



KESKKONNAAMET



TARTU ÜLIKOO



MAAPARANDUSSÜSTEEMIDE
NEGATIIVSETE MÕJUDE
LEEVENDUS- JA
KOMPENSATSIOONIMEETMETE
RAKENDAMISE JUHIS
TÄIENDATUD VERSIOON

Tartu 2023

Tellija: Keskkonnaamet

Projekti täitja: Tartu Ülikool, Ökoloogia ja maateaduste instituut, Loodusressursside õppetool

Juhise koostajad: Riinu Rannap, Maarja Vaikre, Elin Soomets-Alver, Kai Vellak, Liina Remm, Piret Lõhmus

Juhise koostajad tänavad: Raul Rosenvald (Tartu Ülikooli säästva metsanduse teadur), Marko Kohv (Tartu Ülikooli rakendusgeoloogia teadur), Raido Kont (Tartu Ülikooli looduskitsebioloogia spetsialist), Mati Märtsen (Varmatgeo), Anne Sula ja Kaili Viilma (Keskkonnaamet), Herdis Fridolin (Kliimaministeerium), Toomas Timmusk ja Veiko Uri (Eesti Maaülikool), Reena Osolin, Priit Pärn, Merly Kiisler ja Kristine Hindriks (Regionaal- ja Põllumajandusministeerium), Tiiu Valdmaa (Põllumajanduse ja Toiduamet), Olavi Andres, Toomas Kivisto, Kaupo Kohv ja Kristjan Tõnisson (Riigimetsa Majandamise Keskus), Hannes Puu (Eesti Veeinseneride Liit), Anti Rallmann (Eesti Maaparandajate Selts), Liis Keerberg, Liis Kuresoo, Eerik Leibak, Aleksei Lotman, Jüri-Ott Salm, Indrek Tammekänd ja Laura Uibopuu (Eesti Keskkonnauhenduste Koda), Tenno Vaher (hüdrotehnika insener), Merilin Kalmaru (Eesti Turbaliit), Marti Piirimäe (Foreko), Henri Daniel Ots (AS Maa ja Vesi), Madis Metsur (MAVES)

Viimati redigeeritud: 23.11.2023

Sisukord

Mõisted	4
Eessõna	7
1. Sissejuhatus.....	8
2. Kuivendamise ja kuivendussüsteemide korrastamise negatiivsed mõjud	10
2.1. Ümberkujunevad ökosüsteemid	10
2.2. Muutused mullas ja veerežiimis	11
2.3. Muutused taimkattes ja muus elustikus.....	13
2.4. Muutused kuivendatud ala veekogudes.....	15
2.5. Mõju allavoolu jäävatele veekogudele ja nende elustikule	16
2.5.1. Mõju veekogude hüdroloogiale	16
2.5.2. Metsakraavide rajamise ja puhastamise mõju veekvaliteedile	17
2.5.3. Maaparanduse mõju veekvaliteedile põllumajandusmaal	21
2.5.4. Pinnaveekogumite seisund ning reostuskoormused Eestis.....	22
2.5.5. Mõju vee-elustikule	25
2.6. Märgalade elustiku ohustatus	27
2.7. Kliima ja kasvuhoonegaasid.....	30
3. Eesti ja Euroopa Liidu õigusaktid, strateegiad ning rahvusvahelised kohustused.....	34
4. Metoodika	38
5. Maaparanduse keskkonnamõju vältimis-, leevendus- ja kompensatsioonimeetmed.....	40
5.1. Kuivendusvõrgu korrastustööde optimeerimine	40
5.1.1. Kuivendussüsteemide korrastamise majanduslik tasuvus	40
Metsamaa	40
Põllumajandusmaa	43
5.1.2. Maaparanduse vähendamine metsamaastikus	44
5.1.3. Maaparanduse vähendamine põllumajandusmaastikus	47
5.2. Leevendusmeetmed	48
5.2.1. Veekaitsemeetmed sette- ja toitainekoormuse vähendamiseks	49
Settebasseinid ja -süvendid	49
Suurvee äravoolu kontrollsüsteemid	53
Valgpuhastusalad	55
Tehismärgalad	58
Puhverribad	63
Liitprofiiliga ehk kahetasandilised kraavid.....	66
Seadedrenaaz ja adaptiivne kuivendus.....	69
Kraavide setetest puhastamise vähendamine	69
Kraavide sügavuse reguleerimine ja vagukraavitus.....	70

