti Punase Raamatu viimase versiooni⁸² järgi.

Madal kask (*Betula humilis*) (joon 25A) ei kuulu Eesti, Läti ega Leedu Punasesse Raamatusse, kuid Leningradi oblastis on ta tähelepanu vajavate, Kaliningradi oblastis haruldaste, Poolas ohualdiste ja Saksamaa Mecklenburg-Vorpommerni ning Schleswig-Holsteini liidumaades ohustatud liikide kategoorias. Läänemere lääne- ja põhjakalda-aladel madal kask ei esine. Eestis kasvab ta mandriosa soostuvatel niitudel, madalsoodes, siirdesoodes ja soo-lehtmetsades. Mõnikord esineb väga ohtralt ning moodustab koos pajudega tihedaid põõsastikke.



JOONIS 25. Eesti soodes kasvavate vastutusliikide levik inventeeritud aladel. A – madal kask (*Betula humilis*), B – raudtarn (*Carex davalliana*), C – lääne-mõökrohi (*Cladium mariscus*), D – eesti soojumikas (*Saussurea alpina* ssp. *esthonica*), E – pruun sepsikas (*Schoenus ferrugineus*), F – saaremaa robirohi (*Rhinanthus osiliensis*).

Raudtarna (*Carex davalliana*) leidub samuti ainult Läänemerest kagu pool. Leningradi oblastis ja Leedus kuulub ta ohustatud liikide, Poolas ohualdiste, Lätis haruldaste ja Eestis tähelepanu vajavate liikide kategooriasse. Liigi seisund näib kõige parem olevat Eestis, mistõttu meil on ka selle liigi osas suurim vastutus vähemalt Läänemeremaade piires. Siiski on raudtarna esinemissagedus viimase 35–40 aasta jooksul Eestis mõnevõrra vähenenud (Trass, 1994). Raudtarn kasvab lubjarikastel märgadel niitudel ja madalsoodes peaaegu kõikjal üle Eesti, välja arvatud kagu- ja kirdeosas (joon 25B).

Lääne-mõökrohi (*Cladium mariscus*) on Soomes ja Leningradi oblastis ohustatud, Leedus ja Saksamaa Schleswig-Holsteini liidumaal ohualdis, Lätis ja Taanis haruldane ning Kaliningradi oblastis puuduv liik. Eestis jõuab lääne-mõökrohi peaaegu oma levila põhjapiirile. Ta kasvab madalate veekogude kallastel ja lubjarikastes madalsoodes, moodustades sageli väga tihedaid populatsioone. Saaremaal on see liik tavaline, mujal Lääne-Eestis esineb paiguti (joon 25C). Suuremas osas Mandri-Eestist mõökrohi puudub või on äärmiselt haruldane.

Eesti soojumikas (*Saussurea alpina* ssp. *esthonica*) on ohustatud liik Leningradi oblastis ja Lätis. Läänemerd ümbritsevates ülejäänud maades teda ei esine. Eestis kuulub ta tähelepanu vajavate liikide hulka, kasvades soostunud niitudel ning madalsoodes peamiselt Kesk-, Põhja- ja Lääne-Eestis (joon 25D).

79 Kättesaadav: http://elurikkus.ut.ee/prmt.php?lang=est&redgr_id=2 (13.04.2013)

80 Kättesaadav: http://loodus.keskkonnainfo.ee:88/protection/species/index_html?pp=1 (13.04.2013)

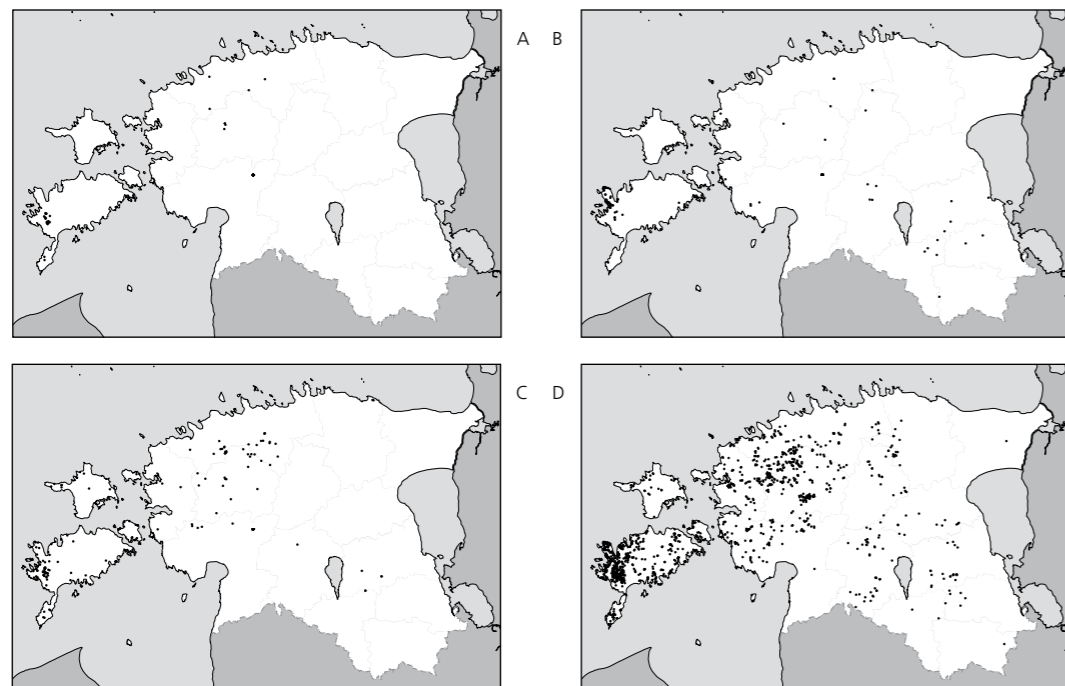
81 Kättesaadav: http://novaator.ee/ET/loodus/selgus_majas_saaremaa_robirohi_on_eestile_ainuomane/ (13.04.2013)

82 Kättesaadav: <http://elurikkus.ut.ee/prmt.php?lang=est> (13.04.2013)

Pruun sepsikas (*Schoenus ferrugineus*) on ohustatud Ahvenamaal ja Saksamaa Mecklenburg-Vorpommerni liidumaal, ohualdis Leningradi oblastis, Poolas ja Taanis, haruldane Lätis ja Leedus, tähelepanu vajav Soomes ning puudub Kaliningradi oblastis ja Schleswig-Holsteini liidumaal. Eestis on pruun sepsikas tavaline mandri lääne- ja loodeosas ning Saaremaal. Kesk- ja Lõuna-Eestis on üksikuid leiukohti (joon 25E). Ta kasvab lubjarikastes madalsoodes, siirdesoodes ja allikasoodes.

Ilmneb, et kõigi nimetatud liikide seisukord Eestis on üsna hea ning seetõttu kuuluvad nad Punases Raamatus madalamasse kategooriasse kui paljudes naabermaades.

Võimalikeks vastusliikideks võiksid Eestis olla veel lõhnav käoraamat (*Gymnadenia odoratissima*), soohiilakas (*Liparis loeselii*), kärbesõis (*Ophrys insectifera*) ja isegi pääsusilm (*Primula farinosa*). Viimane on mitmel naabermaal kadumas, kuid Eestis siiski veel suhteliselt ohter (joon 26).



JOOIS 26. Võimalike vastusliikide levik Eestis. A – lõhnav käoraamat (*Gymnadenia odoratissima*), B – soohiilakas (*Liparis loeselii*), C – kärbesõis (*Ophrys insectifera*), D – pääsusilm (*Primula farinosa*).

7.3.2. Sammaltaimed

Käsitletavate inventeerimisprojektide käigus registreeriti 134 samblaliiki, sh 23 liiki maksasamblaid ja 21 liiki turbasamblaid. Mõned pungsambla (*Bryum*) ja allikasambla (*Philonotis*) liigid jäid liigini määramata, samas kui kaks taksonit õnnestus tuvastada varieteedi tasemel (*Marchantia polymorpha* var. *aquatica* ja *Racomitrium canescens* var. *ericoides*). Suur osa samblaliike on tavalised laia ökoloogilise amplituudiga liigid, mis esinevad paljudes erinevates kasvukohtades. Samblaid kogus määramiseks siiski vähemik inventeerijaist.

Koos 1997. a läbiviidud inventuuriga registreeriti viie kaitstava samblaliigi – läikiva kurdsirbiku (*Hamatocaulis vernicosus*), hariliku valviku (*Leucobryum glaucum*), loigu-turbasambla (*Sphagnum inundatum*), Lindbergi turbasambla (*S. lindbergii*) ja tundra-vesisirbiku (*Warnstorfia tundrae*) – esinemine. Neist esimene kuulub ka Berni konventsiooni lisas II nimetatud ohustatud liikide hulka.

Eesti Punase Raamatu⁸³ liike registreeriti 13: Kunze parbik (*Barbilophozia kunzeana*), harkroodne tõmptipp (*Calliargon richardsonii*), ümaralehine tõmptipp (*C. trifarium*), ümaralehine kaksikhammas (*Dicranum leioneuron*), läikiv kurdsirbik (*Hamatocaulis vernicosus*), Ruthe lõhksammal (*Lophozia rutheana*), kolmis-tahuksammal (*Meesia triquetra*), soosammal (*Paludella squarrosa*), rabapirn (*Pohlia sphagnicola*), loigu-turbasammal (*Sphagnum inundatum*), Lindbergi turbasammal (*S. lindbergii*), pehme turbasammal (*S. molle*) ja Wulfi turbasammal (*S. wulfianum*).

7.4. Kokkuvõte ja järeldused

7.4.1 Soode pindala

Kirjanduses on korduvalt väidetud, et sood katavad Eestis enam kui 20%. Tegelikult on kõigi turbaalade pindala kokku 1 009 101 ha ehk 22,3% Eesti territooriumist (Orru, 1992, 1995), kusjuures soode, st paksema kui 30 cm turbakihiga looduslikus seisundis alade pindala on sellest mitmeid kordi väiksem.

Käesoleva inventuuri tulemuste põhjal katavad sood vähemalt 227 000 ha ehk 5,0% vabariigi territooriumist. Kui sellele liita veel arvukate pisikeste (alla 0,5 ha) soode pindala, mida ei inventeeritud, samuti nende soode pindala, mis paiknevad muudesse kasvukohatüüpidesse kuuluvate alade servas ja mida soode üldpindala arvutamisel ei arvestatud, võib Eesti soode kogupindala küündida 240 000 ha ehk ~5,3%-ni territooriumist. See tähendab, et ligikaudu 17% Eesti territooriumist on kaetud soostuvate rohumaade ja metsadega, soometsadega, kõdusookoosluste jm degradeerunud elupaikadega, kaevandamisega ammendatud turbaalade ja muude (endiste) turbaaladega.

Nagu juba osas 7.1 mainiti, on enamiku soo-kasvukohatüüpide pindala viimase 60 aasta jooksul vähenenud. Seda tendentsi kajastab tabel 11, mille kohaselt soode kogupindala on vähenenud 2,7–2,8 korda – 642 200 hektarilt 227 000 (–240 000) hektarini. Eesti taimkatte kaardistamise käigus aastatel 1935–1955 kogutud andmed (Laasimer, 1965) on usaldusväärsed, välja arvatud siirdesoid käsitlevad hinnangud (vt 7.1.2.2). Praeguse inventuuri tulemused on küll ebaühtlasemad, aga on tõenäoline, et nendes esinevate vigade korrigeerimisel siinkohal esitatud soode üldpindala hinnang võib ennem väheneda kui suureneda.

TABEL 11. Soode pindala 1950. aastatel (Laasimer, 1965), 1990. aastatel (Ilomets jt, 1995) ja 2010. aastatel (käesoleva inventuuri andmetel).

Kasvukohatüüp	Kasvukohatüübi kood	Pindala (ha)		
		1950	1990	2010
Liigivaesed madalsood	3.1.1.1	152 300	30 000	18 000
Liigirikad madalsood	3.1.1.2	74 900	7000	18 000
Õõtsik-madalsood	3.1.1.3	1300	300*	>2200
Lammi-madalsood	3.1.1.4	83 000	1000	>3300
Rohu-siirdesood	3.1.2.1	76 200	10 000	>35 000
Õõtsik-siirdesood	3.1.2.2		1000*	5000
Allikasood	3.1.3.1	1500	400	>800
Nõmmrabad	3.2.1.1	3000	1500	>1200
Lage- ja puisrabad	3.2.2	250 000	185 000	<150 000
Kokku	3	642 200	236 200	>233 500

* Ilomets jt (1995) järgi on õõtsik-madalsoode ja õõtsik-siirdesood üldpindala ~1300 ha.

⁸³ Kätesaadav: http://elurikkus.ut.ee/prmt.php?lang=est&redgr_id=2 (13.04.2013)

Ilometsa jt (1995) poolt esitatud hinnangud ei põhine inventeerimisel ja seetõttu võib neid pidada liialt pessimistlikeks. Nii näiteks vähenes nende järgi liigirikaste madalsoode pindala 1950. aastatest kuni 1990. aastateni 10-11 korda, meie andmete alusel aga 4 korda. Suured erinevused ilmnevad ka näiteks lammisoodede pindala vähenemise osas (83 korda versus 25 korda), siirdesoodede osas (7 korda versus 2 korda) ja allikasoodede osas (3,8 korda versus 1,8 korda) (tabel 11). Võib-olla oli Ilometsa jt lähenemine liialt range ja arvesse võeti ainult heas seisundis säilinud sood. Meie arvates tuleb niisuguste hinnangute koostamisel arvestada ka seda, et soo-ökosüsteemid, eriti nende taimkate, reageerivad mõõdukale inimõjule suhteliselt inertset, säilitades oma põhiomadused pika aja jooksul. Selliste soolade väljajätmine vastavate kasvukohatüüpide pindalaarvestusest ei ole ilmselt õigustatud, ehkki nende looduskaitse väärtus ei pruugi olla kuigi kõrge.

7.4.2. Soode seisundi hinnang

Inventuur näitas, et madala seisundihinnanguga soode hulk on märkimisväärselt väike (tabel 12): sõltuvalt tüübist hinnati 68–98% soode koosluse seisundit väga kõrgeks või kõrgeks. Suurel määral tuleneb see tõlgast, et inimtegevuse otsene või kaudne mõju on initsieerinud allogeensed suksessioonid, mille tagajärjel on paljud sood kattunud puurindega (metsastumas või metsastunud). Niisugused madala seisundiväärtusega alad kvalifitseeriti sageli mitte enam soodeks *s.str.*, vaid soometsadeks (puistuteks) ja seetõttu nad lage- ja puissoode analüüsis ei kajastu. Seega võib öelda, et soode arv ja pindala on küll vähenenud, aga siiani säilinud soode seisundi väärtus püsib suhteliselt kõrgeks.

Soid ohustavad ja mõjutavad tegurid vastavalt loodusdirektiivi artikli 17 hinnangukriteeriumidele⁸⁴ on kokkuvõtlikult esitatud tabelis 13.

TABEL 13. Soid mõjutavad ja ohustavad tegurid keskkonnaministeeriumi poolt Euroopa Komisjonile esitatud loodusdirektiivi artikli 17 järgse aruande kohaselt.

Elupaigatüüp	Mõjutegurid	Ohud
7110 Looduslikus seisundis rabad	turba kaevandamine, kuivendamine, hüdroloogilise süsteemi muutmine	turba kaevandamine, kuivendamine, hüdroloogilise süsteemi muutmine
7120 Rikutud, kuid taastumisvõimelised rabad	turba kaevandamine, kuivendamine, hüdroloogilise süsteemi muutmine	turba kaevandamine, kuivendamine, hüdroloogilise süsteemi muutmine
7140 Siirde- ja õõtsiksood	üleharimine, metsastamine, hüdroloogilise süsteemi muutmine, biotsöonootiline areng (suktsessioon)	turba kaevandamine, kuivendamine, hüdroloogilise süsteemi muutmine, biotsöonootiline evolutsioon, kasvukohale võõraste liikide invasioon
7150 Nokkheinakooslused (<i>Rhynchosporion</i>) turvastunud nõgudes	turba kaevandamine, kuivendamine, hüdroloogilise süsteemi muutmine	turba kaevandamine, kuivendamine, hüdroloogilise süsteemi muutmine

⁸⁴ Kättesaadav: <http://bd.eionet.europa.eu/article17/habitatsreport/?group=Ym9ncywgbWlyZXMGJiBmZW5z&country=EE®ion=BOR> (13.04.2013)

Elupaigatüüp	Mõjutegurid	Ohud
7160 Fennoskandia mineraaliderikkad allikad ja allikasood	üleharimine, inimasustus, kuivendamine, hüdroloogilise süsteemi muutmine, biotsöonootiline evolutsioon	inimasustus, kuivendamine, hüdroloogilise süsteemi muutmine, biotsöonootiline evolutsioon, kasvukohale võõraste liikide invasioon, muud looduslikud protsessid
7210 Lääne-möödrohu <i>Cladium mariscus</i> ja raudtarnakoosluste (<i>Caricion davallianae</i>) liikidega lubjarikkad madalsood	üleharimine, kuivendamine, hüdroloogilise süsteemi muutmine, biotsöonootiline evolutsioon	kultiveerimine, turba kaevandamine, asulate laienemine, kuivendamine, hüdroloogilise süsteemi muutmine, biotsöonootiline evolutsioon, kasvukohale võõraste liikide invasioon
7220 Nõrglubjalasundit moodustavad allikad (nõrsamblakooslused – <i>Cratoneurion</i>)	biotsöonootiline evolutsioon	asulate laienemine, kuivendamine, hüdroloogilise süsteemi muutmine, biotsöonootiline evolutsioon
7230 Aluselised ja nõrgalt happelised liigirikad madalsood	üleharimine, väetamine, traditsioonilise põllumajandusliku maakasutuse lõppemine, asulate laienemine, kuivendamine, hüdroloogilise süsteemi muutmine, muud inimese põhjustatud veerežiimi muutused, biotsöonootiline evolutsioon, eutrofeerumine, kasvukohale võõraste liikide invasioon	traditsioonilise põllumajandusliku maakasutuse lõppemine, metsastamine, turba kaevandamine, asulate laienemine, kuivendamine, hüdroloogilise süsteemi muutmine, biotsöonootiline evolutsioon, eutrofeerumine, kasvukohale võõraste liikide invasioon

7.4.3 Soode looduskaitse üldhinnang (tähtsus)

Soode looduskaitse üldhinnangu (tähtsuse) väärtused sarnanevad nende seisundi hinnangutega (tabel 14). Ainult kolme kasvukohatüübi piires moodustavad kõrge ja ülikõrge üldhinnangu saanud sood vähem kui 2/3 vastavate alade üldhulgast – liigivaeste madalsoode (44%), lammi-madalsoode (61%) ja nõmmrabade (59%) puhul. Teistesse kasvukohatüüpidesse kuuluvatest aladest on silmapaistva looduskaitse tähtsusega 71–89%.

7.4.4 Kaitsealuste soode võrgustiku piisavus

Erinevatesse kasvukohatüüpidesse kuuluvatest soodest on kaitse all 47–83% (tabel 15). Seega on soode kasvukohad kaitstud Eestis palju paremini kui mitmete rohumaade või arumetsade kasvukohatüüpide alad. Siinkohal võlgne me tänu professor Viktor Masingule, Edgar Kasele ja teistele 1970. aastatel ajakirjanduse veergudel toimunud “soodesõjas” aktiivselt kaasalõõnutele.

Märkimist väärrib ka juba kaitse all olevate soode kõrge looduskaitse üldhinnang, mis näitab, et soid hõlmavate kaitsealade võrgustiku kujundamine on toimunud põhjendatult.

TABEL 12. Erineva seisundiväärtusega soode arv (N) ja pindala (ha).
Tähistused: A – väga hea väärtus, B – hea, C – keskmine või kesine, D – degradeerunud, ? – määratlemata.

Kasvukohatüüp	Tüübi kood	A		B		C		D		?		Kokku	
		N	ha	N	ha	N	ha	N	ha	N	ha	N	ha
Rohusood	3.1	1294	28 577	3924	37 238	3023	13 270	414	974	246	1038	8901	81 098
Põhjaveetoitelised rohusood (madalsood)	3.1.1	653	11 341	2717	20 465	2513	7785	380	807	189	608	6452	41 006
Liigivaesed madalsood	3.1.1.1	300	3508	1663	8567	1947	4663	340	653	131	378	4381	17 770
Liigirikkad madalsood	3.1.1.2	266	6411	807	9196	391	1974	26	120	30	116	1520	17 817
Õõtsik-madalsood	3.1.1.3	71	669	146	1133	69	246	4	2	16	26	306	2076
Lammi-madalsood	3.1.1.4	15	751	94	1558	92	861	7	23	11	83	219	3277
Madalsood (tüüp määratlemata)	3.1.1 ?	1	3	7	10	14	40	3	9	1	5	26	67
Allikasood	3.1.3.1	111	398	116	275	28	64	2	8	8	6	265	752
Segatoitelised rohusood (siirdesood)	3.1.2	530	16 837	1091	16 499	482	5422	32	159	49	424	2184	39 341
Rohu-siirdesood	3.1.2.1	379	13 529	911	15 577	428	5068	23	150	37	388	1778	34 713
Õõtsik-siirdesood	3.1.2.2	151	3308	180	922	54	353	9	9	12	36	406	4628
Rabad	3.2	378	79 143	722	46 487	381	18 641	27	577	27	888	1535	145 736
Nõmmrabad	3.2.1.1	17	302	60	789	9	22	1	1	1	2	88	1116
Lage- ja puisrabad	3.2.2	361	78 841	662	45 697	372	18 619	26	576	26	886	1447	144 619
Kokku	3	1672	107 720	4646	83 725	3404	31 911	441	1551	273	1927	10 436	226 834

TABEL 14. Erineva looduskaitselise üldhinnanguga soode arv (N) ja pindala (ha).
Tähistused: A – ülikõrge väärtus, B – kõrge väärtus, C – oluline väärtus, D – madal või puuduv väärtus.

Kasvukohatüüp	Tüübi kood	A		B		C		D		Kokku	
		N	ha	N	ha	N	ha	N	ha	N	ha
Rohusood	3.1	285	19 671	2084	37 241	3849	17 779	2683	6408	8901	81 098
Põhjaveetoitelised rohusood (madalsood)	3.1.1	94	6042	1132	17 928	2839	11 989	2387	5046	6452	41 006
Liigivaesed madalsood	3.1.1.1	20	1276	504	6576	1807	6218	2050	3699	4381	17 770
Liigirikkad madalsood	3.1.1.2	54	3577	480	9076	739	4226	247	938	1520	17 817
Õõtsik-madalsood	3.1.1.3	17	579	99	891	156	489	34	117	306	2076
Lammi-madalsood	3.1.1.4	3	611	47	1380	126	1033	43	253	219	3277
Madalsood (tüüp määratlemata)	3.1.1 ?	0	0	2	4	11	23	13	39	26	67
Allikasood	3.1.3.1	61	426	128	229	72	86	4	10	265	752
Segatoitelised rohusood (siirdesood)	3.1.2	130	13202	824	19 084	938	5703	292	1352	2184	39 341
Rohu-siirdesood	3.1.2.1	83	10 256	633	17 921	801	5394	261	1142	1778	34 713
Õõtsik-siirdesood	3.1.2.2	47	2946	191	1163	137	310	31	209	406	4628
Rabad	3.2	91	50 146	541	67 716	669	21 896	234	5978	1535	145 736
Nõmmrabad	3.2.1.1	3	251	27	413	52	375	6	78	88	1116
Lage- ja puisrabad	3.2.2	88	49 895	514	67 303	617	21 520	228	5900	1447	144 619
Kokku	3	376	69 816	2625	104 957	4518	39 674	2917	12 386	10 436	226 834

TABEL 15. Kõrge ja ülikõrge looduskaitse üldhinnanguga kaitsealuste ja kaitsemata soode pindala ja osakaal.

Kasvukohatüüp	Kasvu- koha- tüübi kood	Kaitstavate soode pindala		Kõrge looduskaitse väärtusega kaitstavate soode pindala		Kõrge looduskaitse väärtusega kaitsemata soode pindala	
		ha	%	ha	%	ha	%
		Liigivaesed madal-sood	3.1.1.1	8453	48	5994	71
Liigirikad madal-sood	3.1.1.2	11 512	65	10 263	89	2390	
Õõtsik-madal-sood	3.1.1.3	1180	57	1005	85	465	
Lammi-madal-sood	3.1.1.4	2022	62	1719	85	272	
Allikasood	3.1.3.1	447	60	416	93	239	
Rohu-siirdesood	3.1.2.1	28 683	83	26 034	91	2143	
Õõtsik-siirdesood	3.1.2.2	3727	81	3697	99	413	
Nõmmrabad	3.2.1.1	541	48	517	96	146	
Lage- ja puisrabad	3.2.2	112 420	78	106 151	94	11 047	
Kokku		168 985	–	155 796	–	18 972	

Siiski on iga kasvukohatüübi piires kõrge looduskaitse väärtusega alasid, mis praegu ei ole kaitse alla võetud, kuid mis lähiajal tuleks kaitsealuste soode võrgustikuga liita. Üksikute soode detailsem uurimine ja hindamine jäi väljapoole käesoleva projekti raame ning seetõttu on seni kaitse alla võtmata kõrge looduskaitse üldhinnanguga soode puhul järgnevalt vajalik nii nende kui ka piirnevate koosluste täiendav analüüsimine. Tuleb märkida ka seda, et mitmed kõrge looduskaitse väärtusega sood on kaitse all vaid osaliselt: kaitstava loodusobjekti piirest jääb välja mitte üksnes soo soodsa looduskaitse seisundi tagamiseks vajalik puhverala (vt. 7.5.2), vaid ka osa soost endast.

7.4.5 Natura 2000 võrgustiku piisavus

Natura 2000 loodusaladele jäävate soo-elupaikade pindalad erinevad käesoleva inventuuri andmeil üsna oluliselt keskkonnaministeeriumi poolt varem esitatud hinnangutest. Tundub, et enne täpse inventuuri tegemist on Natura 2000 võrgustikku arvatud soo-elupaikade kogupindala süstemaatiliselt üle hinnatud, välja arvatud elupaigatüübi 7140 (siirde- ja õõtsiksood) puhul, kus on tegemist ilmse alahinnanguga. Ent loodusaladele jäävate elupaigatüüpide osakaal langeb käesoleva uurimuse tulemustega suuresti kokku (tabel 16). Erandiks on elupaigatüübid 7230 (aluselised ja nõrgalt happelised liigirikad madal-sood), mille kaitstust on varem ülehinnatud, ja 7210 (lubjarikkad madal-sood lääne-mõõkrohuga), mille kaitstust on alahinnatud. Siinjuures tuleb arvestada, et elupaigatüüpi 7150 on tõlgendatud erineval viisil (vt ptk 7.2.4) ja seetõttu ei pruugi esitatud hinnangud olla võrreldavad, elupaigatüübil 7120 aga puudub Eestis looduskaitse tähtsus.

Enamasti on Natura 2000 võrgustikuga hõlmatud alade osakaal elupaigatüüpide raames kõrgem kui 60% ja vastavalt Euroopa Komisjonis väljakujunenud praktikale võib nende kaitstust lugeda piisavaks. Seega ei ole enamiku soo-elupaigatüüpide puhul põhjust kavandada loodusalade võrgustiku kõneväärset laiendamist. Siiski on iga elupaigatüübi puhul mõned kõrge looduskaitse väärtusega alad, mis võivad vajada Natura võrgustikuga liitmist (vt 7.2).

TABEL 16. Natura 2000 loodusalade võrgustikus paiknevate soode pindala ja osakaal keskkonnaministeeriumi ja käesoleva inventuuri andmetel.

Elupaiga- tüübi kood	Alade ülpindala Natura võrgustikus				Väljapoole Natura võrgustikku jäävate alade pindala ha
	K. Mölleri andmetel		inventeerimise andmetel		
	ha	%	ha	%	
7110	130 000	82	108 467	81	11 108
7120	2000	4	1713	21	188
7140	24 000	75	31 677	81	3062
7150	6000	75	453	99	2
7160	500	68	440	59	241
7210	1900	53	1431	70	395
7230	23 000	96	18 383	65	3373
Kokku	~190 000	–	162 564	–	18 369

Kahe elupaigatüübi puhul – Fennoskandia mineraaliderikkad allikad ja allikasood (7160) ning aluselised ja nõrgalt happelised liigirikad madal-sood (7230) – võib Natura-võrgustikku hõlmatud alade osakaal (59% ja 65%) näida küll piisav, ent nendes tüüpidesse kuuluvad elupaigad on Eesti sooladest kõige ohustatumad (tabel 9). Hüdroloogilisest seisukohast on enam-vähem looduslikus seisundis säilinud vähem kui 25% allikasoodest ja alla 10% liigirikastest madal-soodest (Ilomets, 1994b) ning väljaspool Natura 2000 võrgustikku ei ole nende soodsa looduskaitse seisundi säilimine tagatud.

7.4.6 Vastutuskooslused

Eestis on säilinud rohkesti soid, millel on rahvusvaheline väärtus. Näiteks mitmetel suurematel rabadel ja lubjarikastel madal-soodel on üle-Euroopaline tähtsus. Kuigi Natura 2000 võrgustiku eesmärk on tagada kaitse erinevatele Euroopa skaalas ohustatud elupaikadele (mitte ainult üksikute Euroopa Liidu liikmesmaade piires väärtustatuile, nagu see paraku praeguseeni paljudel juhtudel on) ja kuigi enamik Eestis leiduvaid soo-kasvukohatüüpe vastab loodusdirektiivi elupaigatüüpidele, pole kõik sood võrdse väärtusega. Sageli kulutatakse mõnes riigis palju tähelepanu ja vahendeid mingi elupaigatüübi ainsa leiukoha kaitsmisele, pööramata tähelepanu sellele, et sama tüüpi elupaiku võib mõnes naaberriigis leiduda üpris arvukalt ja suurel pindalal. Oluline on ka vastupidine vaatekoht: mõnes riigis (piirkonnas) võidakse üsna üksikõikse suhtuda seal tavalistesse elupaikadesse, mis aga on haruldased naabermaades või laiemaltki. Seda silmas pidades tuleks vastutusliikide kontseptsiooni laiendada ka elupaikadele ja kooslustele (Paal & Leibak, 2011).

On ilmne, et Eestis tuleks vastutuselupaikadeks lugeda suured looduslikus seisundis rabad (elupaigatüüp 7110). Kõigi seda tüüpi rabade kogupindala poolest on Eesti Roots ja Läti järel Euroopas absoluutarvestuses ametlikult kolmandal kohal⁸⁵; inventuuriandmeid arvestades on elupaigatüübi kogupindala meil siiski väiksem ka Soome looduslike rabade omast. Kuid Lätis on just suurrabade hulk ja pindala Eesti omast palju väiksem (Läti rabade keskmine suurus ja levikupilt on võrreldavad olukorraga Lõuna-Eestis) ja näiteks Lõuna-Soomes on rabade kuivendamine toimunud hoopis suurema intensiivsusega kui Eestis. Seetõttu osutub Eesti (ilmselt koos Rootsi) kogu Euroopa Liidu raames peamiseks riigiks, kes kannab vastutust (suurte) rabade säilimise ja soodsa looduskaitse seisundi eest.

⁸⁵ Kättesaadav: http://bd.eionet.europa.eu/article17/index_html/habitatsummary/?group=Ym9ncywgbWlyZXMGJiBmZW5z&ha-bitat=7110®ion= (13.04.2013)

Eesti vastutuskoostrukste ja -elupaikade väljaselgitamiseks on vajalik edasine detailsem uurimistö. Meie soo-elupaikadest kuuluvad vähemalt boreaalse regiooni ulatuses nende sekka ilmselt ka allikasood (tüüp 7160) ja lubjarikkad madalsood (tüüp 7230). Isegi lääne-mõökrohu koosluste (mis 2/3 Eestis puuduvad!) kogupindala poolest oleme Euroopas Rootsi ja Prantsusmaa järel kolmandal kohal.⁸⁶

7.4.7 Elupaigakompleksid

Soomaastikud on sageli erinevatesse kasvukohatüüpidesse kuuluvate alade kompleksid. Enamasti on nii, et mida suurem on soo(stiku) kogupindala, seda enam erinevaid kasvukohatüüpe see hõlmab. Maastike seisukohast ongi üheks soode väärtuse hindamise kriteeriumiks nendes esindatud erinevate kasvukohatüüpide hulk – mida enam erinevat tüüpi kasvukohti, seda väärtuslikum soo. Seega on näiteks rabad, mida ümbritseb servamäe ja mille läheduses paikneb erinevaid siirde- ja/või madalsoid, looduskaitse suurema tähtsusega ja prioriteetsema kaitsevajadusega kui vaid ühte-kahte kasvukohatüüpi hõlmavad isoleeritud rabelupaigad.

Enamasti on sookomplekside äärealad muudetud karja- või rohumadeks, kuivendatud puistuteks jne, või siis on muidu looduslik seisundis sood ümbritsetud piirdekraaviga. Seetõttu inimtegevusest täiesti mõjutamata madal-sookomplekse Eestis ei olegi. Üksnes mõned üksikud suuremad sookompleksid on ilma piirdekraavideta või muul viisil inimtegevusest mõjutamata (nt Leidissoo Loode-Eestis) või on oluline inimõju tuvastatav vaid mõnes servas (nt Lihula soo Lääne-Eestis, Kuresoo Soomaal, Muraka raba Alutagusel, Emajõe Suursoo Ida-Eestis jne).

Kagu-Eesti kõrgustike piires ning Lääne-Saaremaal võib sageli leida arvukalt kobaratena paiknevaid erinevat tüüpi väikesi soid. Nisugune sooderikas maastikumuster on väga väärtuslik loodusliku mitmekesisuse seisukohast, aga ka hariduslikust ja teaduslikust küljest. Näiteks Saaremaa allikasood süsteem on äärmiselt oluline floristiliselt, sest kogu maailmas kasvab üksnes seal endeemne saaremaa robirohi (*Rhinanthus osiliensis*), samuti on see tõmbiõiese loa (*Uncus subnodulosus*) ainsaks kasvukohaks Eestis. Seetõttu tuleb sookomplekside kõrval kõrgelt väärtustada ka sooderikkaid mosaiikseid maastikke.

Oleme seisukohal, et kõiki hästi säilinud sookomplekse ja sooderikkaid mosaiikseid maastikke tuleks säilitada. See ei tähenda kõigi nende range kaitse alla võtmist, mõnikord piisab sellestki, kui soodes ja nende ümbruses on väljastatud kuivendusüsteemide rajamine või rekonstrueerimine ning karjääride avamine. See aga on maakonna tasemel lahendatav maastikuplaneerimise ülesanne.

7.5 Soovitusi soode kaitseks ja säästlikuks majandamiseks

7.5.1 Mõningaid probleeme ning soovitusi muudatusteks õigusaktides ja haldussüsteemis

Märgalade kaitset reguleeriv õiguslik normistik on üldjoontes paigas juba alates 1990. aastate keskpaigast maapõuseaduse ning kaitstavate loodusobjektide seaduse kehtestamisega, ent seda on

viimastel aastatel, iseäranis seoses Euroopa Liidu liikmelisusega, oluliselt täiendatud; samuti on korduvalt muutunud looduskaitse haldamise süsteem, mistõttu halduspraktika on pidevas arenemises. Võrreldes 1995. aastaga on regulatsioon oluliselt detailsem ning arvestab suuremal määral looduskaitse väärtuste ja vajadustega – lisandunud on põhjalik keskkonnamõtude hindamise regulatsioon, Euroopa Liidu Natura 2000 võrgustiku alade kaitse regulatsioon jne.

Olulisemate probleemidena, mis võivad märgalade seisundit mõjutada, võib välja tuua lüngad neid alasid negatiivselt mõjutavate tegevuste – eelkõige turba kaevandamine ja märgalade kuivendamine – hindamise ja lubamise regulatsioonis ning vastavas halduspraktikas.

Olulise keskkonnamõtuga tegevuste puhul tuleb läbi viia keskkonnamõtude hindamine, mis peaks andma vastuse kavandatava tegevuse lubatavuse kohta. Kaevandamislubade väljaandmisest keeldumine on samas rangelt piiratud, keeldumise alused on seaduses loetletud (MaaPS § 34 lg 1) ning otsustajal puudub märkimisväärne kaalutusruum, kas luba anda või mitte. Kaevandamisloa võib muuhulgas jätta andmata, kui keskkonnamõtude hindamise tulemusel selgub, et kaevandamisega kaasneb oluline keskkonnamõtude ja seda ei ole võimalik ära hoida ega leevendada (MaaPS § 34 lg 1 p 19). See kaevandamisloast keeldumise alus on tegelikult sisutu, kuna üldjuhul on alati võimalik välja pakkuda keskkonnamõtude leevendavaid meetmeid. Samuti on praktikas probleeme KMH kvaliteediga. Ilmselt oleks mõistlik maapõuseaduses kaevandamislubadest keeldumise aluseid täpsustada. Samuti tuleks ette näha õiguslikke või haldusmeetmeid KMH praktika kvaliteedi parandamiseks.

Kaevandamislubade andmine toimub mitmeetapilises loamenetluses, mis annab võimaluse otsustada kunagi varasemate nõuete alusel nõusoleku saanud lubade väljaandmine ilma keskkonnamõtude hindamata või jätta teatud küsimustes mõjud täiel määral hindamata (nt kui mõjude hindamine toimub kaevandamisloa, mitte vee erikasutusloa menetluses). Selle probleemi lahendamiseks näeb Riigikogus 16.02.2011 vastu võetud keskkonnaseadustiku üldosa seadus ette ühe keskkonnamõtude menetluse kõigi keskkonnamõtude lube vajavate tegevuste jaoks, mille raames tuleb vajadusel viia läbi ka KMH.

Kuivendamisprojektide puhul on probleemiks see, et nende lubamisel jäetakse keskkonnamõtude enamjaolt täiesti hindamata väitega, et tegemist ei ole KMH objektiga – seega mõjude hindamist isegi ei kaaluta. Vajalik oleks maaparanduslubasid andvate haldusorganite teadlikkuse tõstmise õigusnormide nõuetest.

Teiseks suuremaks probleemigrupiks on kaevanduste rajamise otsustamise aluste puudulikkus, mistõttu vastavad otsused ei pruugi olla läbi mõeldud avaliku huvi seisukohast, vaid järgivad eelkõige eraisikutest kaevandajate huve. Kaevanduste rajamine toimub üksikotsustuste baasil, hindamata nende kogumõtude laiemas piirkonnas või kaalumata alternatiivseid asukohti. Maavaravarude kategooriate (tarbevaru, reservvaru, prognoosvaru) määramine ei ole läbipaistev, kuna see toimub ilma avalikkust kaasamata ning vastavatest otsustest avalikkust ei teavitata.

Turba kaevandamise aastastele mahtudele on seatud piirmäärad, ent ei ole selge, kas ja kuidas kaevandamislubade puhul nendega arvestatakse. Ka ei ole kehtivates õigusnormides üheselt määratletud, kas turvas on taastuv või taastumatu loodusvara – kehtiv siseriiklik regulatsioon lähtub pigem eeldusest, et tegemist on taastuva loodusvaraga (turba kaevandamisega seotud huvigruppide poolt on tehtud ettepanekuid defineerida turvas aeglaselt taastuva loodusvarana), ent see võib tuua kaasa olukorra, kus kaevandamismahud ületavad turba juurdekasvu. 2005. a avaldas Riigikontroll auditi aruande, mille järgi Eestis puudub korralik info turbavarude juurdekasvu kohta. Väidetavalt ületab praegu kehtiv turbakaevandamise aastane limiit tootmiseks määratletud aladel turba juurdekasvu mitmekordselt.⁸⁷ EL taastuvenergia direktiivist 2009/28/EÜ ja Riigikogus 2004. a vastu võetud kütuse ja energiamajanduse pikaajalisest arengukavast aastani 2015 tulenevalt peab turvast käsitlema taastumatu energiasseaduse.⁸⁸

86 Kättesaadav: [http://bd.eionet.europa.eu/article17/habitatsreport/?group=Ym9ncywgbWlyZXMGJiBmZW5z&country=®i on= \(13.04.2013\)](http://bd.eionet.europa.eu/article17/habitatsreport/?group=Ym9ncywgbWlyZXMGJiBmZW5z&country=®i on= (13.04.2013))

87 Eesti turbaalade kaitse ja säästliku kasutamise alused. 05.10.2010, lk 6. Kättesaadav: [http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=1083186/Turbakontseptsioon_kodulehele_T%C4IENDATUD.pdf \(13.04.2013\)](http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=1083186/Turbakontseptsioon_kodulehele_T%C4IENDATUD.pdf (13.04.2013))

88 Eesti turbaalade kaitse ja säästliku kasutamise alused. 05.10.2010, lk 7.

Vastavalt Eesti turbaalade säästliku kasutamise kontseptsiooni eelnõule eeldab kaevandatud turba säästlik kasutamine riiklikku otsust koos sinna juurde kuuluva erinevate huvirühmade ja institutsioonide vahelise aruteluga, milles oleks defineeritud:

- 1) majanduslikult põhjendatud aastane turbakaevandamise lubatav piirmäär;
- 2) milliseks otstarbeks turvast kaevandatakse;
- 3) milline on kaevandamise tehnoloogia ja meetodid;
- 4) kas kaevandamise tehnoloogia ja meetodid tagavad turba säästliku kaevandamise, ladustamise ja turustamise;
- 5) jääsoode taastamise kavad.⁸⁹

VeeS § 8 lg 2 p 13 kohaselt on vee erikasutusluba vaja ka keskkonda juhitavale kaevandusveele. Kuna kaevandusvett ei käsitleta heitveena (vt 2.1.3.2), siis otseselt heitvee piirväärtused kaevandusveele ei kehti. Seega on vajalik kehtestada saasteainete piirväärtused ka keskkonda juhitavale kaevandusveele, et välistada liiga avar haldusorgani diskretsioon ja tagada läbipaistev halduspraktika.

7.5.2 Soovitusi puhvertsoonide rajamiseks

Soodele avaldavad suurt mõju neid ümbritsevate naaberlade veerežiimi muutused, samuti sealt lähtuv õhusaaste ja lokaalkliima muutused. Seepärast on soo-ökosüsteemide efektiivseks kaitseks nende ümber vaja luua puhveralad, säilitamaks soode veerežiimi ja tagamaks seeläbi nende ökosüsteemse kvaliteedi ning nendega seotud organismide liigikaitse. Puhveralade planeerimisel tuleb lähtuda eelkõige soode veerežiimi säilitamise vajadustest, sest sel juhul on enamasti tagatud ka kohaliku õhukvaliteedi ja mikrokliima püsimine.

Kaitsealuste soode puhul peaksid ka puhvertsoonid jääma kaitsealale, et nende majandamist saaks reguleerida kaitse-eeskirja ja kaitsekorralduskavaga. Täiendavate puhvertsoonide rajamine võib olla vajalik liikide elupaikade ning põhja- ja pinnavee kaitse tagamiseks; nende rajamise vajadus ja ulatus tuleb välja selgitada iga soo puhul eraldi, arvestades kaitset vajava liigi ökoloogilisi vajadusi või veekaitse tingimusi.

Sood võib hüdroloogilise režiimi alusel jagada kolme peamisse tüüpi:

- A – põhjaveetoitelised pealevoolulise veerežiimiga sood (madalsood, allikasood, osaliselt siirdesood);
- B – sadeveest toituvad väljavoolulise veerežiimiga sood (rabad, osaliselt siirdesood);
- C – üleujutatava veerežiimiga sood (lammisood, rannikul paiknevad sood).