Taimestunud kraavinõlvade säilitamine	71
Taimestunud kraavid põllumajandusmaastikus	71
Settepüüdurid	72
Lubjafiltrid drenaažisüsteemis	73
5.2.2. Leevendusmeetmed vee-elupaikade tagamiseks ja vee-elustiku toetamiseks.....	73
Hoiutööde vähendamine eesvooludel	73
Kraavide ja eesvoolude mitmekesistamine	74
Kraavilaiendid.....	75
Leevendustiigid.....	76
Eriotstarbeliste veekogude ümberkujundamine	78
Kopra üleujutusosalade säilitamine	79
5.2.3. Leevendusmeetmed maismaaelustiku toetamiseks	80
Puistu struktuuri kujundamine	80
Puhvrid külgnevatele märgalalistele loodusväärtustele	81
5.3. Kompensatsioonimeetmed	81
6. Sotsiaalmajanduslikud tegurid	83
7. Ettepanekud kuivendussüsteemide leevendusmeetmete tõhustamiseks Eestis	87
7.1. Kuivendussüsteemide korrastamine kaitstavatel aladel	88
7.2. Metsamaa	89
7.3. Põllumajandusmaa	92
7.4. Eesvoolud	93
7.5. Leevendusmeetmete tõhususe seire ning vajalikud uuringud	95
Kasutatud kirjandus	96
Lisad.....	123

Mõisted

Eesvool – maaparandusseaduse alusel on eesvool kuivendusvõrgust voolava liigvee ärajuhtimiseks rajatud veejuhe või loodusliku veekogu reguleeritud lõik, mille veeseisust või toruveejuhtme vee läbilaskevõimest sõltub kuivendussüsteemi nõuetekohane toimimine. Eesvool võib olla nii kinnine toru (kollektoreesvool) kui ka pealt lahtine ehk avatud vooluveekogu. Enamus eesvoole on avatud vooluveekogud. Paljud eesvoolud on endised looduslikud vooluveekogud, mis on õgvendatud ja süvendatud. Kliimaministeeriumi veemajanduskavades on paljud eesvoolud määratletud kui looduslikud vooluveekogud. Seega võib eesvool olla veeseaduse tähenduses nii looduslik veekogu, tugevasti muudetud veekogu kui ka tehisveekogu ([Kuivendussüsteemide eesvoolude veekeskkonda säästva hoiu põhimõtted](#)).

Evapotranspiratsioon – aurumise ja transpiratsiooni kombinatsioon ehk koguaurumine. Aurumine toimub mulla, veekogude ja taimede pinnalt (nt osa vihmast ei jõua maapinnani, vaid aurustub otse puuvõradelt), transpiratsioonil imevad taimed mullast juurtega vett ja see aurub atmosfääri peamiselt lehtede ja okaste õhulõhede kaudu.

Heljum – heljum ehk heljeained on vedelikus liikuvad (heljuvad) väikesed tahked osakesed. Heljumi sisaldus on oluline vee kvaliteedi indikaator. Enamasti mõõdetakse heljumi sisaldust mg/l või g/m³ kohta. Kui heljum on settinud, nimetatakse seda setteks.

Kompensatsiooni- ehk hüvitusmeetmed ehk ka tasaarvestus (*offsets*) – siin kontekstis meetmed, mille kaudu arendus- või majandustegevusest tulenev elurikkuse kadu ühes kohas kompenseeritakse samaväärse elurikkuse suurendamisega mõnes teises kohas, näiteks elupaikade taastamise või kaitsmise kaudu.

Kuivendussüsteem – maaparandussüsteem, mille reguleerivast võrgust voolab liigvesi kas otse või maaparandussüsteemi eesvoolu kaudu suublasse või riigi poolt korras hoitavasse ühiseesvoolu ([Maaparandusseadus](#)).

Leevendusmeetmed – siin kontekstis kõik maaparandussüsteemide negatiivset keskkonnamõju tõkestavad, vältivad või minimeerivad meetmed, näiteks allavoolu kanduva veereostuse vähendamine, maaparandussüsteemiga külgnevate märgalade säilitamine, aga ka märgalaelupaikade rajamine või hoidmine kuivendusaladel.

Looduslik veekogu – siin kontekstis allikas, oja, jõgi ja järv (sh karstijärv ja -järvik).

Looduslik väikeveekogu – pinnaselohku või -süvendisse moodustunud, valdava inim mõjutaja, alaline või ajutine veekogu.