Soo ise moodustab nn tuumala, seda ümbritsevad puhvertsoonid võib jagada kaheks erineva kaitsekorraga alatsooniks (Mander, 1980):

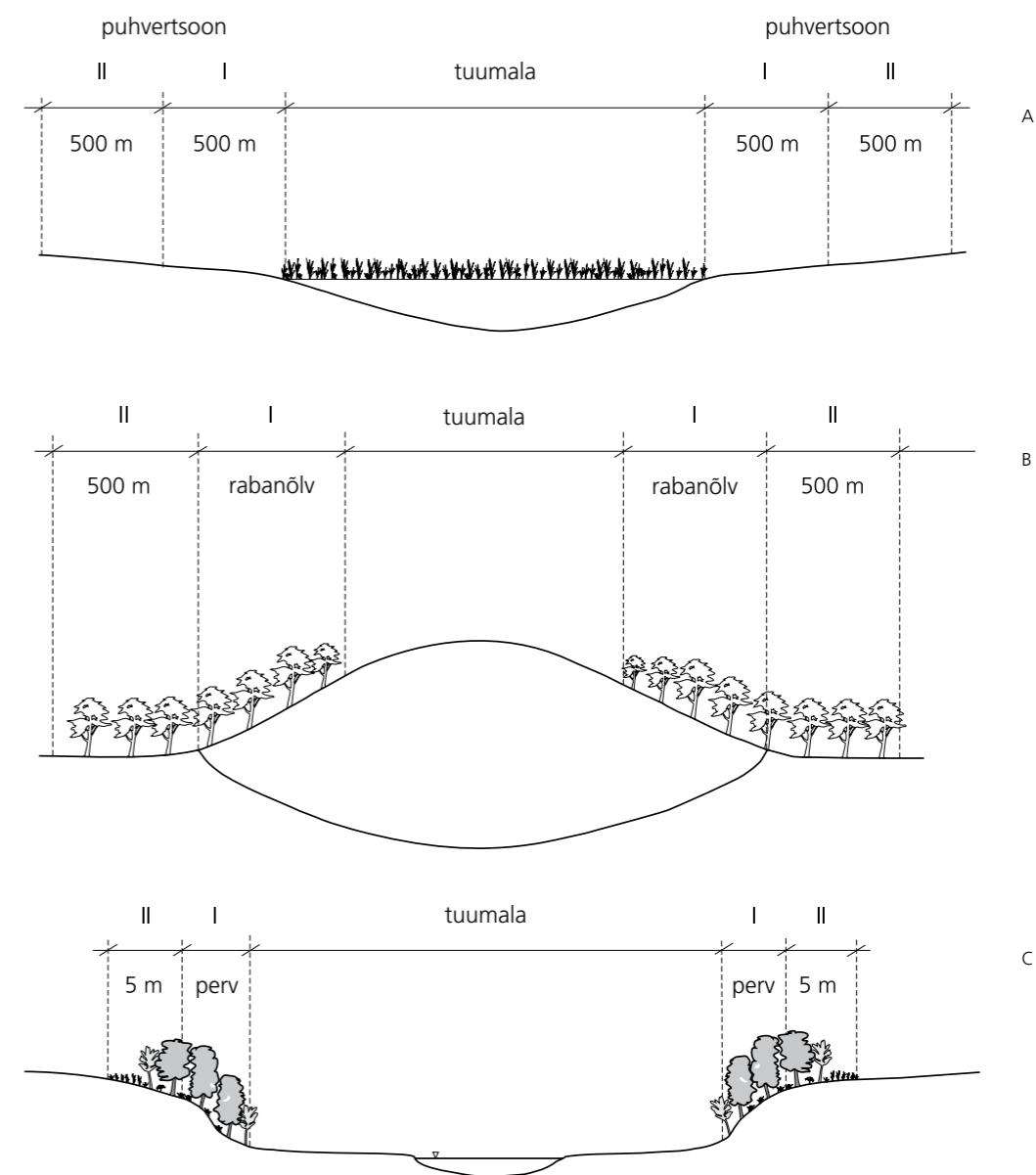
- I puhvertsoon – tuumalaga piirnev ala, kus majandustegevus piirdub puhvertsooni säilimiseks vajalike hooldustöödega;
- II puhvertsoon – I puhvertsooni ümbritsev ala, kus majandustegevus on rangelt reguleeritud; metsa lageraie, turba kaevandamine, ehitustööd ja maaparandustööd ei ole lubatud.

Tüüpi A kuuluvate soode I ja II puhvertsooni laius peab üldreeglina olema vähemalt 500 m (joon 27A). Puhverala loomisest tuleb lisaks otseselt kaitstavale tuumalale hinnata hüdroloogilisi tingimusi kogu valgla piires, arvesse tuleb võtta valgla potentsiaalne mõju soole ning soo osa valgla põhja- ja pinnavee hüdroloogilise režiimi ja kvaliteedi kujunemises. Vajadusel tuleb puhverala laiust suurendada.

Tüüpi B kuuluvate soode I puhvertsoon peab hõlmama kogu raba- või siirdesoo nõlva ning jalami kuni servamäreni. II puhvertsooni laius peab olema vähemalt 500 m (joon 27B). Kui on oht, et kaugemal

toimuv majandustegevus, eelkõige kuivendus, võib põhjustada soo veerežiimi muutusi, tuleb puhverala laiust suurendada.

Üleujutatava veerežiimiga C tüüpi sood on sageli olnud poollooduslikud ökosüsteemid, kus ekstensiivse põllumajandustegevuse – peamiselt niitmise ja karjatamise – jätkamine pole vastunäidustatud. Sellistel turbaaladel tuleb kaitsta jõgede kaldaid erosiooni ja külgnelatelt põllumajandusmaadelt sissekantavate toitainete eest. Puhvertsoon peab hõlmama kogu jõeoru perve ja ulatuma vähemalt 5 m perve ülaserast kaugemale (joon 27C). Perv peab olema kaetud põõsaste või puudega (lepp, paju jt). Lammisood kaitse peab hõlmama ka jõesängi kaitset nii alla- kui ka ülesvoolu, et tagada jõgede looduslik veetaseme kõikumine ja üleujutusrežiim. Iga lammiala puhul tuleb välja selgitada sängi kaitsmise vajalik ulatus, kus ei tohi muuta jõesängi morfoloogiat ega jõe veerežiimi.



JOONIS 27. Eri tüüpi soode soovitatavad puhvertsoonid.

⁸⁹ Eesti turbaalade kaitse ja säästliku kasutamise alused. 05.10.2010, lk 8.

Puhvertsoonide laiendamise vajadust ja majandamise reguleerimist tuleb täiendavalt analüüsida iga konkreetse soo puhul eraldi. Puhveralad ja nende majandamise režiim tuleb fikseerida omavalitsuste planeeringutes, kaitstavate loodusobjektide kaitse-eeskirjades ning kaitsekorralduskavades.

7.5.3 Soovitusi soode majandamiseks

Kõikide Eesti turbaalade majandamise eesmärk peab olema nende ökoloogiliste, sotsiaalsete ning majanduslike funktsioonide säilitamine praegu ja tulevikus. Selle saavutamiseks tuleb mõista turbaalade rolli ja väärtust ressursside planeerimisel ning kasutuse korraldamisel. Lähtepunktiks on siin säästliku majandamise põhimõte. Mistahes märgala hävitamist või selle tingimuste pöördumatut muutmist ei tohi otsustada ilma tagajärgede pikaajase majandusliku ning ökoloogilise prognoosita. Arvestada tuleb veega seotud ökoloogilisi funktsioone, soode veemahutavust tuleb maakasutuse planeerimisel väärtustada. Eriti tuleks vältida soode hävitamist selliste jõgede valgaladel, kus see võib tuua kaasa või suurendada üleujutusrisi. Prioriteetseks tuleb pidada ka rikutud turbaalade taastamist. Kõike seda arvestades tuleks soid kasutada viisil, mis suurendab nende jätkusuutliku ja tootliku kasutamise potentsiaali tulevaste põlvkondade tarbeks.

7.5.3.1 Soode säästlik majandamine

Soode edasise kaitse korraldamisel tuleb peatähelepanu pöörata praegu veel kaitsealade võrgustikku hõlmamata väga kõrge (A) ja kõrge (B) looduskaitse üldhinnanguga soodele. Lisaks nendele on Eestis veel tuhandeid soid, mille looduskaitse üldhinnang on oluline (C). Kui viimased ei moodusta koos teiste soodega või piirnevate väärtuslike metsadega olulisi komplekse, siis nende kaitse alla võtmise küsimus päevakorraks ei kerki. Seega on üht osa neist soodest võimalik kasutada majanduslikel eesmärkidel, teise osa puhul aga tuleks välistada radikaalsed muutused maakasutuses ja/või soovimatu naabrusmõju. Sellesuunalisi tegevusi saab ja tuleb kontrollida omavalitsuste kehtestatavate üldplaneeringute kaudu. Soovimatuid tegevusi tuleks vaos hoida ka keskkonnamõju hindamise (KMH, SMH), ressursikasutuslubade jms abil.

Soode puhul on kõige olulisem vältida nende kuivendamist või hüdrooloogiliste tingimuste ebasoodsaks muutmist mõnel muul viisil (voolusängide õgvendamine, paisude või niisutussüsteemide rajamine jne), turba kaevandamist ning hoonete ja rajatiste (teede, torujuhtmete, elektriliinide vms) ehitamist. Samas on lubatav jätkata traditsiooniliste tegevustega nagu

- karjatamine;
- heina varumine;
- säästlik metsamajandus (valikraie);
- marjade ja seente korjamine;
- turism.

Näiteks on looduslike marjaressursside majanduslik potentsiaal nii ärilises kui ka puhkemajanduslikus mõttes tunduvalt suurem, kui seda on seni Eestis kasutatud. Mõistliku planeerimise korral on küllalt lihtne vältida ka marjavarumise ja looduskaitse huvide võimalikke konflikte.

Omavalitsuste kehtestatavad üldplaneeringud võiksid olla tulevikus peamine vahend soode kasutamise suunamisel. Planeeringute elluviimine sõltub siiski looduskaitse- ja ökoloogiliste väärtuste tähtsustamisest omavalitsuste planeerijate ning poliitikute silmis. Kesk- ja piirkondlike keskkonna-asutuste mõju kohalike omavalitsuste planeerimisprotsessile on planeeringute puhul väiksem kui keskkonnamõju hindamise puhul. Arendamisetepanekute vastavuse kontroll looduskaitse ja loodusväärtuse kriteeriumidele on piirkondlike keskkonna-asutuste vastutada.

Teemaplaneeringutes sisalduvad "rohevõrgustiku"⁹⁰ põhimõtted võiksid olla üks kohaseim vahend säilitamiseks esinduslikumat osa üldhinnangu "C" saanud soodest. Paraku on tuntust kogunud just vastupidised juhtumid, kus otsustajad eiravad mõne planeeringuobjekti paiknemistki rohevõrgustikus, kui arendajad on suutnud "tõestada" omi huve esmatähtsana.

Käesoleva raamatu koostajad on teadlikud, et praegusel hetkel ei saa Eestis juriidiliselt suhteliselt jõuetult toimivaid planeeringuid soode säilitamise tagamiseks liialt usaldada. Siiski on selles osas julgustavaid näiteid ja suundumusi nii naabermaadest kui ka Eestist. Näiteks Harku Vallavalitsus oli juba 1990. aastatel teadlik Tabasalu soo hüdrooloogilisest olulisusest piirnevatele aladele, sh vallakeskusele endale, ja on vältinud negatiivset mõju sellele turbaalale, mille puht-looduskaitse väärtus pole kuigi kõrge. Samalaadset suhtumist on ilmutanud ka mitmed teised omavalitsused, eriti valglinnastuvates piirkondades, kus turbaalad on või on jäämas sageli ainsateks täis ehitamata vm moel "ära arendamata" maalappideks üldse.

Märksa enam kipub olema vastuolusid maapiirkondade omavalitsustes, kui kogukond on huvitatud kohaliku turbaala (näiteks marjasoo või veesäilitusala) säilitamisest, vallavalitsus on aga kohaliku majanduse mistahes arendamise huvides välja andmas lube näiteks kaevanduste rajamiseks. Mõned näited soid puudutavast senisest kohtupraktikast on toodud lisas IV. Loodetavasti edaspidi selliste juhtumite puhul säästlike lahendusteni (mis sageli on kompromissid) jõudmine sageneb, seda just kodanikuühiskonna aktiivsuse edenemise tulemusena.

7.5.3.2 Sood ja kuivendus

Suurim oht soode säilimisele on Eestis olnud ja on ka praegu nende kuivendamine. Kuni 1970.–1980. aastateni mõjutas soid eeskätt põllumajanduslikel eesmärkidel tehtud kuivendamine. Pärast Eesti iseseisvuse taastamist on osa kultuuristatud turbaaladid langenud põllumajanduslikust kasutusest välja. See protsess võib teatud ulatuses olla pöörduv, kuid ei ole tõenäoline, et lähematel aastakümnetel ootaks meid uus suureulatuslik soode kuivendamine põllumajanduslike maade laiendamiseks. Arvatavasti osa praegusi kuivendussüsteeme uuendatakse, ent osal lastakse amortiseeruda ning on väheusutav, et investeeritakse uute suuremate kuivendussüsteemide rajamisse. Osa kuivendatud turbaaladid, mida varem kasutati põllumajanduslikes huvides, usutavasti metsastatakse.

Samas on ilmne, et ka metsamajanduslik turbaalade kuivendamine avaldab Eesti soode seisundile ning arengule nii praegu kui tulevikus väga olulist mõju. Metsaga kaetud turbaalade seisund järjest halveneb, sest vanu kuivendussüsteeme ei jõuta korras hoida. Arvestades seda, et nõudlus puidu järele järjekindlalt suureneb ja metsade majandamine muutub üha intensiivsemaks, on oodata suurenevat aktiivsust vanade metsakuivendussüsteemide korrastamisel.

Seniste kogemuste põhjal on looduskaitsetel hoopis kergem leida kompromissi turbakaevandajate kui maaparandajatega. Nagu selgitati eespool osas 7.5.1, ei ole kuivendustööde kavandamisel keskkonnamõju hindamine nõutav, seetõttu ei analüüsita üldse ka kuivendusest tulenevat naabrusmõju. Paljudel juhtudel ei ole kavandatud kuivendustöödest võimalik saada eelteavetki, eriti kui neid töid tehakse kuivendussüsteemide rekonstrueerimise sildi all. Samas võib isegi sadu meetreid eemal kaevatav või süvendatav kraav kahjustada madalsoid ja allikasoid – ja just need on Eesti ohustatuimad sootüübid (vt. ptk. 5.3 ja 7.4.5).

Soid, eriti lagedaid madalsoid mõjutava kuivendamise üks tagajärgi on teatud keemiliste elementide ja orgaaniliste ühendite kontsentratsiooni tõus äravoolus. Kuivendussüsteemist väljavoolava vee

90 Sepp, K., Jagomägi, J. 2002. Roheline võrgustik. Kätesaadav: <http://www.siseministerium.ee/public/roh.vorgustik.pdf> (13.04.2013).

lämmastikühendite sisaldus võib olla 10–60 mg/dm³ (Tomberg, 1992). Samasugune on olukord fosforiühenditega. Kahjuks katkes põllumajandusliku maaparanduse mõju uurimine ja seire turbaaladelt äravoolavale veele ja veekogudele 1980. aastatel, ent vajadus selle taastamise järele on ilmne.

Põhjalikum uurimist vajavad liigirikkad madalsood, täpsustamaks neid erilisi keskkonnatingimusi, mis tagavad sealsete taimekoosluste püsimise. Eriti vajalikud on sellised teadmised kuivendusest mõjutatud või rikunud liigirikkaste madalsoode taastamiseks. Seejuures tuleks mõned kõige paremini säilinud vastava tüübi sood Eesti bioloogilise mitmekesisuse seire programmi raames võtta pideva vaatluse alla, et oleks tagatud usaldatava taustainfo saamine. Liikide ja koosluste seire peab seejuures olema integreeritud hüdroloogiliste tingimuste seirega.

Mõnede soode loodusliku mitmekesisuse säilitamiseks oleks vajalik nende traditsioonilise kasutamise (karjatamise, niitmise) jätkamine või taaslustamine. See takistab soode võsastumist ja/või metsastumist ning võimaldab seal kasvada suuremal hulgal erinevatel taimeliikidel. Praegustes majanduslikes tingimustes on sellise traditsioonilise majandamise tasuvus aga olematu ning maaomanikke ei motiveeriks tõenäoliselt isegi vastava põllumajandustoetuse kehtestamine. Realistlikum oleks kavandada mõne kaitsealuse madalsoo majandamist näidis- ja seirealana, testimaks erinevate majandamisvõtete (niitmine igal aastal või kahe-kolme aasta tagant, erineva koormusega karjatamine, talvine võsalõik jne) ja nende ühildamise tõhusust.

7.5.3.3 Turba kaevandamine

Turbaalad on mitmel põhjusel Euroopa ühed kõige ohustatumad ökosüsteemid. Peamiseks teguriks on siin säilinud turbavarude üleekspluuteerimine. Paljudes Kesk- ja Lääne-Euroopa maades on turbavarud täielikult või suuremas osas ammendatud, kuid nõudmine turba ja turbatoodete järele pidevalt suureneb. Globaalses ulatuses on turbavarust ära kasutatud küll suhteliselt väike osa, aga turba kaevandamiseks sobivad sood paiknevad Euroopas üsna piiratud alal peamiselt nemoraalses ja boreonemoraalses vööndis ning boreaalse vööndi lõunaosas. Turbaalade kasutuselevõttu soovivad rahvusvahelised subsideeringud ning teabe ja tehnoloogia eksport, tulemuseks on aga loodusliku mitmekesisuse jätkuv hävitamine ja ebasoodus mõju maailma süsinikubilansile (Joosten, 1995).

Eestis majanduspoliitika on kahel viimasel aastakümnel suunatud sellele, et vähendada sõltuvust imporditavast kütteõlist ja gaasist. Piiramaks teisalt põlevkivi kaevandamist, mis väga ulatuslikult kahjustab keskkonda, tuleb leida alternatiive ja üheks neist on ulatuslikum bioenergia ja turba kasutamine. Eesti energiamajanduse riiklikus arengukavas aastani 2020⁹¹ nähakse ette taastuenergia osakaalu suurendamist 2020. aastaks 25%-ni kogu lõpptarbimisest. Samas dokumendis kinnitatakse, et turvast kui biokütust võib kasutada vaid siis, kui kõik säästlikkuse kriteeriumid on täidetud. Vabariigi Valitsuse 12. detsembri 2005. a määrusega nr 293⁹² on turba aastaseks kaevanduslimiidiks kehtestatud 2,653 miljonit tonni.

1994. a laenas Vabariigi Valitsus Maailmapangalt 64,5 miljonit US\$ mitmete omavalitsuste piires küttesüsteemide rekonstrueerimiseks. Need pidid Venemaalt imporditava raskeõli ja gaasi asemel hakkama kütteks kasutama kohalikku turvast ja puitu. Laenukasutus jagunes kaheks: tükkturba tootmise tehnika väljaarendamiseks ja soetamiseks ning katlamajade uuendamiseks. Neist esimene osa õnnestus ja paljud kaevandajad soetasid Euroopa Liidu laenurahaga endale vastavad seadmed. Katlamajade ehitus aga takerdus, sest mugavam oli jätkata õliküttega. Praegu põhineb vaid 6–8 kohaliku katlamaja küttesüsteem turbal ja needki on sellele üle viidud alles hiljuti (teave E. Niitlaanelt). Teisalt käivitus 1990. aastate algul edukalt Rootsi energeetikafirma "Söderenergi" ja Eesti kahe suurima küttureturba tootja – RAS Tootsi ja Sangla Turvas – vaheline ühisprojekt, mille kohaselt igal aastal eksporditakse Eestist

Rootsi kuni 100 000 tonni küttureturba. Praegu on Eesti-poolseks lepingupartneriks AS Sangla Turvas ja müügiimaht jääb 50 000 tonni kanti aastas.

Maailmaturul suureneb jätkuvalt nõudlus kvaliteetse aiandusturba järele. Ühest küljest suureneb selle tarbimine, sest pingutustest hoolimata pole vähelagunenud sfagnumiturba olulist asendajat leitud. Pigem võimaldab just turvas aianduses kasutada teisi komponente, näiteks komposti, mis puhtal kujul taimekasvatuseks ei sobi. Teisest küljest tekitavad defitsiiti turba varumist takistavad vihmased suved. Kuna peamistes aianduspiirkondades Kesk- ja Lõuna Euroopas on vähelagunenud rabaturvas täielikult ammendatud või pole seda kunagi leidnudki, eksporditakse vajalik turvas valdavalt lirimaalt ja Põhja-Euroopast, sh ka Eestist. Eestis on freesturba varumise tehnoloogia ja vajalik taristu hästi välja arendatud, seetõttu on siinsed kvaliteetsed turbatooted nõutud ja hinnatud.

Seega on ootuspärane mitmete Lääne-Euroopa firmade märkimisväärne huvi siinsete turbaressursside kasutamise vastu ning nende poolt on Vabariigi Valitsusele ja kohalikele ametkondadele avaldatud tugevat survet uute turbakaevanduste avamiseks, sh puutumata rabades. Alates 1990. aastatest on nii välismaised kui Eesti kapitalil põhinevad ettevõtted rentinud mitmeid seni looduslikuna säilinud rabasid uute freesväljade rajamiseks, osa neist on juba ka kasutusel. Suurim selline ala on Elbu (Nurme) raba Pärnumaal, kus kaevandamist on alustatud ja seda on lisandumas suure (üle 6000 ha) soo erinevates osades. Kõigi praeguseks välja antud kaevanduslubadega avatud ja avatavad freesväljad peaksid katma turbavajaduse vähemalt 2020. aastani ja ilmselt kauemaks. Samal ajal on turvast tarbivates Lääne-Euroopa maades kiiresti laienemas ka keskkonnakaitseühenduste ning valitsusväliste organisatsioonide kriitika ja tähelepanu Eesti jt turvast ekspordivate maade turbavarude kaevandamise ning sellega seotud keskkonna kahjustamise suhtes. Mitmel puhul on juba kutsutud üles alustama aiandusturba vastaseid protesti- ja boikotiaktsioone.

2005. a auditeeris Riigikontroll riigi tegevust turbavarude kasutamise planeerimisel ja kaevandamise korraldamisel. Ühena paljude hulgas on auditi kontrolliaruandes⁹³ kirjas ka ettepanek keskkonnaministrile suunata turba kaevandamine mahajäetud ammendamata tootmisaladele, lõpetades selleks seni kaevandamata soodele või soode osadele uute kaevandamislubade väljastamise kuni aastani 2025. Ka Rahvusvahelise Turbaliidu (IPS) dokumentides sätestatakse⁹⁴, et edaspidi tuleks freesväljade rajamine looduslikesse (*pristine*) soodesse välistada, ning Ramsari konventsiooni⁹⁵ osapoolte resolutsioon suunab liikmesriike jätkama turbakaevandamist vaid rikunud turbaaladel. Näiteks EL energiadirektiivi 2009/28/EC⁹⁶ (23.04.2009) kohaselt ei loeta biokütusteks selliseid, mis on valmistatud 2008. a jaanuarikuu seisuga [loodusliku – toim.] turbaalana arvel olevatelt maadelt pärinevast toormest, kui viimase saamiseks tuli kuivendada varem kuivendamata pinnast. Kuigi sfagnumiturba (eriti aianduses kasutatava) kvaliteet on varasema kuivendamisega rikunud turbaaladel kõdustumise tõttu madalam, ei kahjustata seal kaevandamise jätkamisega soolupaikade looduskaitse seisundit, sest sealsete koosluste väärtus on niikuinii madal või olematu, samas kasutatakse ära ala, kus toimub intensiivne süsiniku emissioon. Pikaajalise seire tulemused näitavad, et turba mineraliseerumise tagajärjel võib igal aastal hävida hektari kohta 10–15 tonni orgaanilist ainet (Tomberg, 1992). See mass on vähemalt 4–5 korda suurem sama aja jooksul looduslikus soos moodustuva turba massist. M. Ilometsa (1996) hinnangul emiteerub Eestis kuivendatud turbaaladelt aastas 5 x 10⁶ tonni CO₂.

Seega tuleks uusi turbakaevandamislubade edaspidi välja anda eelkõige rikunud jm inimtegevusest tugevasti mõjutatud turbaaladele (nn jääksood, ebaõnnestunud või majanduslikult tulutud metsakultuurid turbapinnasel, metsakasvatuseks sobimatud kõdusookooslused jne.). Samuti tuleks võimalikult täielikult ammendada juba kasutuses olevad või olnud turbakaevandusalad, kasutades selleks uusimaid meetodeid ja tehnoloogiaid. See oleks vastavuses ka säästva arengu seadusega ning aitab kaevandamist

91 Kättesaadav: <http://www.mkm.ee/public/ENMAK.pdf> (13.04.2013)

92 Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/967724> (13.04.2013)

93 Kättesaadav: <http://www.riigikontroll.ee/tabid/206/Audit/1850/Area/15/language/et-EE/Default.aspx> (13.04.2013)

94 IPS 2010. Strategy for Responsible Peatland Management. Kättesaadav: <http://www.peatsociety.org/sites/default/files/files/srpmwebversion.pdf> (13.04.2013)

95 Kättesaadav: http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-documents-texts/main/ramsar/1-31-38_4000_0__ (23.04.2013)

96 Kättesaadav: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0016:0062:et:PDF> (13.04.2013)

kontsentreerida väiksemale arvule turbaaladele, mis läbi hoitakse ühtlasi kokku kaevandamisjärgseid taastamiskulusid.

Vastavalt EL energiadirektiivile 2009/28/EC (23.04.2009) ei loeta turvast taastuvate loodusvarade hulka. Eestis pole seda direktiivi arvestatud ja meil käsitletakse turvast siiani taastuva ressursina, mille kaevandamise aastased piirmäärad põhinevad turba aastasel juurdekasvul. Tulenevalt EL energiadirektiivist on selge, et turba kaevandamise reguleerimisel tuleb senine mahu/massikontseptsioon asendada territoriaalsega. Viimase puhul peetakse silmas seda, et kuna turba kaevandamisega kaasneb paratamatult teatud maa-ala pöördumatu kahjustamine (soode hävitamine), tuleb määratleda, millised turbaalad, millal ja millises ulatuses selleks eraldada. Probleemi lahendamiseks on vaja laiale ühiskondlikule põhjale tuginevat kokkulepet, mille ettevalmistamiseks pakub objektiivse andmebaasi käesoleva inventuuri käigus kogutu.

Nagu eespool näidatud, peaks rikutud endistele rabadele (millest enamik ei vasta enam kasvukohatüübile 3.2.2) kaevanduslubade väljastamine toimuma oluliste bürokratlike takistusteta ja kohati (süsinikuemissiooni intensiivsusest lähtuvalt) olema isegi soodustatud. Alles siis, kui selliste, esimeses eelisjärjestuses ammendatavate turbaalade varu on otsas või kui sätestatud kvoot pole täis saanud, saab hakata kaaluma lubade väljastamist majandustegevuse arendamiseks nõ vabaks jäetavatesse looduslikeesse soodesse. Nagu peatükis 7.1.3.2 märgiti, on Eestis rabade üldpindalast (150 000 ha) umbes 112 000 ha ühel või teisel viisil kaitse all. Ülejäänud säilinud rabade pindala (~37 000 ha) on suurem kui Eesti turbatööstuse kogu senise ajaloo jooksul kaevandamiseks on kasutatud. Kui neist maha arvata ka osa täiendavalt kaitse alla minevaid jm oluliste muutusteta säilitatavaid alasid, on järele jääv rabade hulk ikkagi piisav ulatusliku töendusliku turbavaru pikemaajaliseks tagamiseks.

KIRJANDUS

- Aaviksoo, K.** 1986. Kordusaerofotode kasutamine maastike dünaamika uurimisel. – Rmt-s: H. Hallemaa (toim) Geograafia rakendusprobleeme Eesti NSV-s. Eesti II noorte geograafide suvekooli teesid. Paavli, 25.-29. aug. 1986. a. ETA EGS, Tallinn, pp. 9-13.
- Aaviksoo, K.** 1993. Changes of plant cover and land use types (1950's to 1980's) in three mire reserves and their neighborhood in Estonia. – *Landscape Ecol.* 8: 287-301.
- Aaviksoo, K., Meiner, A.** 2001. Satellite monitoring of Estonian landscapes. – *Publ. Inst. Geogr. Univ. Tartu.* 92: 233-238.
- Aaviksoo, K., Muru, K.** 2008. A methodology of the satellite mapping and monitoring of protected landscapes in Estonia. – *Estonian J. Ecol.* 57: 159-184.
- Aaviksoo, K., Paal, J., Dišlis, T.** 2000. Mapping of wetland habitat diversity using satellite data and GIS: an example from the Alam-Pedja Nature Reserve, Estonia. – *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol., Ecol.* 49: 177-193.
- Aber J. S., Aaviksoo K., Karofeld E., Aber S. W.** 2002. Patterns in Estonian bogs as depicted in color kite aerial photographs. – *Suo* 53: 1-15.
- Allikvee, H., Ilomets, M.** 1995a. Soode rajoneerimine. – Rmt-s: A. Raukas (toim) Eesti. Loodus. Valgus & Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn, lk. 347-353.
- Allikvee, H., Ilomets, M.** 1995b. Sood ja nende areng. – Rmt-s: A. Raukas (toim) Eesti. Loodus. Valgus & Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn, lk. 327-347.
- Allikvee, H., Masing, V.** 1988. Eesti soode valdkonnad. – Rmt-s: U. Valk (toim) Eesti sood. Valgus, Tallinn, lk. 247-275.
- Animägi, J.** 1995. Development of peat industry. – In: M. Ilomets, J. Animägi, R. Kallas (eds) Estonian peatlands, a brief review of their development, state, conservation, peat resources and management. Ministry of Environment, Tallinn, pp. 36-41.
- Aroid, I.** 2005. Eesti maastikud. Tartu Ülikooli Kirjastus, Tartu..
- BirdLife International** 2001. Important Bird Areas and potential Ramsar Sites in Europe. BirdLife International, Wageningen, The Netherlands.
- Blab, L., Riecken, U., Ssymank, A.** 1993. Vorschlag eines Kriteriensystems für eine Rote Liste Biotope auf Bundesebene. – *Schr.-R. Landschaftspflege Naturschutz* 38: 265-273.
- Bohn, U., Zazanashvili, N., Nakhutsrishvili, G.** 2007. The Map of the Natural Vegetation of Europe and its application in the Caucasus Ecoregion. – *Bull. Georgian Nation. Acad. Sci.* 175: 112-121.
- Bossard, M., Feranec, J., Otahel, J.** 2000. CORINE land cover technical guide. – Addendum 2000. Technical report No 40. European Environmen Agency.
- Botch, M., Masing, V.** 1983. Mire ecosystems in the U.S.S.R. – In: A. J. P. Gore (ed) *Mires: swamp, bog, fen, and moor. Ecosystems of the world*, 4. Elsevier, Amsterdam, pp. 95-152.
- Burnett, C., Aaviksoo, K., Lang, S., Langanke, T., Blaschke, T.** 2003. An object-based methodology for mapping mires using high resolution imagery. – In: A. Järvet, E. Lode (eds) *Ecohydrological processes in northern wetlands*, Tartu University Press, Tallinn-Tartu, pp. 239-244.
- Clarke, D., Rieley J.** (eds) 2010. Strategy for responsible peatland management. 2nd ed. International Peat Society, Saarijärvi.
- Čerkasov, A. F., Butkus, V. F., Gorbunov, A. V.** 1981. Kljukva. Nauka, Moskva.
- Davies, C. E., Moss, D.** 1997. EUNIS habitat classification. Final draft. Submitted to EEA by ETC/NC. Museum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- Devillers, P., Devillers-Terschuren, J.** 1996. A classification of Palaeartic habitats. – *Nature and*

Environment, No 78. Council of Europe Publishing.

Eggelsmann, R., Heathwaite, A. L., Grosse-Brauckmann, G., Küster, E., Naucke, W., Schuch, M., Schweickle, V. 1993. Physical processes and properties of mires. – In: A.L. Heathwaite, Kh. Göttlich (eds) Mires: process, exploitation, and observation. Wiley, Chichester, pp 171-262.

Gaston, K. J. 1994. Rarity. Chapman & Hall, London.

Gorham, E. 1995. The biogeochemistry of northern peatlands and its possible response to global warming. – In: G.M. Woodwell, F.T. Mackenzie (eds) Biotic Feedback in the Global 129 Climate System: Will the Warming Feed the Warming? Oxford University Press, New York, pp 169-187.

Gunnarsson, U., Malmer, N., Rydin, H. 2002. Dynamics or constancy in sphagnum dominated mire ecosystems? A 40-year study. – Ecograph 25: 685-704.

Gärdenfors, U., Taylor, C.H., Mace, G.M., Rodriguez, J.P. 2001. The application of IUCN Red List criteria at regional levels. – Conserv. Biol. 15: 1206-1212.

Habitat Directive 1992. Council Directive 92/43/EEC Of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. – Official Journal of the European Communities No L 206: 7-36.

Hammer, H. 1998. Eesti aiandusturba turundus: ettevõtte äriidee, SWOT-analüüs, tootestrategia ja turustuspoliitika. – Eesti Turvas, No 3/4: 23-30.

Heathwaite, A. L. 1995. The impact of disturbance on mire hydrology. – In: J.M.R. Hughes, A.L. Heathwaite (eds) Hydrology and hydrochemistry of British wetlands. Wiley, Chichester, pp 401-417.

Heathwaite, A. L., Göttlich, Kh., Burmeister, E.-G., Kaule, G., Grospietsh, Th. 1993. Mires: Definition and Form. – In: A.L. Heathwaite, Kh. Göttlich (eds) Mires: Process, Exploitation and Conservation. Wiley, Chichester.

Hommik, K. 1982. Mis siis ikkagi juhtus parandatud maadel? – Sotsialistlik Põllumajandus No 8: 18-20.

Ilomets, M. 1992. Some main trends in the development of Estonian mires. – In: Proc. 9th International Peat Congress, Vol. 1. Uppsala, pp 205-214.

Ilomets, M. 1993. Kaitset vajavate soode täiendav nimestik. Tallinn. [Käsikiri].

Ilomets, M. 1994a. Flexible policies in a changing world: 70 years of mire conservation in Estonia. – In: A. Grüning (ed) Mires and man. Mire conservation in a densely populated country – the Swiss experience. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, Birmensdorf, pp. 324-327.

Ilomets, M. 1994b. Miks peame hoidma Eestimaa soid? – Eesti Loodus, No 3: 80-83.

Ilomets, M. 1994c. Turba juurdekasv Eestis. – Rmt-s: J. Roosaare (toim) Eesti Geograafia Seltsi aastaraamat, 26. kd. Eesti Teaduste Akadeemia Kirjastus, Tallinn, lk. 13-18.

Ilomets, M. 1996. Temporal changes in Estonian peatlands and carbon balance. – In: J.-M. Punning (ed) Estonia in the system of global climate change. Publications of Institute of Ecology 4:65-74.

Ilomets, M. 1999. Eesti soode genees ja loodustingimuste muutumine. – Rmt-s: L. Merikalju (toim) Eesti Geograafia Setsi aastaraamat, 32. kd. Teaduste Akadeemia Kirjastus, Tallinn, lk. 60-68.

Ilomets, M. 2001. Mis saab jääksoodest? – Eesti Loodus, No 6: 218-221.

Ilomets, M. 2003. Mille arvel kaevandame turvast? – Eesti Loodus, No 2/3: 20-24.

Ilomets, M., Animägi, J., Kallas, R. 1995. Estonian peatlands. A brief review of their development, state, conservation, peat resources and management. Ministry of the Environment, Tallinn.

Ilomets, M., Kallas, R. 1995. Estonian mires – past, present and future alternatives. – Gunneria 70: 117-126.

Ilomets, M., Kasemetsa, Ü. 1997. Eesti soode ökoloogiline inventariseerimine. I. Andmebaasi kujundamine. Tööstuslike turbavarudega sood. Tallinn. [Käsikiri].

Ilomets, M., Pajula, R. Sepp, K., Truus, L. 2010. Soometsade inventuur (soometsad väljaspool kaitsealasid). Tallinn. [Käsikiri].

Ingelög, T., Andersson, R., Tjernberg, M. (eds) 1993. Red Data Book of the Baltic region, Part 1. List of threatened vascular plants and vertebrates. Swedish Threatened Species Unit, Uppsala; Institute of Biology, Riga.

Irdt, A., Vilbaste, H. 1974. Bird fauna of the Nigula peat bog. – In: E. Kumari (ed) Estonian wetlands and their life. Estonian Contributions to the International Biological Programme, Vol. 7. Valgus, Tallinn, pp. 214-229.

Ivanov, K. 1981. Water movements in mirelands. Academic Press, London.

Jackel, A. K., Poschlod, P. 1996. Why are some plant species of fragmented continental dry grasslands frequent and some rare? – In: J. Settele, C. R. Margules, P. Poschlod, K. Henle (eds) Species survival in fragmented landscapes. The Netherlands, Kluwer Academic, pp. 194-203.

Joosten, J. H. J. 1995. The golden flow: the changing world of international peat trade. – Gunneria 70: 269– 292.

Joosten, H., Clarke, D. 2002. Wise use of mires and peatlands – background and principles including a framework for decision-making. IMCG & IPS, Saarijärvi.

Juske, A. 1995. Turbatootmisest Eestis. – Rmt-s: A. Juske (toim) Turbatootmine Eestis. Eesti Turballiit, Pärnu, pp. 26-31.

Juske, A. 1996. Eesti maaparanduse kroonika. Eesti Maaparandajate Selts, Tallinn.

Järvet, A. 2010. 100 aastat soouuringute algusest Toomal. – Eesti Loodus, No 9: 414-420.

Kaasik, M. 1997. Kas õhu saastamine Kirde-Eestis on vähenenud? – Rmt-s: T. Frey (toim) Kaasaegse ökoloogia probleemid. Ajalised muutused Eesti looduses ja keskkonnas. Eesti VII Ökoloogiakonverentsi lühiartiklid. IM Saare, Tartu, lk 77-83.

Kaasik, M., Ploompuu, T. 2005. Põlevkivimaa rabad kasvavad metsa. – Eesti Loodus, No 1: 42-45.

Kannukene, L., Kask, M. 1982. A preliminary list of bryophytes of Estonian peatlands. – In: V. Masing (ed) Peatland ecosystems. Valgus, Tallinn, pp. 34-38.

Karofeld, E. 1987. Kurtna järvestiku rabade looduslike tingimuste ja taimkatte dünaamikast viimastel aastakümnetel. – Rmt-s: M. Ilomets (toim.) Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng. Valgus, Tallinn. Lk. 133-139.

Karofeld, E. 1991. Atmosfäärisaastest tingitud muutustest rabavete ja turba geokeemias Kirde-Eesti rabadel. – Rmt-s: L. Saarse (koost) Inimene ja geograafiline keskkond. Eesti Geograafia Selts, Tallinn, lk. 43-47.

Karofeld, E. 1994. Human impact on bogs. – In: J.-M. Punning (ed.) The influence of natural and anthropogenic factors on the development of landscapes (The results of a comprehensive study in NE Estonia). Institute of Ecology, Publication 2/1994: 133-149.

Karofeld, E. 1995. On the stability and succession of plant communities in bogs based on the botanical composition of peat. – In: K. Aaviksoo, K. Kull, J. Paal, H. Trass (toim) Consortium Masingii: a festschrift for Viktor Masing. Tartu University Press, Tartu, pp 58-66.

Karofeld, E. 1996. The effects of alkaline fly ash precipitation on the *Sphagnum* mosses in Niinsaare bog, North-East Estonia. – Suo. Mires and Peat 47: 105-114.

Karofeld, E. 1999. The role of bottom erosion in the development of bog pools. – In: V. Standen, J. Tallis, R. Maede (eds) Patterned mires and mire pools. Origin and development; flora and fauna. Proceedings, University of Durham, 6–7 April, 1998. British Ecological Society, Durham, pp. 26-33.

Karofeld, E., Paal, J., Vellak, K. 2008. Are earlier dramatic changes in air polluted bogs in Northeast Estonia still reversible? – In: C. Farrell, J. Freehan (eds) After wise use – the future of peatlands. Vol. 2. Poster presentations. Proceedings of the 13th International Peat Congress. Tullamore, Ireland, pp. 16-20.

Karofeld, E., Ploompuu, T. 1989. Mis teist saab, Virumaa rabad? – Eesti Loodus, No 3: 136-141.

Karofeld, E., Vellak, K., Marmor, L., Paal, J. 2007. The influence of alkaline dust on the bogs in North-East Estonia – Metsanduslikud Uurimused/Forestry Studies 47: 47-71.

Kask, M. 1955. Lääne-Eesti sügavaturbaliste madalsoode ökoloogilistest tingimustest ja taimkattest. – Kandidaadidissertatsioon. Tartu. 277 lk. [Käsikiri TÜ Teadusraamatu-kogus.]

Kask, M. 1982. A list of vascular plants of Estonian peatlands. – In: V. Masing (ed) Peatland ecosystems. Valgus, Tallinn, pp. 39-49.

Kimmel, A. 1997. Tooma Soojaam: püsivaatluste pikad andmerekad. – Eesti Loodus, No 10: 414.

Kimmel, K. 1998. Mire research traditions in Endla Nature Reserve. – In: T. Talvi (ed) Estonia Maritima 3: 179-186.

Kink, H. 1996. Eesti kaitsealad – geoloogia ja vesi. Teaduste Akadeemia Kirjastus, Tallinn.

Kitse, E., Piho, A., Reintam, L., Rooma, I., Tarandi, K. 1962. Mullateadus. Eesti Riiklik Kirjastus, Tallinn.

Klein, L. 2000. Eesti looduse mitmekesisuse riiklik seire. Eesti Vabariigi Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, Tallinn.

Kokk, R., Rooma, I. 1974. Eesti NSV mullastik arvudes. Valgus, Tallinn.

Kollist, P. 1988a. Mullastik ja mikrokliima. – Rmt-s: U. Valk (toim) Eesti sood. Valgus, Tallinn, pp. 117-128.

Kollist, P. 1988b. Sood metsamajanduslik kasutamine. – Rmt-s: U. Valk (toim) Eesti sood. Valgus, Tallinn, pp. 198-210.

Krall, H., Pork, K. 1980. Eesti NSV looduslike rohumaade tüübid ja tähtsamad taimekooslused. Eesti NSV Põllumajandusministeeriumi Informatsiooni ja Juurutamise Valitsus, Tallinn.

Kukk, T, Kull, T. (toim) 2005. Eesti taimede levikuatlas. Eesti Maaülikool, Tartu.