Maaparandus ehk melioratsioon – siin kontekstis metsa- või põllumaa viljelusväärtuse suurendamiseks tehtavad kuivenduse ehitustööd ja nendega seotud hoiutööd (nii uute kraavide ja drenide rajamine, kui ka kraavide uuendus, hooldus ja rekonstrueerimine ning eesvoolude puhastamine).

Maaparandussüsteem – maatulundusmaa viljelusväärtuse suurendamiseks ja keskkonnakaitseks vajalike ehitiste kogum. Maaparandussüsteemi liigid on kuivendussüsteem, niisutussüsteem ja veerežiimi kahepoolse reguleerimise süsteem ([Maaparandusseadus](#)).

Maaparandussüsteemi hooldamine – maaparandussüsteemi hoiutööde tegemine, mille hulka kuulub taimestiku niitmine, puittaimestiku raie, voolutakistuste ja sette eemaldamine ning hoiutööde tegemine maaparandussüsteemi maa-alal ja seal asuvatel veekaitserajatistel. Setteid võib eemaldada kuni 10 m² suuruse valgalaga eesvoolust ja kuivenduskraavist keskmiselt kuni 0,5 m³/m ja üle 10 m² suuruse valgalaga eesvoolust kuni 0,5 m³/m või keskmise settekihi paksusega kuni 0,3 m ([Maaparandushoiutööde nõuded](#)).

Maaparandussüsteemi uuendamine – selle iganenud või lagununud osade (drenaažisüsteemi, truubi, tee või keskkonnarajatiste) uutega asendamine või täiendamine, kraavide taastamine esialgsel kujul ja maaparandussüsteemi osade täiendamine maaparandussüsteemi üldparameetreid oluliselt muutmata. Sette eemaldamine kuni 10 km² suuruse valgalaga eesvoolust ja kuivenduskraavist keskmise sette mahuga 0,5–1,2 m³/m või üle 10 km² suuruse valgalaga eesvoolust keskmise sette mahuga 0,5–1,2 m³/m või keskmise settekihi paksusega 0,3–0,6 meetrit ([Maaparandushoiutööde nõuded](#)).

Maaparandussüsteemi rekonstrueerimine – olemasoleva maaparandussüsteemi plaanilahenduse, kuivendus- või niisutusviisi või ehitise konstruktsiooni oluline muutmine, sealhulgas avatud eesvoolu asendamine kollektoreesvooluga, või ehitise tehnoloogiline ümberseadistamine või sette eemaldamine suurenemas mahus kui uuendamisel. Erinevalt hooldus- või uuendustöödest rakendub rekonstrueerimisele projekti koostamise ja keskkonnamõjude analüüsi nõue ([Maaparandushoiutööde nõuded](#)).

Maaparandussüsteemi korrastamine – katusmõiste, mis hõlmab nii maaparandussüsteemi hooldust ja uuendamist (hoiutööd) kui ka rekonstrueerimist (ehitamine) (Riigikontroll 2020). Juhendis kasutame teaduskirjandust refereerides mõistet **kraavide puhastamine** (inglise keeles *ditch network maintenance*), mis tähendab taimestiku ja setete eemaldamist kraavi algse sügavuseni.

Märgala – alaliselt niiske kuni väga märg (soo) või vähemalt osa aastast veega kattunud maa-ala (üleujutusala), sh märg mets, madal veekogu või lauge mererannik. Maailmas on märgala mõistel mitmeid tõlgendusi, seda nii piirkonna looduse eripärast kui selle kirjeldamise traditsioonidest sõltuvalt.

Märgalaviljelus – märgade või taastatud veerežiimiga turbaalade põllumajanduslik või metsanduslik kasutamine. Märgalaviljeluse üheks eesmärgiks on võimaldada selliste märgadele turbaaladele omaste ökosüsteemi teenuste taastumist ja säilitamist, nagu süsiniku sidumine ja ladustamine, vee ning toitainete talletamine samuti kohaliku kliima jahutamine ning ohustatud liikidele elupaiga pakkumine.

Pinnaveekogum – Veeseaduse alusel määratletud selgelt eristuv ja oluline osa pinnaveest, nagu järv, jõgi, oja, paisjärv, peakraav, kanal, kraav või nende osa, siirdevesi või rannikuvee osa. Pinnaveekogumiks võib olla üks terviklik vooluveekogu, mille valgala pindala on 10 km² või suurem, või seisuveekogu või paisjärv, mille pindala on 50 hektarit või suurem, ning rannikuvee või siirdevee osa sõltumata pindalast.

Soo – turbaala, kus turbakihi tüsedus on üle 30 cm ning selle ladestumine ei ole katkenud. Iga soo on turbaala, aga mitte vastupidi.