- Kukk, T, Sammul, M.** 2003. Hinnang loodusdirektiivi 1. lisa poollooduslike koosluste pindaladele Eestis. [Käsikiri]
- Kull, T.** (ed) 1999. Estonian Biodiversity Strategy and Action Plan. Estonian Ministry of the Environment, UNEP, Environmental Protection Institute of the Estonian Agricultural Academy. Tallinn-Tartu.
- Kull, T.** (toim) 2010. Eesti kaitsealuste taimeliikide kaitsekategooriate muutmise vajadusest. Käsunduslepingu nr. 13-1/3511 aruanne. Eesti Maaülikool, Tartu. [Käsikiri].
- Kumari, E.** (toim) 1982. Punane Raamat. Eesti NSV-s kaitstavaid taime- ja loomaliike. Valgus, Tallinn.
- Kumari, E.** 1972. Changes in the bird fauna of Estonian peat bogs during the last decades. – *Aquila*, Ser. Zool. 13: 45-47.
- Kumari, E.** 1985. Über die neuzeitlichen Veränderungen in der Vogelfauna der baltischen Hochmoore. – *Der Falke* 325: 156-165.
- Kuum, J.** 1967. Drenaažikuivenduse ajaloo. – Rmt-s.: H. Kiik (koost.) Aktuaalset põllumajanduses. Valgus, Tallinn. Lk. 54-61.
- Kõlli, R.** 2012. Eesti mullad. – Rmt-s: A. Astover (koost) Mullateadus. Õpik kõrgkoolidele. Eesti Maaülikool, Tartu, lk. 305-397.
- Külvik, M., Tambets, J.** (eds) 1998. Eesti bioloogilise mitmekesisuse ülevaate (*country study*) materjale. UNEP, UNDP, Keskkonnaministerium & EPMÜ Keskkonnakaitse Instituut.
- Laasimer, L.** 1965. Eesti NSV taimkate. Valgus, Tallinn.
- Laine, J., Minkkinen, K.** 1996. Forest drainage and the greenhouse effect. – In: H. Vasander (ed) Peatlands in Finland. Finnish Peatland Society, Helsinki, pp. 159-164.
- Leivits, M., Leivits, A.** 2009. Use of sequential aerial photography and LiDAR for mapping Scots Pine (*Pinus sylvestris*) encroachment and change detection in bird habitats from 1950 to 2008 in Nigula mire. – In: Proceedings of 33rd International Symposium on Remote Sensing of Environment (ISRSE), May 4-8.2009, Stresa, Italy, pp. 490-492.
- Leivits, M., Leivits, A., Klein, A., Kuus, A., Leibak, E., Merivee, M., Soppe, A., Tammekänd, I., Tammekänd, J., Vilbaste, E.** 2009. Külustuskoormuse mõju rüüda (*Pluvialis apricaria*) elupaigasobivusele Nigula rabas. – *Hirundo* 22: 53-63.
- Leivits, A., Vilbaste, E., Leivits, M., Tammekänd, I., Tammekänd, J., Klein, A., Kuus, A., Leibak, E., Soppe, A.** 2008. Long-term population trends and geographical distribution patterns of the breeding birds in Nigula Bog: Are there signs of climate change? – In: Ü. Mander (ed) 3rd Annual Meeting of the European Chapter of the Society of Wetland Scientists (SWS). Wetlands and Climate Change: New Challenges for Wetland Research. Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis 106: 55-58.
- Liblik, V., Maalma, K.** 2005. Saasteainete emissioon ja õhu kvaliteet Ida-Virumaa linnades. – Rmt-s: V. Liblik, J.-M. Punning (toim) Keskkond ja põlevkivi kaevandamine Kirde-Eestis. Eesti Teaduste Akadeemia, Tallinn. Ökoloogia Instituut, 9, lk. 172-198.
- Liblik, V., Pensa, M., Rätsep, A.** 2003. Air pollution zones and harmful pollution levels of alkaline dusts for plants. – *Water, Air & Soil Pollution* 3:199-209.
- Liiv, S., Kaasik, M.** 2004. Trace metals in mosses in the Estonian oil shale processing region. – *J. Atm. Chem.* 49: 563-578.
- Lilleleht, V.** (toim) 1998. Eesti Punane Raamat. Ohustatud seened, taimed ja loomad. Infotrükk, Tartu.
- Linderholm, H. W., Moberg, A., Grudd, H.** 2002. Peatland pines as climate indicators? A regional comparison of the climatic influence of Scots pine growth in Sweden. – *Can. J. Forest Res.* 32: 1400-1410.
- Loopmann, A.** 1979. Soode arenemine ning peenar-laugaskompleksi mõju vee äravoolule. – Rmt-s: L. Merikalju, P. Karing (toim) Eesti Geograafia Seltsi aastaraamat 1978. Agrokliima ressursid Eesti NSV-s. Valgus, Tallinn, lk. 137-150.
- Loopmann, A.** 1988. Veerežiim ja vetevõrk soodes. – Rmt-s: U. Valk (koost) Eesti sood. Valgus, Tallinn, lk. 43-48.
- Loopmann, A.** 1994. Kui palju on Eestis kuivendatud soid? – *Eesti Turvas*, No 4: 17-19.
- Loopmann, A.** 1996a. Soomassiivide teke, areng ja häving. I. Soode areng ja peenar-älvekompleksi teke. – *Turvas*, No 3-4: 18-21.
- Loopmann, A.** 1996b. Vee äravoolu eripära soodest. – *Eesti Turvas*, No 1/2: 3-6.
- Luberg, A.** 1995. Kütteturba tootmine Eestis. – Rmt-s: A. Juske (toim) Turbatootmine Eestis. Eesti Turbaliit, Pärnu, lk. 9-12.
- Lõhmus, E.** 2004. Eesti metsakasvukohatüübid. 2. trükk. Eesti Loodusfoto, Tartu.
- Maavara, V.** 1988. Loomastik. – Rmt-s: U. Valk (toim). Eesti sood. Valgus, Tallinn, lk. 110-117, 151-157.
- Mander, Ü.** 1980. Sookaitsealade puhvertsoonide määramine. – Rmt-s: Põllumajandus ja keskkonnakaitse. Teaduslik-praktiline konverents, 30. ja 31. mail, 1980, Tallinn, lk 15-20.
- Mandre, M.** 1995. Effects of dust pollution on carbohydrate balance in conifers. – *Dust pollution and Forest Ecosystems. A Study of Conifers in Alkalized Environment.* Publ. Inst. Ecol. 3: 78-95.
- Margules, C. R.** 1986. Conservation evaluation in practice. – In: M. B. Usher (ed) *Wildlife conservation evaluation.* Chapman and Hall, London, pp. 297-314.
- Marvet, A.** 1970. Eesti taimekoosluste määraja. Abiks loodusevaatlejale, nr. 61. Eesti NSV Teaduste Akadeemia, Tartu.
- Masing, V.** 1960. Rabade põlemine ja põlemisjärgsed taimkatte muutused. – *Tartu Riikliku Ülikooli Toim.* 93. Botaanika-alased tööd 4: 96-122.
- Masing [Mazing], V.** 1964. Rastitel'nost' verhovyh bolot ostrova Saaremaa. – V kn: V. Kuusk (red) *Izuchenie rastitel'nosti ostrova Saaremaa.* Akademiya Nauk Estonskoj SSR, Tartu, s. 255-280.
- Masing, V.** 1975. Mire typology of the Estonian S.S.R. – In: L. Laasimer (ed) *Some aspects of botanical research in the Estonian S.S.R.* Academy of Sciences of the Estonian S.S.R., Tartu, pp. 123-138.
- Masing [Mazing], V. V.** 1980. O funkcional'noj strukture rastitel'nosti na primere verhovyh bolot. – *Bjull. MOIP, otd. biol.* 85: 57-63.
- Masing, V.** 1982. The plant cover of Estonian bogs: a structural analysis. – In: V. Masing (ed.) *Peatland ecosystems. Researches into the plant cover of Estonian bogs and their productivity.* Valgus, Tallinn, pp. 50-92.
- Masing, V.** 1984. Estonian bogs: plant cover, succession and classification. – In: P. D. Moore (ed) *European mires.* Academic Press, London, pp. 119-148.
- Masing, V.** 1988a. Soode maastikuline liigitus. – Rmt-s: U. Valk (koost) Eesti sood. Valgus, Tallinn, pp. 69-76.
- Masing, V.** 1988b. Soode mõiste, levik ja väärtus. – Rmt-s: U. Valk (koost) Eesti sood. Tallinn, Valgus, lk. 7-21.
- Masing, V.** (koost) 1992. Ökoloogialeksikon. Loodusteaduslik oskussõnastik. Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn.
- Masing, V., Paal, J.** 1998. Estniska våtmarker – klaccificering och biodiversitet. – *Svensk Bot. Tidskr.* 92: 147-161.
- Masing, V., Trass, H.** 1955. Juhend soode geobotaaniliseks uurimiseks. Abiks loodusevaatlejale, nr. 23, Eesti NSV Teaduste Akadeemia, Tartu.
- Masing, V., Valk, U.** 1968. Rabade taimkatte muutumine inimtegevuse mõjul. – *Metsanduslikud Uurimused* 6: 66-92.
- Moen, A.** 1995. Introduction: regionality and conservation of mires. – *Gunneria* 70: 11-22.
- Moss, D., Davies C. E.** 2002. Cross-references between the EUNIS habitat classification and the nomenclature of CORINE Land Cover. NERC/Centre for Ecology & Hydrology. European Environment Agency, Huntingdon, Cambs. UK
- Munton, P.** 1987. Concepts of threat to survival of species used in Red Data books and similar compilations. – In: R. Fitter, M. Fitter (eds) *The road to extinction.* Gland, IUCN and UNEP, pp. 72-95.
- Orru, M.** (koost) 1992. Eesti turbavarud. RE Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn.
- Orru, M.** 1995. Eesti turbasood. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn.
- Orru, M.** 2003. Eesti turbavarud ja nende keskkonnasäästlik kasutamine. – *Eesti Loodus*, No 2/3: 12-13.
- Ots, K., Reisner, V.** 2006. Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and its habitat in Muraka bog under the influence of waste from the Narva power plants (North-East Estonia). – *Proc. Est. Acad. Sc., Biol. /Ecol.* 55: 137-148.
- Paal, J.** 1997. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Eesti Keskkonnaministerium & ÜRO Keskkonnaprogramm, Tallinn.
- Paal, J.** 1998a. Plant communities meriting protection in Estonia. I. Their criteria and network of typical communities. *Nature conservation in a Europe of unification.* – *Estonia Maritima* 3: 93-104.
- Paal, J.** 1998b. Plant communities meriting protection in Estonia. II. Rare plant communities. *Nature conservation in a Europe of unification.* – *Estonia Maritima* 3: 105-124.
- Paal, J.** 1998c. Rare and threatened plant communities of Estonia. – *Biodiv. Conserv.* 41: 11-37.
- Paal, J.** 2003. Inventories for nature protection in Estonia; problems and results. – In: R. Heikkilä, T. Lindholm (eds) *Biodiversity and conservation of boreal nature. Proc. of the 10 years anniversary symp. of*

the Nature Reserve Friendship. The Finnish Environment 485: 37-49.

Paal, J. 2005. Estonian mires. – Stapfia, Neue Serie 35: 117-146.

Paal, J. 2007. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat. Auratrükk, Tallinn.

Paal, J. 2009. Estonia. – In: T. Minayeva, A. Sirin, O. Bragg (eds) A Quick Scan of Peatlands in Central and Eastern Europe. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands, pp 54-60.

Paal, J. 2011. Turba kaevandamine ja riiklik keskkonnapoliitika. – Rmt-s: J. Paal (koost) Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine. Keskkonnainvesteeringute Keskus, MTÜ Eesti Turbaliit, Tartu, lk. 27-33.

Paal, J., Ilomets, M., Fremstad, E., Moen, A., Børset, E., Kuusemets, V., Truus, L., Leibak, E. 1998. Estonian Wetlands Inventory 1997. Publication of the project "Estonian Wetlands Conservation and Management". Eesti Loodusfoto, Tartu.

Paal, J., Ilomets, M., Fremstad, E., Moen, A., Børset, E., Kuusemets, V., Truus, L., Leibak, E. 1999. Eesti märgalade inventeerimine 1997. A. Projekti „Eesti märgalade kaitse ja majandamise strateegia“ aruanne. Eesti Loodusfoto, Tartu.

Paal, J., Leibak, E. (eds) 2011. Estonian mires: inventory of habitats. Publication of the "Estonian mires inventory completion for maintaining biodiversity". Regio Ltd., Tartu.

Paal, J., Vellak, K., Liira, J., Karofeld, E. 2010. Bog recovery in northeastern Estonia after the reduction of atmospheric pollutant input. – Rest. Ecol. 18: 387-400.

Paavilainen, E., Päivänen, J. 1995. Utilization of peatlands. – In: H. Vasander (ed) Peatland Forestry. Springer, Germany, pp. 15-30.

Pellerin, S., Lavoie, C. 2003. Reconstructing the recent dynamics of mires using a multitechnique approach. – J. Ecol. 91: 1008-1021.

Pensa, M., Jalkanen, R., Liblik, V. 2007. Variation in Scots pine needle longevity and nutrients conservation in different habitats and latitudes. – Can. J. Forest Res. 37: 1-6.

Pensa, M., Liblik, V., Jalkanen, R. 2004. Temporal changes in the state of pine stand in a bog affected by air pollution in Northeast Estonia. – Water, Air and Soil Pollution 159: 87-99.

Pikk, J. 1997. Õhukeseturbaliste soode kauakestnud kuivendamise tulemusi. – Teadustööde kogumik 189. Metsandus. Eesti Põllumajandusülikool, Tartu, pp. 148-156.

Ploompuu, T., Kaasik, M. 2005. Põlevkivimaa rabad kasvatavad metsa. – Eesti Loodus, No 1: 42-45.

Ploompuu, T., Kannukene, L. 1988. Kirde-Eesti rabade tulevik. – Kaasaegse ökoloogia probleemid: Ökoloogia ja ühiskond. Eesti Teaduste Akadeemia Kirjastus, Tartu, lk. 120-123.

Ploompuu, T., Tell, T. 2006. Sammalkatte taastumine Kunda ümbruse rabadel tolmuksaaste vähenemise järel. – XXIX Eesti looduseuurijate päev: põlevkivimaa loodus. 1.-2- juuli 2006, Illuka, lk. 68-72.

Price, J. S., Heathwaite, A. L., Baird, A. J. 2003. Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches. – Wetl. Ecol. Manag. 11: 65-83.

Puhkan, A. 2004. Turba kaevandamisest ja soode taastamisest. Ülevaade. Eesti Põlev-loodusvarad ja -jäätmel 1: 13-15.

Punning, J.-M., Ilomets, M., Karofeld, E., Toots, N., Kozlova, M., Pelekis, L., Taure, I. 1987. Mõningate keemiliste elementide sisaldus Liivjärve raba turbalasuundis ning Räätsma järve põhjasetteis. – Rmt-s: M. Ilomets (toim) Kurtina järvestiku looduslik seisund ja selle areng. Valgus, Tallinn, pp. 62-67.

Punning, J.-M., Koff, T., Ilomets, M., Jõgi, J. 1995. The relative influence of local, extra-local, and regional factors on organic sedimentation in the Vällamäe kettle hole, Estonia. – Boreas 24: 65-80.

Pärt, E., Adermann, V., Merenäkk, M. 2010. Forest resources. – In: Yearbook Forest 2009. Keskkonnateabe keskus, Tartu, pp. 1-41.

Ramst, R. 1997. Lõppes Eesti turbatootmisalade inventariseerimine. – Eesti Turvas, No ½: 17-19.

Ramst, R., Orru, M. 2009. Eesti mahajäetud turbatootmisalade taastaimestumine. Eesti Põlevloodusvarad ja -jäätmel 1: 6-7.

Ratas, U., Puurmann, E., Kokovkin, T. 1988. Genesis of islets geocomplexes in the Väinameri (the West-Estonian Inland Sea). Acad. Sci. Estonian S.S.R. Department of Chemistry, Geology and Biology, Tallinn.

Ratt, A. 1985. Mõnda maaviljeluse arengust Eestis läbi aegade. Valgus, Tallinn.

Raukas, A. 1988. Eestimaa viimastel aastamiljonitel. Valgus, Tallinn.

Rieken, U., Ssymank, A. 1993. Rote Liste Biotope. Übersicht über bestehende Ansätze. Ziele. Möglichkeiten und Probleme. – Schr.-R. Landschaftspflege Naturschutz 38: 9-123.

Romanov, Š. Š. 1953. Issledovanie isparenija so sfagnovyh bolot. – Trudy GGI 39: 116-135.

Roosaluste, E. I. 1984. Vlijanie osušeniya na rastitel'nost' kljuhevogo bolota Viidumjaeskogo

zapovednika. – V kn: Flora i rastitel'nost' ohranjaemyh territorij. Uchenye Zapiski Tartuskogo Gosudarstvennogo Universiteta 662: 54-58.

Ruus, E. 1973. Eesti NSV jõhvikasood. [Käsikirj].

Ruus, E. 1975. Soo ja metsa vahelise dünaamika uurimisest Nigula Riiklikul Looduskaitsealal. – In: M. Reitalu (ed.) Eesti NSV Riiklike Looduskaitsealade Teaduslikud Tööd 2: 104-119.

Rybniczek, K., Yurkovskaya, T. 1995. Bogs and fens on the vegetation map of Europe. – Gunneria 70: 67-72.

Salm, J.-O. 2012. Emission of greenhouse gases CO₂, CH₄, and N₂O from Estonian transitional fens and ombrotrophic bogs: the impact of different land-use practices. Dissertationes Geographicae Universitatis Tartuensis 48. Tartu University Press, Tartu.

Salm, J.-O., Soosaar, K., Maddison, M., Tammik, S., Mander, Ü. 2010. Kasvuhoonegaasid ja süsinikukaod Eesti soodes. – Eesti Loodus, No 9: 14-19.

Sjörs, H. 1948. Myrvegetation i Bergslagen. – Acta Phytogeogr. Suec. 21: 1-299.

Streefkerk, J. G., Casparie, W. A. 1989. The hydrology of bog ecosystems. Guidelines for Management. Staatsbobeheer.

Succow, M., Jeschke, L. 1990. Moore in der Landschaft. Verlag Harri Deutsch, Thun.

Thomson, P. 1936. Künnapuu ja jalakas Eesti metsaajaloos. – Eesti Loodus, No 4: 161.

Thomson, P.W. 1924. Vorläufige Mitteilung über neue Fundorte und Verbreitungsgebiete einiger Moorpflanzen in Estland. – Loodusuurijate Seltsi aruanded 31: 3-4.

Timm, T., Järvekülg, A. 1975. Eesti allikad ekstreemse elupaigana ja nende kaitse. – Rmt-s: O. Renno (toim) Eesti loodusharulduste kaitseks. Valgus, Tallinn, lk. 76-89.

Tomberg, U. 1970. Turba kulumine sookultuuride viljelemisel. – EMMTUI teaduslike tööde kogumik 19. Eesti Maaviljeluse ja Maaparanduse Teadusliku Uurimise Instituut, Saku, lk. 145-151.

Tomberg, U. 1992. Turba vajumine soode kuivendamisel. Eesti Maaviljeluse ja Maaparanduse Teadusliku Uurimise Instituut, Saku.

Trass, H. 1975. Kaitset väärivad madalsoode taimekooslused Eestis. – Rmt-s: O. Renno (toim) Eesti loodusharulduste kaitseks. Valgus, Tallinn, lk. 36-52.

Trass, H. 1994. Fen flora and vegetation status in Estonia. – In: Proceedings of the International Symposium Conservation and Management of Fens. Falenty Agricultural University, Faculty of Land Reclamation, Institute of Land Reclamation and Grassland Farming, 6–10 June 1994, Warsaw–Biebrza, pp. 467-475.

Valk, U. 1988a. Rabade üldine iseloomustus, levik ja liigitus. – Rmt-s: U. Valk (koost) Eesti sood. Valgus, Tallinn, pp. 128-136.

Valk, U. 1988b. Soode kasvukohtade liigitus. – Rmt-s: U. Valk (koost) Eesti sood. Valgus, Tallinn, pp. 76-83.

Valk, U. 1998. Metsaparandus kui teadus- ja majandusharu. – Rmt-s: H. Seemen (toim) Maaparandus ja soometsandus, 1. Eesti Põllumajandusülikool, Metsandusteaduskond, Tartu, lk. 6-22.

Vellak, K., Ingerpuu, N., Kannukene, L., Leis, M. 2009. New Estonian records and amendments: Liverworts and mosses. – Folia Cryptog. Estonica 45: 91-93.

Vilbaste, A. 1981. The spider fauna of Estonian mires. – ENSV Teaduste Akadeemia Toimetised. Bioloogia, No 1: 7-17.

Water Framework Directive 2009. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy. – Official Journal of the European Union L327: 1-73.

Weber, C.A. 1902. Über die Vegetation und Entstehung des Hochmoors von Augstimal im Memeldelta. Verlag Paul Parey, Berlin.

Weber, C.A. 1908. Aufbau und Vegetation der Moore Nordwestdeutschlands. – Englers Bot. Jahrb. 40 (1), Beiblatt 90: 19-34.

WWF Sweden 2008. The representation of wetland types and species in Ramsar sites in the Baltic Sea Catchment Area. WWF Baltic Ecoregion Programme.

Yurkovskaya, T. 1995. Mire system typology for use in vegetation mapping. – Gunneria 70: 73-82.

LISAD

LISA I

Soode inventeerimise ankeet

Kirje nr. Kuupäev: Uurija(d):

1. **Soo kohapeal kogutud info**

2. **Floora ja vegetatsioon:** 2.1. Kasvukoha tüübi/ -pide kood(id) või nimetus(ed)

a) Paal 1997 järgi (pindala vähenemise järjekorras):

b) loodusdirektiivi järgi

2.2. **Põõsad/võsa:** 0 – puudub, 1 – tüübile omane, 2 – laienev/vohav; liituvus

Liik (ainult liituvusega üle 0,05)	keskmise kõrgus (m)	suurim kõrgus (m)	liituvus (0–1)	Liik (ainult liituvusega 0,05)	keskmise kõrgus (m)	suurim kõrgus (m)	liituvus (0–1)
1.				3.			
2.				4.			

2.3. **Puurinne:** 0 - puudub, 1 - puistuvalem/liigid

liituvus (0 – 1), kõrgus(m) akesk.:, max:

2.4. **Metsatukkadega** kaetud%; tihedat põõsastikku% pindalast; lagedat sood % pindlast

2.5. Valitseva puurinde **vanus:** 1 – noorendik, 2 – keskealine, 3 – vana, 4 – varieeruv. Hinnang ca years

2.6. **Muutused rohustus** (hinnang pilliroo, sinihelmika jms. kohta):

.....: 1 – hõre lausaline, 2 – kogumikena, 3 – tihed lausaline, katab/...../..... % alast

.....: 1 – hõre lausaline, 2 – kogumikena, 3 – tihed lausaline, katab/...../..... % alast

3. Inimmõju: 3.1. Kuivendamine: 0 – puudub, 1 – nõrk, 2 – mõõdukas, 3 – tugev (kommenteeri 3.5 juures!)

3.2. Niitmine: 0 – pole kunagi niidetud, 1 – lõppenud > 10 a. tagasi, 2 – lõppenud 4–10 a. tagasi, 3 – niidetud 1–3 a. tagasi, 4 – k.a. Märkusi

3.3. Karjatamine: 0 – lõppenud > 10 a. tagasi, 1 – lõppenud 4–10 a. tagasi, 2 – karjatatud 1–3 a. tagasi, 3 – k.a,

4 – ülemäärane, 5 – juhuslik, 6 – pole kunagi karjatatud. Kariloomade hulk

3.4. Põlemine: 0 – puudub, 1 – nõrk, 2 – skohati, 3 – tugev. (kommenteeri aega, tüüpi ulatuses 3.5 juures!)

3.5. Muu mõju: ehitised, kiviaiad, tallamine, teed, taliteed, sihid, liinid, turbavarumine, karjäärid, saastamine, risustamine, väetamine, raie (kommentaaries hinda ka mõju vanust/kestvust)

.....

.....

.....

.....

.....

3.6. Naabruse mõju (pos./neg.)

4. Looduskaitsetised hinnangud: 4.1. Koosluse seisundi väärtus: 1 – kõrge, 2 – keskmine, 3 – väike, 0 – puudub

4.2. Floristiline väärtus: 1 – kõrge, 2 – keskmine, 3 – väike, 0 – puudub

4.3. Esteetiline väärtus: 1 – kõrge, 2 – keskmine, 3 – väike, 0 – puudub

4.4. Muud väärtused: hüdroloogiline, faunistiline, mükoloogiline, marjamajanduslik

(liigid:, muud majanduslikuväärtust omav (millist), arenguprotsessi näidisala, regeneratsiooniprotsessi näidisala, rekreatsiooniline, didaktiline

4.5. Esinduslikkus/Tüüpilisus: A – ülihea, B – hea, C – oluline, D – vähe- või mitteoluline

5. Kokkuvõte: A – erilise (üle-eestilise või -euroopalise) tähtsusega kooslus, B – vajab kindlasti säilitamist (kaitse- või hoivalana vms), C – säilitamine soovitatav, D – olulise looduskaitse väärtuseta

6. Lisamärkused (üldkommentaariid, täpsustused, taastatavus, registreeritud sambla-, looma-, seeneliigid jne.):

Abi alba	– vulne	– palus	– sylvia	Cyno cr	– repan	– uligi	– tatar	Matt st	Pep por	– obtus	– vosag	– verna	– serpy
– balsa	Ape spi	– stagn	– tomen	Cype fu	Euo eur	Goa rep	Lam alb	Med bor	Peta hy	– pecti	Rub arc	– visco	Tili co
– sibir	Aqu vul	Call vu	– vagin	Cypr ca	Eupa ca	Gym co	– ample	– falca	– spuri	– perfo	– caesi	– vulga	Tof cal
Ace neg	Arab th	Call pa	– vesic	Cys fra	Euph cy	– hybri	– odora	– lupul	Peu ore	– prael	– chama	Ser tin	Tor jap
– plata	Arab gla	Caly se	– virid	Dact as	– esula	Gym dr	– macul	– sativ	– palus	– pusil	– idaeu	Ses coe	Tra pra
– pseud	– plans	Cam mi	– vitil	– glome	– helio	– purpu	– purpu	– vari	Pha aru	– rober	– nesse	Set vir	Tric al
Ach mil	– hirsu	– sativ	– vulpi	Dact ba	– palus	Gyp fas	Lapp sq	Mela ar	Phi con	– trich	– saxat	Sil chl	– cespi
– ptarm	Arc lap	Cam cer	– Carl int	– tomma	– mural	– mural	Laps co	– crist	Phi coro	– pote ar	Rum ac	Sil dho	Trie cu
– salic	– minus	– glome	– longi	– fuchs	Euphras	Hal ped	Las lat	– nemor	Phi nod	– argen	– ac-la	– dioic	Trif al
Aci arv	– tomen	– latif	– longi	– incar	– vulgar	– bravi	Ham pal	– prute	– polon	– phleo	– crant	– nocti	– arven
Acor ca	Arc uva	– patul	Caru ca	– macul	– fenni	Hed hel	Lath sq	– prate	– prate	– erect	– confe	– nutan	– aureu
Act spi	Are pro	– persi	Cat agu	– russia	– micra	Heli nu	Lath sq	– sylvia	Phr aus	– heide	– hydro	– tatar	– campe
Ado mo	– serpy	– rapun	Cent cy	Dan dec	– parvi	Heli are	– linif	Meli nu	Phys op	– impol	– longi	– vulga	– hybri
Aeg pod	Arme el	– rotun	– jacea	Dap me	– xreut	Heli are	– niger	Meli al	Phyt sp	– inter	– marit	Sina arv	– mediu
Aes hip	Arm rus	– trach	– phryg	Dau car	– stric	Hep no	– pisif	– denta	Pier hi	– neuuma	– obtus	Sis alt	– monta
Aet cyn	Arr ela	Cap bur	– scabi	Des ces	– verna	Her sibi	– prate	– offic	Pil bauh	– norve	– pseud	– loese	– prate
Agri eu	Art abs	Caru ar	Cent er	– flexu	Fal con	– dumet	Herm m	– tuber	Ment aq	– sylvie	– nosos	– tenui	– repen
– pilos	– campe	Car ama	Cent mi	– delto	Dia are	– super	Hes mat	– vemu	– longi	– caesp	– repta	– thyrs	– spadi
Agro ca	– marit	– bulbi	Cent mi	– delto	Dia are	– super	Hes mat	– vemu	– longi	– caesp	– repta	– thyrs	– spadi
– capill	– rupes	– denta	Cent mi	– delto	Dia are	– super	Hes mat	– vemu	– longi	– caesp	– repta	– thyrs	– spadi
– gigan	– vulga	– hirsu	Cep lon	– rubra	Dipl mu	– gigan	Hieraci	Led pal	Meny tr	– xvert	– echio	– marit	Sol du
– stolo	Asa eur	– impat	– palud	Cera ar	Diph co	– ovina	– caesi	– nodos	Mer per	– veris	Sag mar	Sola du	Tris fl
– vinea	Aspa of	– palud	– fonta	– pumil	Drab in	– trist	– poles	– diaph	Lem gib	– offic	Pru insi	Soli ca	Tro eur
Aju pyr	Aspe pr	– prate	– fonta	– pumil	Drab in	– trist	– poles	– diaph	Lem gib	– offic	Pru insi	Soli ca	Tro eur
– rept	Aspe tin	Card ar	– semid	– mural	Cera vul	– nemor	– trach	– laevi	Mone u	– pil-f	Pte aqu	Sali eu	Ulm gla
Alchemi	Aspl ru	Card dr	– trich	Card ac	Cera de	Drac ru	Fila ar	– mixop	Leon au	– danub	Mont fo	– sueci	Urt dio
– acuti	– trich	Card ac	– crisp	Chae mi	– thymi	Dro ang	Fili de	– patal	Leon ca	– pelu	– quinq	Pim maj	– daphn
– balti	Aste tri	– nutan	– thoer	Chae ar	– cha cal	– inter	– xobo	– vulga	– phila	Frag mo	– rotun	– ramos	– pin alp
– cymat	Astr ar	– arena	– glauc	– dilat	Fran al	– steno	Leu vul	– spars	Pin syl	– media	Plan la	– minor	– myrti
– filic	– danic	– thoer	– glycy	Car ac-a	Chae rec	– xobu	– rotun	– ruder	– scorp	– vulga	Pyr chl	– wolf	– myrti
– glabra	Ath fil	– acutif	– apro	Chel ma	– horte	– brun	– hirsu	– longi	– patul	– canes	– capil	– rubru	Echi cr
– glabri	Atr cal	– appro	– glabr	Chen al	– horte	– brun	– hirsu	– longi	– patul	– canes	– capil	– rubru	Echi cr
– glome	– glabr	– aquat	– arena	– glauc	– dilat	Fran al	– steno	Leu vul	– spars	Pin syl	– media	Plan la	– minor
– graci	– horte	– brun	– hirsu	– longi	– patul	– canes	– capil	– rubru	Echi cr	– stric	Echi sp	Gale ori	Lil bulb
– hepta	– litto	– brun	– hirsu	– longi	– patul	– canes	– capil	– rubru	Echi cr	– stric	Echi sp	Gale ori	Lil bulb
– monti	– obtus	– plica	– propi	– sarma	– subcr	Ax amar	– daval	– demis	Chi um	Ela hyd	Gale bi	Holc lan	Lim aqu
– obtus	– plica	– propi	– sarma	– subcr	Ax amar	– daval	– demis	– chori	Chi um	Ela hyd	Gale bi	Holc lan	Lim aqu
– plica	– propi	– sarma	– subcr	Ax amar	– daval	– demis	– chori	Chi um	Ela hyd	Gale bi	Holc lan	Lim aqu	– spica
– sarma	– subcr	Ax amar	– daval	– demis	Chae ar	– cha cal	– inter	– xobo	– vulga	– phila	Frag mo	– rotun	– ramos
– subcr	Ax amar	– daval	– demis	– chori	Chi um	Ela hyd	Gale bi	Holc lan	Lim aqu	– spica	Plat bi	– auric	– xruke
Alis gra	Bar arc	– demis	– chori	Chi um	Ela hyd	Gale bi	Holc lan	Lim aqu	– spica	Plat bi	– auric	– xruke	– salin
– plant	Bel per	– dioic	Cin lat	– parvu	Gali ci	Hum lu	Lip loe	Neo nid	Nep cal	– annua	Filif	– heder	– longi
Alli pet	Berb vu	– dioic	Cin lat	– parvu	Gali ci	Hum lu	Lip loe	Neo nid	Nep cal	– annua	Filif	– heder	– longi
– schoe	Bert in	– dispe	Circ al	– quinq	Gali al	Hyd mol	Lith off	– pumil	Samb ni	– palus	– lanug	– rami	– offic
– scoru	Beru er	– dista	Cirs ac	– unigl	Elo can	– apar	Hyd vol	– pumil	Samb ni	– palus	– lanug	– rami	– offic
– ursin	Bet xau	– disti	– arven	Elo can	– apar	Hyd vol	Lith off	– pumil	Samb ni	– palus	– lanug	– rami	– offic
– vineal	– humil	– echin	– heter	Ely can	– borea	Hyo nig	Litt uni	– pumil	Samb ni	– palus	– lanug	– rami	– offic
Aln glu	– nana	– elata	– horri	– farct	– elong	Hype hi	Lob dor	– xspen	– prate	– lingu	– nym alb	– remot	– nym alb
– inean	– pendu	– elong	– olera	– fa xre	– mollu	– macul	Lol mul	– mont	– odora	– perfo	– remot	– lon cae	– xylus
– xpube	– pubes	– erice	– vulga	Emp he	– palus	– pom	Hyp ma	– lon cae	– xylus	Poly am	– vulga	Oena aq	– comos
Alo aeg	Bid cer	– exten	– flacc	– radi	– tripa	– flav	– cln vul	Epi ade	– pumil	– rival	– imp nol	Lot amb	Oena aq
– arund	– radia	– flacc	– radi	– tripa	– flav	– cln vul	Epi ade	– pumil	– rival	– imp nol	Lot amb	Oena aq	– comos
– genic	– tripa	– flav	– cln vul	Epi ade	– pumil	– rival	– imp nol	Lot amb	Oena aq	– comos	– scele	Sau est	– palus
– prate	Bly com	– glare	Cni dub	– angus	– rival	– imp nol	Lot amb	Oena aq	– comos	– scele	Sau est	– palus	– verna
– genic	Bly com	– glare	Cni dub	– angus	– rival	– imp nol	Lot amb	Oena aq	– comos	– scele	Sau est	– palus	– verna
– prate	Bly com	– glare	Cni dub	– angus	– rival	– imp nol	Lot amb	Oena aq	– comos	– scele	Sau est	– palus	– verna
Aly aly	– rufus	– globu	– hartm	– turkes	Ama alb	– matri	– hirta	– multi	– hosti	Conv m	– roseu	– tetra	– wirtg
– gmelis	Bol mar	– hartm	– heleo	Coni tat	– palus	– parvi	– conv m	– roseu	– tetra	– wirtg	– iso lac	Luz cam	– milit
– turkes	Bot lun	– heleo	Coni tat	– palus	– parvi	– conv m	– roseu	– tetra	– wirtg	– iso lac	Luz cam	– milit	– milil
Ama alb	– matri	– hirta	– multi	– hosti	Conv m	– roseu	– tetra	– wirtg	– iso lac	Luz cam	– milit	– milil	– milil
– cauda	– retro	Brac pi	– sylvia	– junce	Bras ca	– lasio	Cony ca	Epi at	Cent cr	Jasi mo	– Luz cam	– milil	– milil
– retro	Brac pi	– irrig	– sylvia	– junce	Bras ca	– lasio	Cony ca	Epi at	Cent cr	Jasi mo	– Luz cam	– milil	– milil
Ame spi	Bri med	– lasio	Cony ca	Epi at	Cent cr	Jasi mo	– Luz cam	– milil	– milil	– Luz cam	– milil	– milil	– milil
Anac py	Bro arv	– lepor	Corn su	– palus	Cory in	Epi ap	– uligi	– balti	– pilos	Ori vul	– minus	Rib alp	– negle
Anag ar	– benek	– limos	– solid	Equ arv	Cory av	– fluvi	– hyema	– xlico	– palus	– compr	– cong	– lyco in	– ort sec
– offic	– erect	– lolia	– solid	Equ arv	Cory av	– fluvi	– hyema	– xlico	– palus	– compr	– cong	– lyco in	– ort sec
And pol	– horde	– macke	Cot int	– hyema	– xlico	– palus	– compr	– cong	– lyco in	– ort sec	– oxa ace	Poly vu	Rori am
And sep	– inerm	– muric	– lucid	– niger	– prate	– pusil	– rober	– filif	– lyco an	– clava	– corni	– populus	– alba
Ane xli	– tecto	– nigra	– niger	– prate	– pusil	– rober	– filif	– lyco an	– clava	– corni	– populus	– alba	– palus
– nemor	– ranun	Bugl arv	– omski	– scand	– prate	– pusil	– rober	– filif	– lyco an	– clava	– corni	– populus	– alba
– sylv	Bun ori	– omnit	Cra mar	– scirp	– sylv	– sangu	– gerar	– nodul	– lyco eu	– oxy mic	– balsa	– sylv	– sed acr
Ang lit	But um	– palle	– panice	– cala ar	– canes	– pauci	– piluli	– meins	– praec	– negle	– pseud	– phrag	– anth od
– palust	Cak mar	– panice	– cala ar	– canes	– pauci	– piluli	– meins	– praec	– negle	– pseud	– phrag	– anth od	– anth sy
– palust	Cak mar	– panice	– cala ar	– canes	– pauci	– piluli	– meins	– praec	– negle	– pseud	– phrag	– anth od	– anth sy
– sylv	Cak mar	– panice	– cala ar	– canes	– pauci	– piluli	– meins	– praec	– negle	– pseud	– phrag	– anth od	– anth sy
– sylv	Cak mar	– panice	– cala ar	– canes	– pauci	– piluli	– meins	– praec	– negle	– pseud	– phrag	– anth od	– anth sy
Ante di	– epige	– piluli	– meins	– praec	– negle	– pseud	– phrag	– anth od	– anth sy	– purpu	– remot	– tecto	Erop ve
Anth ar	– tinct	– meins	– praec	– negle	– pseud	– phrag	– anth od	– anth sy	– purpu	– remot	– tecto	Erop ve	– cruc lae
– tinct	– meins	– praec	– negle	– pseud	– phrag	– anth od	– anth sy	– purpu	– remot	– tecto	Erop ve	– cruc lae	– cruc lae
Anth od	– phrag	– anth od	– anth sy	– purpu	– remot	– tecto	Erop ve	– cruc lae	– cruc lae	– cruc lae	– cruc lae	– cruc lae	– cruc lae
Anth sy	– purpu	– remot	– tecto	Erop ve	– cruc lae	– cruc lae	– cruc lae	– cruc lae	– cruc lae	– cruc lae	– cruc lae	– cruc lae	– cruc lae
– xhant	– stric	– rhizi	Cus epi	Eryn ma	– lithu	– grand	– mosch	– parn pa	– fries	– rugos	– gram	– pas syl	– ped pal
– cocci	Call pa	– rhync	Cus epi	Eryn ma	– lithu	– grand	– mosch	– parn pa	– fries	– rugos	– gram	– pas syl	– ped pal
– xcolo	Callitir	– ripar	– europ	Erys ch	– max	– macra	– lac ser	– matr ma	– ped pal	– lucen	– shera	– palud	– subca
– marit	– copho	– rostr	Cym mu	– hiera	– plica	– lac ser	– matr ma	–					

LISA II

Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon

(Paal, 1997): väljavõte

Kõiki järgnevalt nimetatud kasvukohatüüpe, tüübirühmi ja klasse on mainitud käesoleva trükise tekstis ja/või lisas III. Sootaimkonna klassifikatsiooniüksused on esitatud väljajäteteta ning paksus kirjas. Tärniga (*) on tähistatud need kasvukohatüübid, mis Paali 1997.a käsitluses puuduvad, kuid mida on trükises täiendavalt kasutatud.

- 1 METSATAIMKOND
 - 1.1 Arumetsade klass
 - 1.1.2 Nõmmemetsade tüübirühm
 - 1.1.2.1 Sambliku kasvukohatüüp
 - 1.1.2.2 Kanarbiku kasvukohatüüp
 - 1.1.4 Laanemetsade tüübirühm
 - 1.1.4.2 Jänese kapsa kasvukohatüüp
 - 1.2 Lammimetsade ja -põõsastike klass
 - 1.2.1 Lammimetsade tüübirühm
 - 1.2.1.2 Pika tarna kasvukohatüüp
 - 1.2.2 Lammipajustike tüübirühm
 - 1.2.2.1 Paju kasvukohatüüp
 - 1.3 Soostuvate metsade klass
 - 1.3.1 Soostuvate metsade (soovikumetsade) tüübirühm
 - 1.3.1.2 Angervaksa kasvukohatüüp
 - 1.3.1.3 Sinihelmika kasvukohatüüp
 - 1.3.2 Rabastuvate metsade tüübirühm
 - 1.3.2.1 Karusambla-mustika kasvukohatüüp
 - 1.3.2.3 Sinika kasvukohatüüp
 - 1.4 Soometsade klass
 - 1.4.1 Madalloometsade tüübirühm
 - 1.4.1.1 Madalloometsa kasvukohatüüp
 - 1.4.1.1A* Allikasoometsa kasvukohatüüp
 - 1.4.1.2 Lodumetsa (soovõha) kasvukohatüüp
 - 1.4.2 Siirdesoometsade tüübirühm
 - 1.4.2.1 Siirdesoometsa kasvukohatüüp
 - 1.4.3 Rabametsade tüübirühm
 - 1.4.3.1 Rabametsa kasvukohatüüp
 - 1.5 Kõdusoometsade klass
 - 1.5.1 Kõdusoometsade tüübirühm
 - 1.5.1.1 Mustika-kõdusoo kasvukohatüüp
 - 1.5.1.2 Jänese kapsa-kõdusoo kasvukohatüüp
- 2 NIIDUTAIMKOND
 - 2.1 Aruniitide klass
 - 2.1.1 Looniitide (loopealsete) tüübirühm
 - 2.1.1.1 Kuiva looniidu kasvukohatüüp
 - 2.1.1.2 Niiske looniidu kasvukohatüüp
 - 2.1.2 Nõmmeniitide tüübirühm
 - 2.1.2.1 Kuiva nõmmeniidu kasvukohatüüp
 - 2.1.4 Pärisaruniitide tüübirühm
 - 2.1.4.1 Kuiva pärisaruniidu kasvukohatüüp
 - 2.1.4.2 Niiske pärisaruniidu kasvukohatüüp

- 2.1.4.3* Karstiniidu kasvukohatüüp
- 2.2 Lamminiitide klass
 - 2.2.1 Lamminiitide tüübirühm
 - 2.2.1.1 Kuiva (niiske) lamminiidu kasvukohatüüp
 - 2.2.1.2 Märja lamminiidu kasvukohatüüp
 - 2.2.1.3* Roostunud lamminiidu (lammiroostiku) kasvukohatüüp
 - 2.2.1.4* Soostuva lamminiidu kasvukohatüüp
 - 2.3 Rannaniitide klass
 - 2.3.1 Rannaniitide tüübirühm
 - 2.3.1.1 Saliinse rannaniidu kasvukohatüüp
 - 2.3.1.2 Suprasaliinse rannaniidu kasvukohatüüp
 - 2.3.1.3* Roostunud rannaniidu (rannaroostiku) kasvukohatüüp
 - 2.4 Soostuvate niitide klass
 - 2.4.1 Soostuvate niitide tüübirühm
 - 2.4.1.1 Liigivaese soostuva niidu kasvukohatüüp
 - 2.4.1.2 Liigirikka soostuva niidu kasvukohatüüp
- 3 SOOTAIMKOND
 - 3.1 Rohusoo klass
 - 3.1.1 Põhjaveetoiteliste rohusoo (madalsoo) tüübirühm
 - 3.1.1.1 Liigivaese madalsoo kasvukohatüüp
 - 3.1.1.2 Liigirikka madalsoo kasvukohatüüp
 - 3.1.1.3 Öötsik-madalsoo kasvukohatüüp
 - 3.1.1.4* Lammi-madalsoo (lammisoo) kasvukohatüüp
 - 3.1.2 Segatoiteliste rohusoo (siirdesoo) tüübirühm
 - 3.1.2.1 Rohu-siirdesoo kasvukohatüüp
 - 3.1.2.2 Öötsik-siirdesoo kasvukohatüüp
 - 3.1.3 Allikasoo tüübirühm
 - 3.1.3.1 Allikasoo kasvukohatüüp
 - 3.2 Rabade klass
 - 3.2.1 Nõmmrabade tüübirühm
 - 3.2.1.1 Nõmmraba kasvukohatüüp
 - 3.2.2 Lage- ja puisrabade tüübirühm
 - 3.2.2.1 Mättaraba kasvukohatüüp
 - 3.2.2.2 (Peenra-)älveraba kasvukohatüüp
 - 3.2.2.3 Laukaraba kasvukohatüüp
- 6 VEETAIMKOND
 - 6.1 Mageveekogude taimestu klass
 - 6.1.1 Seisuveekogude taimestu tüübirühm
 - 6.1.1.3 Huumustoitelise (düstroofse) veekogu kasvukohatüüp
 - 6.1.1.5 Segatoitelise (düseutroofse e miksotroofse) veekogu kasvukohatüüp
 - 6.1.1.6 Soolatoitelise (halotroofse) veekogu kasvukohatüüp
 - 6.1.1.7* Lubjatoitelise (alkalitroofse) veekogu kasvukohatüüp
 - 6.1.2 Vooluveekogude taimestu tüübirühm
 - 6.1.2.1 Vooluveekogu kasvukohatüüp
 - 6.2 Riimveekogude taimestu klass
 - 6.2.1 Madalveetaimestu tüübirühm
 - 6.2.1.1 Madalvee kasvukohatüüp
- 7 RUDERAALTAIMKOND
 - 7.5* (Endiste) karjäärade taimestu klass
 - 7.6* Freesturbaväljade taimestu klass
- 8 KULTUURTAIMKOND
 - 8.1 Kultiveeritavate rohumaade taimestu klass
 - 8.2 Kultuurniitide tüübirühm

LISA III

Inventeeritud soode nimistu

Legend

- 1 – Ala number (kood)
- 2 – Asukoht kaardil
- 3 – Kasvukohatüüp (vastavalt lisale II. Täht "T" kasvukohatüübi lühendi lõpus tähistab "tehis-", "p" – "puis-", "k" – "kuivendatud" (niidutaimkonna puhul: "kultuuristatud"))
- 4 – Natura 2000 elupaigatüüp
- 5 – Pindala (ha)
- 6 – Viimase inventeerimise kuupäev
- 7 – Inventeerija(d)
- 8 – Esinduslikkus
 - A – ülihea
 - B – hea
 - C – oluline
 - D – vähe- või mitteoluline
- 9 – Kuivenduse mõju
 - 0 – puudub
 - 1 – nõrk
 - 2 – mõõdukas
 - 3 – tugev
- 10 – Koosluse seisundi hinnang
 - A – väga hea
 - B – hea
 - C – keskmine või kesine
 - D – degradeerunud
- 11 – Floristilise väärtuse hinnang
 - 1 – kõrge
 - 2 – keskmine
 - 3 – madal
 - + – täpsemalt määratlemata
 - 0 – puudub
- 12 – Esteetilise väärtuse hinnang
 - 1 – kõrge
 - 2 – keskmine
 - 3 – madal
 - + – täpsemalt määratlemata
 - 0 – puudub
- 13 – Looduskaitseline üldhinnang (tähtsus)
 - A – ülikõrge väärtus
 - B – kõrge väärtus
 - C – oluline väärtus
 - D – madal või puuduv väärtus
- 14 – Kaitstaval alal paikneva osa määr (%)

Tabel 11 289 soo vastavate andmetega on käesolevale trükisele lisatud esikaane vahel CD-l.