Suubla – Maaparandusseaduse tähenduses veekogu, mis ei ole eesvool. Suubla võib olla ka maapõue osa ja pinnavorm, kui liigvee juhtimine veekogusse ei ole võimalik või põhjustab majanduslikult ülemääraseid kulutusi.

Turbaala – kuitahes tüseda turbalasundiga kaetud maastiku osa sõltumata sellest, kas seal turba ladestumine jätkub, on katkenud või turbalasund degradeerub. Turbaalad kuuluvad märgalade hulka, kuid selle juhise kontekstis ei hõlma freesturbavälju või muid turba kaevandusalasid.

Vagukraavid – pinnavee eemaldamiseks kaevatud ajutine madal kraavitus, mis projekteeritakse võimalikult risti maapinna languga ja mille eesmärgiks on hetkeolukorra liigniiskuse lahendamine. Vagukraavitust kasutatakse reeglina uuendusraielankidel, eriti nende madalamates osades. Vagukraavide sügavus on 30–70 cm (keskmiselt 40 cm) ja vahekaugus 20–50 m. Järgnevate rekonstrueerimistööde käigus vagukraavitus reeglina hooldamisele ja taastamisele ei kuulu ([Kuivendussüsteemide majandamise strateegia](#)).

Veekogu – püsiv või ajutine voolava, aeglaselt liikuva või seisva veega täidetud süvend, nagu jõgi, oja, peakraav, sealhulgas nendel asuv paisjärv, kanal, paadikanal, allikas, järv, sealhulgas tehiskärv, või meri ([Veeseadus](#)).

Ökosüsteemi teenused ehk **looduse hüved** – mitmed inimkonna seisukohast hädavajalikud, keskkonnakaitselised, sotsiaalsed ja majanduslikud hüved, mida ökosüsteemid pakuvad. Ökosüsteemi teenused võib jagada nelja rühma: 1) tugiteenused (*supporting services*), milleks on näiteks aineringe, mullateke, fotosüntees ja elupaigad; 2) reguleerivad teenused (*regulating services*), mis mõjutavad kliimat, vee-, õhu- ja mullakvaliteeti, veevarusid, üleujutusi, samuti tolmeldamine; 3) varustusteenused, ka tootvad teenused (*provisioning services*) on teenused, mida inimene saab ökosüsteemilt, näiteks toidu, vee, puidu jm materjalidena; 4) kultuuriteenused, ka rekreatiivsed teenused (*cultural services*) sisaldavad looduse poolt pakutavat esteetilist ja vaimset heaolu.

Eessõna

Eestis läbiviidud maaparanduse mastaapsust ja selle mõju ulatust arvestades, on vajalik välja töötada Eesti tingimustesse sobiv juhendmaterjal maaparanduse teadaolevate negatiivsete mõjude vältimiseks, leevendamiseks ja kompenseerimiseks. Vajadust sedalaadi juhise järele rõhutab „[Kliimamuutustega kohanemise arengukava aastani 2030](#)“. Kliimamuutustega kohanemise arengukava aastani 2030”. Juhise koostamisel on koondatud olemasolev teaduskirjandus ja parimad praktikad nii Eestist kui lähiriikidest, arvestades ökoloogilisi, sotsiaalmajanduslikke ja õiguslikke aspekte, et tagada loodusväärtuste säilimine ja nende seisundi paranemine üleliigseid piiranguid vältides.

Juhis koostatakse kahe dokumendina, millest käesolev versioon annab põhjaliku ülevaate teaduskirjandusest ja olemasolevatest juhendmaterjalidest. Rohkelt on kasutatud võrdlusandmeid meie lähiriikidest, eriti Soomes läbiviidud uuringutest kuivenduse mõjude ja leevendusmeetmete kohta nii erinevates metsa- ja sookooslustes, kui ka põllumajandusmaastikes. Ülevaade hõlmab maaparandusega kaasnevate rekonstrueerimis- ja hoiutööde mõju keskkonnale, sh mõju veekogude ja märgalade ökosüsteemidele ning neist sõltuvatele liikidele, samuti kasvuhoonegaaside heitkogustele. Välja on pakutud mitmeid kuivendussüsteemide negatiivsete mõjude võimalikke vältimis-, leevendus- ja kompensatsioonimeetmeid, kirjeldades nende kasutusvõimalusi ja toimimist aga ka vajakajäämisi. Sellise ülevaatliku ja naaberriikide kogemusi kaasava informatsiooni esitamine on vajalik mõistmaks maaparandusega kaasnevaid negatiivseid mõjusid ja nende ulatust, samuti leevendusmeetmete rakendamise olulisust ja vajalikkust. See juhis keskendub kuivendussüsteemidele ega käsitle niisutussüsteemide keskkonnamõju. Eraldi dokumendina valmib juhise lühiversioon, mis keskendub konkreetsetele, Eesti tingimustesse sobivatele, maaparanduse teadaolevate negatiivsete mõjude vältimis-, leevendus- ja kompensatsiooni-meetmetele ning nende rakendamisele.