LISA IV

Soode kohtupraktika ülevaade

Riigikohus

*Ess-soo kohalik kaitseala*⁹⁷

Võrumaa Keskonnateenistuse 14.10.2002 korraldusega otsustati anda Ketäl Võru OÜ-le maavara kaevandamise luba turba kaevandamiseks Võru maakonnas Urvaste vallas Ess-soo turbamaardla Ess-soo turbatootmisalal üldpinnaga 100 ha. Maavara kaevandamiseks oli Urvaste Vallavalitsus andnud 19.12.2000 korraldusega nõusoleku. 27.09.2004 esitas seltsing Roheline Urvaste (edaspidi ka *seltsing*) Urvaste Vallavalitsusele avalduse, milles taotles vallavalitsuse korralduse, millega anti nõusolek maavara kaevandamiseks, tühistamist. Urvaste Vallavalitsus jättis seltsingu avalduse rahuldamata.

Seltsingu volitatud esindaja esitas 10.09.2004 Võrumaa Keskonnateenistusele vaide, mis jäeti rahuldamata. Selle peale esitas seltsingu volitatud esindaja 22.11.2004 Tartu Halduskohtule kaebuse, taotledes Võrumaa Keskonnateenistuse korralduse, millega otsustati anda maavara kaevandamisluba, tühistamist. Kaebuse motiivide kohaselt oli korraldus õigusvastane järgmistel asjaoludel:

- 1) kaevandusloa menetluses tulnuks hinnata keskkonnamõju;
- 2) kaevandusloa väljaandmiseks puudus kohaliku omavalitsuse nõusolek;
- 3) keskkonnateenistusel ei olnud piisavalt teavet, et teha kaevandusloa väljaandmiseks kaalutletud otsus.

Muuhulgas põhjendas kaebuse esitaja seltsingu kaebeõigust, tuginedes Keskkonnainfo kättesaadavuse, keskkonnamõjude otsustamise osalemise ja neis asjus kohtu poole pöördumise konventsioonile (nn Aarhusi konventsioon).

Tartu Halduskohtu 30.11.2005 otsusega jäeti seltsingu kaebus Võrumaa Keskonnateenistuse kaevandamisloa andmise korralduse rahuldamata. Kaevatav korraldus oli kohtu hinnangul kooskõlas siis kehtinud õigusnormidega ja õiguse üldpõhimõtetega. Kohus leidis, et OÜ-l Ketäl Võru on tekkinud põhiseadusest tulenev ootus – saada luba maavara kaevandamiseks.

Seltsing esitas Tartu Halduskohtu otsuse peale apellatsioonkaebuse Tartu Ringkonnakohtusse. Tartu Ringkonnakohtu 9.03.2006 kohtuotsusega rahuldati apellatsioonkaebus. Ringkonnakohtu tühistas Tartu Halduskohtu otsuse ja tegi uue otsuse, millega tühistas Võrumaa Keskonnateenistuse 14.10.2002 korralduse. Ringkonnakohtu põhjendas otsust järgmiselt: *1) vaidlustatud korralduses puuduvad kaalutlused selle kohta, kas prognoositavad kaevandamise kahjulikud mõjutused on või ei ole suuremad kui saadav kasu ja kas kaevandamine tekitab olulist kahju keskkonnale; 2) keskkonnateenistusel ei olnud keskkonnamõju hindamiseks piisavalt andmeid ning seetõttu oleks ta pidanud nõudma keskkonnamõju hindamist. Olemasolevate andmete alusel ei olnud keskkonnateenistusel alust arvata, et mõjutused keskkonnale oleksid minimaalsed.*

Võrumaa keskkonnateenistus ja OÜ Ketäl Võru esitasid Tartu Ringkonnakohtu otsuse peale kaebuse Riigikohtusse. Riigikohtu pidas asja lahendamisel määravaks seda, et seltsing vaidlustas haldusakti, mis

97 Riigikohtu 28. novembri 2006. a otsus nr 3-3-1-43-06 kohtuasjas Seltsingu Roheline Urvaste kaebus Võrumaa Keskonnateenistuse 14. oktoobri 2002. a korralduse nr 56 peale haldusakti tühistamise nõudes. Kättesaadav internetis: <http://www.riigikohus.ee/?id=11&tekst=RK/3-3-1-43-06> (20.03.2013)

oli antud ja mille vaidlustamise tähtaeg oli möödunud kaua enne seltsingu loomist ja jättis kehtima Võrumaa keskkonnateenistuse korralduse, millega otsustati anda maavara kaevandamisloa (sellega ei olnud veel loa siiski välja antud, vt järgmist juhtumit). Sisulist hinnangut loa õiguspärasusele Riigikohus ei andnud.

Ringkonnakohus

*Ess-soo kohalik kaitseala*⁹⁸

2007. a 16. veebruaril esitasid Urvaste valla 7 ühiskondlikku organisatsiooni, s.h seltsing Roheline Urvaste ja 17 ettevõtjat Urvaste Vallavalitsusele ühissetepaneku algatada Ess-soo kohaliku kaitse alla võtmine ja luua Ess-soost kohalik looduskaitseala. Urvaste vallavalitsus tellis ekspertiisi ettepanekus nimetatud loodusobjekti kaitse alla võtmise põhjendatuse ning kavandatavate piirangute otstarbekuse kohta. Ekspertarvamuses pidas ekspert ettepanekut Ess-soo kohaliku kaitse alla võtmiseks põhjendatuks.

Urvaste Vallavolikogu algatas 23.05.2007 otsusega menetluse eesmärgiga moodustada Ess-soo kohalik maastikukaitseala. OÜ Ketal Võru, kellele keskkonnateenistus oli otsustatud anda kavandataval maastikukaitsealal loa turba kaevandamiseks (kuid luba ei olnud veel välja antud), esitas kirjalikud vastuväited kaitseala moodustamisele. Urvaste Vallavolikogu otsustas 26.03.2008 lõpetada Ess-soo looduskaitseala moodustamise menetluse ja jätta taotlus looduskaitseala moodustamiseks rahuldamata. Selle otsuse peale esitas Seltsing Roheline Urvaste vaide, mille vallavolikogu jättis rahuldamata. 20.06.2008 esitas Seltsing Roheline Urvaste Tartu Halduskohtule kaebuse Urvaste Vallavolikogu Ess-soo kaitseala moodustamisest keeldumise otsuse tühistamiseks.

Kaebuse kohaselt on Urvaste vallavolikogu otsus looduskaitseala loomisest keelduda õigusvastane, kuna selles puuduvad asjakohased põhjendused ning otsuse tegemise aluseks on olnud puudulikud või väärad kaalutlused. Urvaste vald pidi kaaluma peamiselt avalikku huvi Ess-soo kaitse alla võtmiseks, mis väljendus kaitse alla võtmise ettepanekus ning vastavas ekspertiisis, ning sellele vastanduvat OÜ Ketal Võru erahuvi alal turba kaevandamiseks. Kaebuse kohaselt puuduvad kaevatavas otsuses ja vaideotsuses viited, et Urvaste Vallavolikogu oleks Ess-soo kaitse alla võtmata jätmise otsustamisel kaalunud ala väärtusi ja riigi huve maardla kasutamiseks. Urvaste Vallavolikogu ja OÜ Ketal Võru vaidlesid kaebusele vastu.

Ka Tartu halduskohus leidis, et kaevatava otsuse vastuvõtmisel tuli Urvaste Vallavolikogul kaaluda erinevaid huve – avalikku huvi Ess-soo kaitse alla võtmiseks, mis väljendus kaitse alla võtmise ettepanekus ning ekspertiisis, sellele vastanduvat OÜ Ketal Võru erahuvi alal turba kaevandamiseks ning riiklikku huvi seoses asjaoluga, et vaidlusalune ala on riiklikus maavarade registris arvel kui turbamaardla. Kohus leidis, et neid huve ei ole piisava põhjalikkusega kaalutud. Kohtu hinnangul oli antud põhjendamatu ülekaal OÜ Ketal Võru erahuvile ja oletatavale riiklikule huvile, **kuid on jäetud hindamata olulised Ess-soo kaitse alla võtmise võimalikud eeldused, mille esinemine haldusmenetluses tuvastati – Ess-soo kui oluline maastikuelement Võru ja Otepää vahelisel alal, selle hariduslik ja rekreatiivne väärtus, mis kõik on olulised piirkonna ja kohalikul tasandil.**

Tähelepanuväärne on samuti, et Urvaste valla üldplaneeringu seletuskirjas on võimaliku turbakaevanduse laienemise osas märgitud, et **turbatootmise laiendamine pole soovitatav**. 2004. a novembris Urvaste vallavolikogu poolt kinnitatud Urvaste valla arengukavas 2005–2013 tuuakse välja kohaliku elanikkonna vastuseis laiaulatuslikule turbakaevandamisele Ess-soo rabas ning märgitakse: „**Ess-soo säilitamist**

98 Tartu Ringkonnakohtu 9. aprilli 2009 otsus haldusasjas nr 3-08-1195 haldusasjas Seltsingu Roheline Urvaste kaebus Urvaste Vallavolikogu 26.03.2008 otsuse nr 1-1/10 tühistamiseks. Kättesaadav kohtulahendite andmebaasis: https://www.riigiteataja.ee/kohtuteave/maa_ringkonna_kohtulahendid/main.html (04.04.2013)

senisel kujul toetavad ka vallavalitsus ja vallavolikogu.“ Urvaste valla tegevuskavas 2005–2008 on tegevusena kavandatud Ess-soo turbaraba kasutuse järelevalve ja raba eksponeerimine külastajatele. Kohus tõi oma otsuses välja ka need argumendid ning leidis, et Urvaste Vallavolikogu otsus, millega keelduti Ess-soo kaitse alla võtmisest, on õigusvastane, ja tühistas otsuse. Kohus kohustas Urvaste Vallavolikogu Ess-soo kaitse alla võtmise küsimust uuesti läbi vaatama.

OÜ Ketal Võru esitas apellatsioonkaebuse Tartu Ringkonnakohtule, milles palus tühistada Tartu Halduskohtu otsuse. Ringkonnakohus leidis, et apellatsioonkaebus tuleb jätta rahuldamata ning Tartu Halduskohtu otsus muutmata. Ringkonnakohus leidis, et halduskohus on õigesti hinnanud asjas olevaid tõendeid ja kohaldanud seadust ning apellatsioonkaebus on alusetu.

*Rehatse kohalik kaitseala*⁹⁹

OÜ Ronette esitas Tallinna Halduskohtule taotluse Kuusalu Vallavolikogu 27.06.2007 määruse nr 12, millega kehtestati Rehatse kohalik kaitseala (edaspidi *määrus nr 12*), tühistamiseks.¹⁰⁰

Kaitseala asub osaliselt maa-alal, millele kaebuse esitaja on esitanud liiva kaevandamise taotluse. OÜ Ronett väitis kaebuses, et kaitse-eeskiri rikub tema õigusi, piirates ebaproportsionaalselt tema õigust tegeleda ettevõtlusega, so maavara kaevandamisega. Määrus on kaebaja sõnul vastuolus õiguskindluse ja õiguspärase ootuse põhimõttega. Kaebaja väidab ka, et Kuusalu vald algatas kaitseala moodustamise tema arendustegevuse takistamiseks alles pärast kaevandamisloa taotluse esitamist, mitte looduskaitsealal kaalutlustel, soosides nii juba olemasolevate karjäärade kaevandusloa omajaid.

Kuusalu Vallavolikogu vaidles kaebusele vastu väidetega, et kaitse-eeskiri ei riku kaebaja õigusi, kuna õigust kaevandada seadusest otseselt ei tulene ning kohalikul omavalitsusel on diskretsiooniõigus kaitseala moodustada, samuti ei esitanud OÜ Ronette kaitseala moodustamise avatud menetluses mingeid vastuväiteid. **Vallavolikogu sõnul oli Rehatse kohaliku kaitseala moodustamise põhjuseks Kuusalu aleviku vahetus läheduses olevate metsa- ja sookoosluste, esteetiliste väärtuste ning metsamaastiku hoidmine.**

Kohus leidis, et kaebus oli määruse nr 12 tühistamise nõudes põhjendatud ja tõendatud ning tuleb selles osas rahuldada. Halduskohtu hinnangul on volikogu määruse nr 12 põhjendused ilmselgelt puudulikud määruse andmise faktilise aluse osas. Kaevatavast aktist ei selgu kohtu arvates, milliseid taime- ja loomaliike seal kaitstakse ja miks leitakse, et neid esineb just määrusega nr 12 piiritletud alal. Ala kaitse alla võtmine on kaalutusotsus, mis seab põhjendamiskohustusele eriti kõrged nõuded. Kohtuotsuse kohaselt määrus nr 12 põhjendamiskohustuse nõuetele ei vasta, on sisuliselt põhjendamata, selle vastuvõtmise vajadus ebaselge. Ka kohtumenetluse käigus ei suutnud vastustaja kohtu hinnangul esitada arvestatavaid põhjendusi, mistõttu kohus tühistas määruse nr 12 kehtestamise otsuse.

Tallinna Ringkonnakohus tühistas halduskohtu otsuse selles asjas ja kohustas halduskohut tegema uue otsuse, millega jätta OÜ Ronette kaebus rahuldamata. Ringkonnakohus tõi otsuses välja olulised ja põhjalikud Kuusalu Vallavolikogu kaalutlused kaitseala moodustamiseks, sh kahe vastava ekspertiisi

99 Tallinna Halduskohtu 20. märtsi 2008 otsus nr 3-07-1525 haldusasjas OÜ Ronette kaebus Kuusalu Vallavolikogu 27.06.2007 määruse nr 12 tühistamise ja Harjumaa Keskkonnateenistuse 29.10.2007 maavara kaevandamise loa nr HARM-079 (L.MK.HA-164166) tühistamise nõudes. Kättesaadav kohtulahendite andmebaasis: . https://www.riigiteataja.ee/kohtuteave/maa_ringkonna_kohtulahendid/main.html (04.04.2013). Tallinna Ringkonnakohtu 8. oktoobri 2009. a otsus nr 3-07-1525 samas asjas. Kättesaadav kohtulahendite andmebaasis: https://www.riigiteataja.ee/kohtuteave/maa_ringkonna_kohtulahendid/main.html (04.04.2013)

100 OÜ Ronette esitas kaebuse ka Harjumaa Keskkonnateenistuse 29.10.2007 antud maavara kaevandamise loa tühistamiseks, mille kohus liitis samasse menetlusse, kuid see vaidlus ei ole antud ülevaate kontekstis asjakohane.

olemasolu (otsuse lk 11-15).¹⁰¹ Nendest kaalutlustest on peamiste kaitseala moodustamise põhjustena vald esile toonud järgmised: **kaitstaval maa-alal on eelkõige esteetiline väärtus aleviku elanike elukeskkonna miljöö ja rekreatsiooni seisukohalt; vaieldamatult on tegemist ka ohustatud loodusobjektiga.** Tallinna Ringkonnakohus leidis kokkuvõttes, et Rehatse maastikukaitseala puhul täidetud kõik LKS-st tulenevad loodusobjekti kaitse alla võtmise eeldused ning otsus on igati põhjendatud.

Tallinna Ringkonnakohus leidis mh, et kohaliku kaitseala moodustamise põhjusteks peaksid olema eelkõige elukeskkonnaga seotud argumendid, mitte looduskaitse argumendid, kuna looduskeskkonnaga seotud argumendid on olulised riikliku kaitse alla võtmise otsuse põhjendamisel. Kohaliku kaitseala moodustamise eesmärk peaks olema kohaliku kauni elukeskkonna kaitse.

Suurupi looduskaitseala¹⁰²

Balti Finantseerimisasutuse AS-le (edaspidi ka BFA) kuuluvad Harku vallas Suurupi külas asuvad mõned kinnistud. Harjumaa Keskkonnateenistuse 12.01.2007. a metsateatistega lubati metsa raie osadel BFA-le kuuluvatel kinnistutel. BFA asus 2007. a augustis kinnistutel raieid läbi viima, kuid peatas need varsti keskkonnaministeeriumi palvel.

Keskkonnaministri 19.10.2007. a käskkirjaga (edaspidi *käskkirj*) algatati teenistuslik järelevalve metsateatiste suhtes ning peatati nendega lubatud raied. Käskkirja kohaselt olid selle andmise põhjuseks järgmised asjaolud. Keskkonnaministri 25.08.2004. a käskkirjaga „Natura 2000 aladel olevate kaitsealade moodustamise korraldamine“ on algatatud Suurupi maastikukaitseala moodustamine. Viidatud metsateatistega on kavandatud alal häilraiet, lageraie ja aegjärgset raie, mis otseselt seab ohtu loodusväärtuste säilimise. **2006. aastal koostatud ekspertiisi kohaselt vastavad alad loodusdirektiivi loodusalade kriteeriumitele ja seal on tuvastatud vana looduse metsa ja soostunud ning soo-lehtmetsa elupaigatüübid.** Lisaks on aladel tuvastatud linnudirektiivi lisa I tähenduses linnuliike, mille kaitseks vastavalt direktiivi artiklile 4 on vaja liikmesriigil rakendada kaitsemeetmeid. Metsaraie teostamine toob kaasa elupaikade kahjustamise.

Käskkirjas leitakse, et arvestades Euroopa Kohtu kohtuasja C-96/98 (Komisjon vs Prantsusmaa) otsuse p 41, peab riik tagama direktiivi kriteeriumidele vastavate alade kaitse olenemata sellest, kas ala on esitatud Euroopa Komisjonile või mitte. Käskkirjas leitakse ka, et kahju BFA huvidele metsateatiste peatamisega on väiksem kui raie teostamisega keskkonnale tekitatav kahju – metsateatiste kehtivuse peatamine on leebem ja lühiajalisem vahend kui nende kehtetuks tunnistamine, raie mõjud oleksid aga pöördumatud. Metsateatiste kehtivus otsustati peatada kuni kaitseala avaliku väljapaneku tulemuste selgumiseni ja kavandatud raie mõjude hindamise tulemuste saamiseni.

Kaebaja esitas kaebuse käskkirja tühistamiseks või tühisuse tuvastamiseks eelkõige vormivigade tõttu ning seetõttu, et keskkonnaministeeriumil ei olnud kaebuse esitaja hinnangul alust metsateatiste kehtivust peatada. Lisaks väitis kaebaja, et teda ei olnud haldusmenetluse nõuete kohaselt ära kuulatud, KeHJS kohaselt pole keskkonnamõju hindamine kohustuslik ning arvestades kaebaja usaldust ei tohiks metsateatiste kehtivust peatada.

Keskkonnaministeerium palus jätta kaebuse rahuldamata mh põhjusel, et metsateatiste menetlemisel on tehtud viga, kuna on täitmata jäetud KeHJS-s sätestatud nõuded ja on läbi viimata kohane keskkonnamõju hindamine. Metsateatiste menetlemisel oleks pidanud hindama raie tegevuse võimalikke mõjusid

¹⁰¹ Need põhjendused ja kaalutlused esitati alles apellatsioonimenetluses ringkonnakohtus.

¹⁰² Tallinna Ringkonnakohtu 27. juuni 2008. a lahend haldusajal nr 3-07-2209 Balti Finantseerimisasutuse AS kaebus keskkonnaministri 19.10.2007 käskkirja nr 1171 tühisuse tuvastamiseks või tühistamiseks. Kättesaadav kohtulahendite andmebaasis: https://www.riigiteataja.ee/kohtuteave/maa_ringkonna_kohtulahendid/main.html (04.04.2013)

elupaigatüüpide säilimisele. Keskkonnaministeerium leidis ka, et haldusmenetluse seadus võimaldab avaliku huvi (keskkonnakaitse) kaitseks teha otsuse viivitamatult menetlusosalisi ära kuulamata.

Tallinna Halduskohus leidis, et kaebaja ärakuulamata jätmine oli antud juhul põhjendatud ning Käskkirja kohaselt on tuvastatud, et kaebaja kinnistud vastavad loodusdirektiivi loodusalade kriteeriumidele ja seal on tuvastatud vanad loodusmetsad ning soostunud ja soo-lehtmetsad elupaigatüübina. Lisaks on aladel tuvastatud linnuliike linnudirektiivi lisa I tähenduses, mille kaitseks on vaja rakendada meetmeid. Samuti on kohtu hinnangul vaja alal läbi viia keskkonnamõju hindamine, mille kohustus tuleneb kohtu arvates antud juhul loodusdirektiivist. Kohus leidis ka, et käskkirja vastas haldusaktile esitatavatele vorminõuetele ja keskkonnaministeeriumil oli seaduslik alus metsateatiste kehtivust peatada. Tallinna Halduskohus jättis kaebuse nendel põhjustel rahuldamata.

Tallinna Ringkonnakohus jättis BFA poolt apellatsioonkaebuse esitamisel Tallinna Halduskohtu otsuse muutmata samadel põhjustel. Tallinna Ringkonnakohus märgib otsuses järgmist: *Halduskohus on otsuses põhjendanud, miks vaatamata sellele, et ala, millel kaebaja kinnistud asuvad, pole Vabariigi Valitsuse poolt esitatud Euroopa Komisjonile Natura 2000 võrgustiku koosseisu arvamiseks, tuleb alal järgida loodusdirektiivis sätestatud kaitsekohustusi – tegemist on alaga, mis ekspertiisi kohaselt vastab direktiivi kriteeriumitele. Kaebajale keskkonnaministeeriumist 25.04.2007 saadetud vastuses on selgitatud, kuidas käesolevas asjas näidatud kaebaja kinnistud on seotud Natura 2000 võrgustiku aladega – tegemist on valitsusväliste organisatsioonide poolt Euroopa Komisjonile esitatud Natura 2000 nn varinimekirja esimese prioriteedi aladega, mille väljajätmist Natura 2000 võrgustiku koosseisust peab liikmesriik teaduslikult põhjendama. Euroopa Komisjon ei ole siiani Eesti riigi esitatud Natura 2000 alade nimekirja piisavaks tunnistanud, mistõttu riigil on kohustus valida igal aastal alasid juurde, kuni nimekirja saab piisava esinduse.*

Sellele lisaks märgib Tallinna Ringkonnakohus veel tuginedes keskkonnaministeeriumi seisukohtadele, et metsateatiste andmise ajal kehtis keskkonnaministri 22.04.2004 määrus „Majandustegevuse ajutiste piirangute rakendamine väljaspool kaitsealasid asuvatel Natura 2000 võrgustiku aladel“, mille kohaselt oli ajutiste piirangutega alade hulgas ka Suurupi ala. See määrus keelas lageraie. Seega polnud kohtu hinnangul metsateatiste väljastamise menetlus läbiviidud nõuete kohaselt, kusjuures **planeeritud looduskaitsealal läbiviidava raie keskkonnamõju hindamata jätmine võis mõjutada raie lubamiseks tehtud otsustust.** Lõppkokkuvõttes leidis Tallinna Ringkonnakohus, et kaebajale väljastatud metsateatistid olid õigusvastased.

Turba kaevandamine Keressaares¹⁰³

AS Tartu Jõujaam esitas 15.06.1995 Tartu Maavalitsusele taotluse maavara kaevandamise loa saamiseks Tartu maakonnas Vara valla territooriumil paiknevale Keressaare turbamaardla põhjaosale pindalaga 96,03 ha koos teenindusmaaga kokku 123,02 ha. 23.12.1997 otsustas Tartu Maavalitsus anda AS-le Tartu Jõujaam maavara kaevandamise loa turba varudele koguses 251 tuhat tonni ning aastase lubatud kaevandamise kogusega kuni 12 tuhat tonni pärast seda, kui AS Tartu Jõujaam on mh esitanud maavalitsuse keskkonnaosakonnale keskkonnaekspertiisi aruande.

16.12.2008 kehtestas Vara Vallavolikogu Vara valla üldplaneeringu (edaspidi *planeering*), millega otsustati Keressaare rabas senist turbamaardlat mitte laiendada. AS Tartu Jõujaam oli üldplaneeringu menetluses teinud ettepaneku kaevandamisloaga määratud ala välja jätta, kuid seda ei tehtud. Selle peale esitas AS Tartu Jõujaam halduskohtusse kaebuse, milles palus osaliselt, s.o Keressaare raba puudutavas osas tühistada üldplaneeringut kehtestava määruse (edaspidi *määrus*).

¹⁰³ Tartu Ringkonnakohtu 30. novembri 2009. a otsus nr 3-09-221 haldusajal AS Tartu Jõujaam kaebus Vara Vallavolikogu 16.12.2008 määruse nr 16 „Vara valla üldplaneeringu kehtestamine“ osaliseks tühistamiseks. Kättesaadav kohtulahendite andmebaasis: https://www.riigiteataja.ee/kohtuteave/maa_ringkonna_kohtulahendid/main.html (04.04.2013)

Kaebuse kohaselt ei võimalda Keressaare rabale planeeringuga ette nähtud maakasutuse juhtfunktsioon realiseerida kaebajal õigusi, mis tulenevad talle väljastatud kaevandamisloast ja mille kasutamiseks on algatatud keskkonnamõju hindamise menetlus. Riigiorganid (Vabariigi Valitsus ja kaevandamisloa andja) on otsustanud, et Keressaare rabas laiendatakse praegust turbamaardlat ja seal hakatakse turvast kaevandama, kui keskkonnamõju hindamise tulemused seda võimaldavad. Maavanem andis heakskiidu ainult sellele osale planeeringust, mis kaebaja õigusi ei puuduta. Määrusest ei nähtu kaebaja hinnangul veenvaid põhjuseid kaebaja ettepanekuga mitteamistamiseks ega erinevate huvide kaalumist ning seega on tegemist oluliste kaalutusvigadega.

Vara vald leiab, et üldplaneering ei riku kaebaja õigusi, kuna sellega ei otsustata kaevandamisloa andmisest keeldumist. Üldplaneeringu osaline kehtestamine kahjustaks valla huve. Kaebaja võimalikke huve on Vara valla arvates piisavalt kaalutud.

Kaasatud isik Tartu maavanem toetas AS Tartu Jõujaam kaebust.

Tartu Halduskohus rahuldab 20.04.2009 otsusega kaebuse ja tühistas määruse osaliselt, s.o Keressaare raba osas. Kohus põhjendas otsust järgmiselt. Maavanem on andnud heakskiidu üldplaneeringu kehtestamiseks üksnes osaliselt ega ole pidanud võimalikuks, et Vara valla üldplaneering kehtestatakse kaebaja õigusi ja huve puudutavas osas. Vastustajal puudus maavanema heakskiit kehtestada Vara valla üldplaneering Keressaare raba põhjaosa kohta. Kui kohalik omavalitsus ei või kehtestada üldplaneeringut, mis ei ole saanud maavanema heakskiitu, siis ei saa kohalik omavalitsus kehtestada ka üldplaneeringut osas, mille kohta ei ole maavanem heakskiitu andnud. Vastasel juhul kaotab maavanema heakskiit kui haldusmenetluse toiming oma mõtte. Ainuüksi asjaolu, et vastustaja on vaidlustatud valla üldplaneeringu kehtestamisel rikkunud seadust, toob kaasa kaebuse rahuldamise ning vaidlustatud määruse osalise tühistamise. Rikutud on ka kaebaja õiguspärasest ootusest saada kaevandamisloa pärast seda, kui ta on täitnud Tartu maavalitsuse 1997 otsuses seatud tingimused.

Tartu Ringkonnakohus jättis halduskohtu otsuse lõpptulemuse osas muutmata, kuid muutis otsuse põhjendusi. Ringkonnakohus ei nõustu halduskohtuga maavanema järelevalvapädevuse osas ja leiab, et planeeringu kehtestamine oli õigusvastane kaalutusvigade tõttu: *Vaidlustatud määruses ei ole välja toodud asjas tähtsust omavaid asjaolusid ega erinevate huvitatud isikute konkreetseid huve ja õigusi, mida vallavolikogu pidi kaaluma ja kaalus. Määruses esitatud põhjendused ei veena kohut, et olukorras, kus turbamaardla laiendamise taotlusega seoses läbiviidav keskkonnamõju hindamine oli veel pooleli, on kaebaja planeeringuettepaneku ja üldplaneeringu osaliselt kehtestamata jätmise taotluse osas erinevate huvide kaalumise toimunud ratsionaalselt ning arvestatud ja kaalutud on kõiki olulisi põhjendusi ja huve.*

Turba kaevandamine Möllatsis¹⁰⁴

Keskkonnaministeeriumi Tartumaa keskkonnateenistuse 25.08.2003 korraldusega anti AS-le Tartu Jõujaam välja maavara kaevandamise luba turba kaevandamiseks Möllatsi turbamaardlas üldpinnaga 218,40 ha.

Peeter Lääne, Natalia Trofimova, Erkki Ergma, Imre Taal, Imants Trofimov, Vahur Siimon, Ene Saluri ja Monika Guk pöördusid halduskohtusse ja palusid halduskohtul eeltoodud korraldus tühistada. Kaebuste kohaselt on *kaevandamisloa menetlemisel rikutud avalikkuse kaasamist puudutavaid sätteid, kuna avalikkusele ei ole teatatud täiendavate kaevandamisloa taotluste esitamisest. Avalikkuse kaasamise*

104 Tartu Ringkonnakohtu 15.09.2004 otsus nr 2-3-153/2004 haldusajal Peeter Lääne, Natalia Trofimova, Erkki Ergma, Imre Taali, Imants Trofimovi, Vahur Siimoni, Ene Saluri ja Monika Guki kaebus Keskkonnaministeeriumi Tartumaa keskkonnateenistuse 25. augusti 2003 korralduse nr 41-1-4/129 tühistamiseks. Kättesaadav kohtulahendite andmebaasis: https://www.riigiteataja.ee/kohtuteave/maa_ringkonna_kohtulahendid/main.html (04.04.2013)

põhimõtteid on rikutud ka KMH menetluses. Huvitatud isikutele ei ole antud piisavalt aega teha ettepanekuid ja esitada kirjalikke vastuväiteid. Haldusakt on motiveerimata, kaevandamisloa tingimused on üldsõnalised, mistõttu kohalike elanike õigus puhtale keskkonnale ei ole kaitstud.

Tartumaa keskkonnateenistus palus jätta kaebuse rahuldamata, kuna tegemist on 1995. a esitatud kaevandamisloa taotluse menetlemisega ning avalikkuse teavitamine on toimunud nõuetekohaselt. AS Tartu Jõujaam taotles samuti kaebuse rahuldamata jätmist, kuna kaevandamisloa tingimused sisaldavad kohalike elanike ettepanekuid.

Tartu Halduskohus jättis 19.03.2004 otsusega kaebused rahuldamata, mille peale eelnimetatud isikud esitasid apellatsioonkaebuse Tartu Ringkonnakohtule. Ka Tartu Ringkonnakohus leidis, et apellatsioonkaebuse rahuldamiseks ei ole alust ning kordas juba halduskohtu poolt esitatud otsuse põhjendusi järgmiselt.

1) AS Jõujaam poolt 29.11.2002 esitatud taotlust kaevandamisloa saamiseks tuleb käsitada 1995. a esitatud taotluse täpsustusena, mistõttu ei olnud vajalik juba teostatud menetlustoimingute (s.h menetluse algatamisest teatamine) uus läbiviimine; 2) vastustaja ei ole käsitletava kaevandamisloa taotluse menetlemisel rikkunud haldusmenetluse seaduse sätteid ja avatud menetluse põhimõtteid – avalikkust (s.h kaebuste esitajaid) oli teavitatud seaduse nõuete kohaselt nii ka keskkonnamõjude hindamise algatamisest kui ka vastava programmi koostamisest ja aruande valmimisest ning oli tagatud vastavate avalike arutelude kaudu ettepanekute esitamise võimalus. Apellantide väited nende menetlusõiguste piiramisest ei ole põhjendatud.

Ringkonnakohus leidis veel, et asjas koostatud keskkonnamõjude hindamise aruandes, mis on ühtlasi üheks vaidlustatud haldusakti alusdokumendiks, on kaebajate poolt tõstatatud küsimused leidnud piisavat käsitlust, ka on aruandes toodud välja konkreetset soovitusid kahjulike mõjutuste (s.h põhjavee taseme võimalik langemine, müra, tolmu) vähendamiseks. Nimetatud soovitusi on kahjulike mõjude osas kohtu hinnangul ka vaidlustatud korralduses piisavalt arvestatud, kus eritingimuste all on kindlaks määratud AS Tartu Jõujaam kohustused veevarustuse tagamisel ning müra ja tolmu leviku tõkestamisel ja seirel. Ringkonnakohus leidis ka, et kaebuse esitajatele jääb alati võimalus turba kaevandamisest tekkivate ülemääraste kahjulike mõjutuste korral nõuda pädevatel ametiasutustelt vastava kontrolli teostamist ja ettekirjutuste tegemist, samuti kasutada oma õiguste kaitseks tsiviilõiguslike kaitsevahendeid.

Halduskohus

Alam-Pedja looduskaitseala¹⁰⁵

AS Kraver esitas Tartu halduskohtule kaebuse Viljandimaa keskkonnateenistuse õigusvastase tegevusega tekitatud kahju hüvitamiseks. Kaebuse esitaja palus mõista Keskkonnaministeeriumi Viljandimaa keskkonnateenistusest AS-i Kraver kasuks välja varalise kahju hüvitis summas 588 442 krooni (37 608,3 eurot).

Kahjuna, mille hüvitamist kaebaja taotles, käsitles kaebaja 2002. ja 2003. aastal kantud kulutusi seoses Soosaare rabas teostatud geoloogiliste uuringutega. Kahju tekitajaks oli kaebuse esitaja arvates Viljandimaa keskkonnateenistus, kes kaebaja väitel oli käitunud AS Kraver suhtes sõnamurdlikult ja õigusvastaselt, väljastades eksitava teabe selle kohta, et Soosaare raba ei kavatsenud kaitse alla võtta ning 5.02.2002 andis geoloogilise uuringu loa uuringute teostamiseks Soosaare IV tootmisalal.

105 Tartu Halduskohtu 15. augusti 2008 otsus nr 3-08-76 haldusajal AS Kraver kaebus Keskkonnaministeeriumi Viljandimaa keskkonnateenistuse vastu kahju hüvitamise nõudes. Kättesaadav kohtulahendite andmebaasis: https://www.riigiteataja.ee/kohtuteave/maa_ringkonna_kohtulahendid/main.html (04.04.2013)

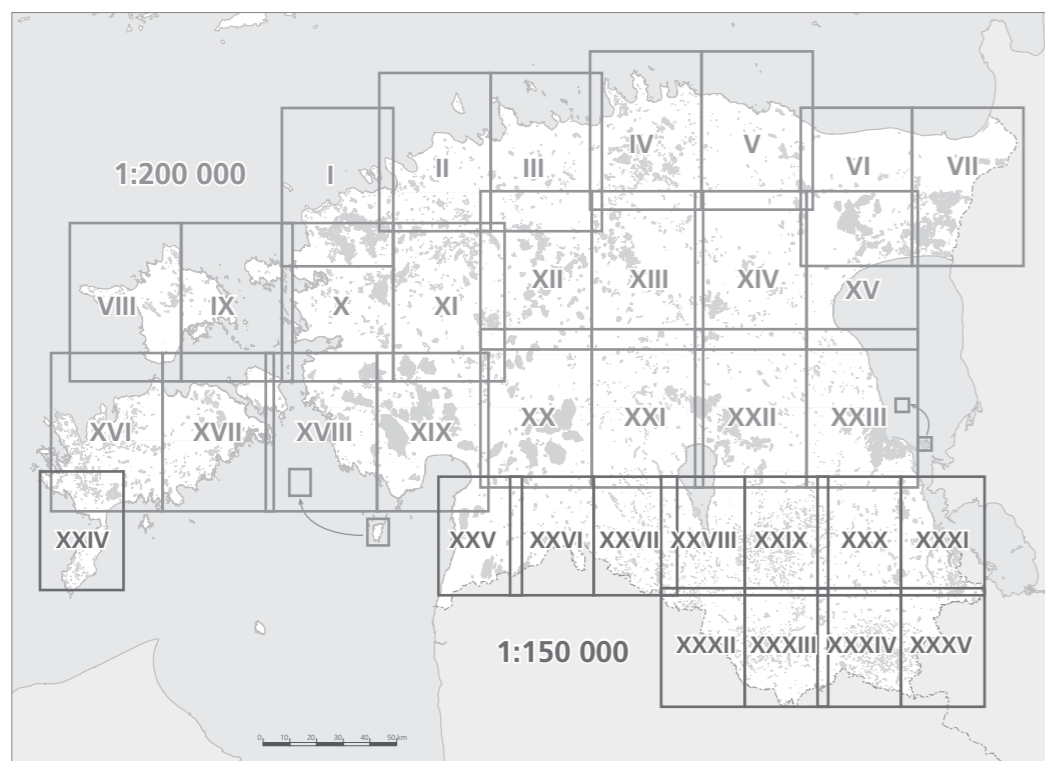
18.05.2007 võttis Vabariigi Valitsus vastu määruse nr 153 "Alam-Pedja looduskaitseala kaitse-eeskiri" (edaspidi *Eeskiri*). Eeskirja kohaselt on Soosaare rabas asuval Soosaare IV tootmisalal turba kaevandamine ja tootmine välistatud.

Kaebaja väitis, et ta ei oleks uuringuluba taotlenud, kui oleks teadnud, et ala võetakse kaitse alla ja seal ei saa tulevikus kaevandada. Kaebaja leidis, et keskkonnateenistus pidi olema ala kaitse alla võtmise kavatsusest teadlik, kuid ei andnud selle kohta mingit infot kaebajale.

Viljandimaa keskkonnateenistus vaidles kaebajale vastu väitega, et **uuringuloo menetlemise ajal puudusid loa andmisest keeldumise alused**. MaaPS võimaldas sel ajal keelduda uuringuloo andmisest juhtudel, kui ala on kaitse alla võetud või on esitatud kaitse alla võtmise taotlus. Uuringuloo andmise menetluse ajal ei olnud ala kaitse alla võtmise taotlust esitatud ja muud loa andmisest keeldumise alused puudusid ning seega tuli luba välja anda. **Viljandimaa keskkonnateenistusele ei olnud uuringuloo andmise menetluse ajal teada asjaolud, et ala võib kujuneda tulevikus Natura 2000 eelvalikualaks**. Luba väljastati 5.02.2002, ala inventuur teostati 10.07.2002 ning lõplikult valiti eelvalikualad välja alles 5.08.2004 Vabariigi Valitsuse korraldusega.

Kohus leidis, et Viljandimaa keskkonnateenistus ei ole geoloogilise uuringu loa andmisel rikkunud hoolsuskohustust ega hea halduse tava. Kohtu arvates oli keskkonnateenistuse tegevus, mille tõttu väidetav kahju on tekkinud, õiguspärane keskkonnateenistuse poolt väljatoodud põhjustel. Samuti ei rikkunud keskkonnateenistuse loa andmisega kaebaja õigusi, kuna uuringuluba ei tekita õiguspärasest ootust saada kaevandamisluba ning uuringu kulud tuleb isikul kanda hoolimata sellest, kas ta hiljem saab kaevandusloa või mitte. Nendel põhjustel jättis kohus kaebuse rahuldamata.

Kaebaja esitas kohtuotsuse peale apellatsioonkaebuse Tartu Ringkonnakohtule, kes jättis Tartu Halduskohtu 15.08.2008 otsuse muutmata, kuna jõudis samasugustele järeldustele nagu halduskohtuski.



FOTOD MADALSOOD



1 Liigivaene niitja tarna madal soo (Otepää looduspark).
Kalle Remmi foto.



2 Liigirikam tarna-madal soo, milles kasvab kahkjaspunaseid sõrmkäppi (Mahtra LKA).
Jaanus Paali foto.



3 Emajõe ääres leidub lisaks lamminiitudele ka lammisoid (Alam-Pedja LKA).
Jaanus Paali foto.



4 Õötsik-madal soo Ubajärve põhjakaldal (Karula RP).
Heidi Ööbli foto.



5 Kraavtarn.
Taimi Paali foto.



6 Mätastarna poki.
Jaanus Paali foto.



7 Liigirikas
porsa-madalsoo
(Tuhu soo, Tuhu MKA).
Jaanus Paali foto.



8 Lääne-mõõkrohu
madalsoo Võhma
lähedal Saaremaal.
Katre Halliko foto.



9 Allikasoo (Sutru,
Viidumäe LKA).
Jaanus Paali foto.



10 Soo-kuuskjalg.
Jaanus Paali foto.



11 Lemmelill.
Jaanus Paali foto.



12 Soo-neiuvaip.
Jaanus Paali foto.



13 Pruun sepsikas.
Jaanus Paali foto.

SIIRDESOOD



14 Ulatuslik õõtsik-siirdesoo Puhatu soostikus (Puhatu LKA).
Jaanus Paali foto



15 Järve kinnikasvamisel tekkinud õõtsik-siirdesoo.
Jaanus Paali foto.

16 Rohu-siirdesoo (Mahtra soo, Mahtra LKA).
Jaanus Paali foto



17 Alpi jänesvill.
Jaanus Paali foto.



18 Vahelmine vesihernes.
Jaanus Paali foto.



19 Harilik jõhvikas.
Jaanus Paali foto.



20 Valge nokkhein.
Jaanus Paali foto.



RABAD



21 Puis-peenra-älve-
laukaraba (Männikjärve
raba, Endla LKA).
Jaanus Paali foto.



22 Puis-peenra-älveraba
(Luhasoo MKA,
Rõuge v.).
Jaanus Paali foto.

23 Mättaraba (Allipa
raba, Käru v.).
Jaanus Paali foto.



24 Kanarbik.
Jaanus Paali foto.



25 Öievähene tarn.
Jaanus Paali foto.



26 Rabamurakas.
Jaanus Paali foto.



27 Hanevits on
iseloomulik Ida-Eesti
rabadele.
Jaanus Paali foto.



INIM- JA KOPRAMÕJU SOODES



28 Niitmise lakkamise järel kattuvad õhukese turbalasundiga madalsood põõsastikuga. Jaanus Paali foto.



29 Kõrgepingeliin üle siirdesoo Aela maastikukaitsealal on näide nõrgast inim mõjust (Kaiu v.). Toivo Sepa foto.

30 Inimõjust soodele annavad tunnistust teed ja rajad. Valgõjärve soo lähine siirdesoo (Meremäe v.). Kairi Sepa foto.



31 Kuivendatud puisraba Alajõe lähedal Alutagusel. Ants Animäe foto.



32 Mõne madalsoo asemele on rajatud tiik (Varstu v., Soolätte). Tiit Hallikma foto.





33 Freesturbaväli.
Jaanus Paali foto.



34 Kirde-Eestis on mitu
sood hävitatud
põlevkivikarjääride
rajamisega.
Jaanus Paali foto.



35 Paljusid soid
mõjutavad koprad,
kes on paisutanud
soid ümbritsevad või
soodest lähtuvad
kraavid või ojad.
Jaanus Paali foto.

Käsitletavat inventuuri on rahaliselt toetanud Euroopa Majanduspiirkonna (EEA) – Norra finantsmehhanism, Keskkonnainvesteeringute Keskus (KIK) ja Ahti Heinla.



ELF



KESKKONNAAMET

Trükikoda AS Ecoprint



roheline trükis
Trükitud keskkonnateadlikus trükiettevõttes Ecoprint



Kirjastanud AS Regio



ISBN 978-9949-465-98-9



9 789949 465989