1. Sissejuhatus

Märgalad on ühed olulisemad ökosüsteemid maailmas, pakkudes inimühiskonnale mitmeid hüvesid ning elupaiku paljudele taime-, seene- ja loomaliikidele. Arvutuste kohaselt on märgalad ühe pindalaühiku kohta kõrgeima ökosüsteemi teenuste väärtusega maakattetüübid (Costanza jt 2014). Teisalt on märgalad ja mageveekogud vaieldamatult ühed ohustatumad ökosüsteemid maailmas (Dudgeon jt 2006), millest ligi 35% on inimtegevuse tõttu hävinud (Gardner ja Finlayson 2018). Euroopas, kus ligi 60% turbaaladest on inimtegevuse (peamiselt kuivendamise) tagajärjel muudetud, võib 50% sellest kaost omistada põllumajandusele, 30% metsamajandusele ning 10% turba kaevandamisele (Joosten 1997). Põllumajandustootmist soodustavate kuivendussüsteemide ulatuslik arendamine on maastike hüdroloogiat oluliselt muutnud, mistõttu on kõige suurem märgalade kadu tulenenud põllumajandusest (Heath ja Whitehead 1992, Blann jt 2009). Kuivendamine metsamajanduslikel eesmärkidel on olnud väga laialdane just Skandinaaviamaades, Venemaal, Briti saartel ning Balti riikides (90% kogu maailma metsakuivendustegevusest on tehtud neis piirkondades), kus 1990. aastateks oli puidutootlikkuse suurendamiseks kuivendatud üle 13,5 miljoni hektari märgalasid (Paavilainen ja Päivänen 1995).

Eestis algas soode kasutamine põllumajanduseks ja turba varumiseks juba 17. sajandil ning 19. sajandiks oli turbaalade kuivendamine laialdaselt levinud (Paal ja Leibak 2013). Metsamajanduslikul eesmärgil hakati väikesemahulist kraavitamist tegema 1820. aastatel, kuid süstemaatilised kuivendustööd algasid 1940. aastatel (Torim ja Sults 2005). [Maaparandussüsteemide registri](#) kohaselt on kuivendatud maa kogupindala Eestis praegu 1 372 130 ha, moodustades 1/3 maismaast. Sealjuures on kuivendatud metsamaad kokku 751 130 ha ehk 25% metsade kogupindalast. Riigimetsast on kuivendatud üle poole ehk ligikaudu 450 000 ha ([rmk.ee](#)). Regionaal- ja Põllumajandusministeeriumi andmetel ([agri.ee](#)) on 976 900 hektarist haritavast põllumajandusmaast maaparandussüsteemidega hõlmatud 636 879 ha, millest enamuse (600 261 ha) moodustab drenaažkuivendus.

Ulatusliku kuivendamise tagajärjel on enamiku soo-kasvukohatüüpide pindala Eestis viimase 60 aasta jooksul vähenenud. “Eesti soode seisund ja kaitstud” (Paal ja Leibak 2013) aruande kohaselt on soode kogupindala vähenenud 2,7–2,8 korda ehk 642 200 hektarilt 227 000–240 000 hektarile. Kõige enam on ohustatud madalsood, eriti allikasood, aga ka lubja- ja liigirikkad madalsood, millest looduslikus seisundis on säilinud vähem kui 10%. Kuigi juba 1960. aastate lõpus tõdeti, et rabade kuivendamine metsanduslikel eesmärkidel ei ole majanduslikult tasuv, on sellest hoolimata rabadega külgnevaid metsaalasid kuivendatud või rabasid ümbritsevaid piirdekraave rajatud, mis on oluliselt mõjutanud rabade ümbruses paiknevaid siirdesoid ja servamärsid (Paal ja Leibak 2013). Loodusdirektiivi I lisasse kantud veerežiimi muutustest ohustatud elupaigatüüpidest on ebasoodsas seisundis lamminiidud (6450), rabad (7110*), siirde- ja õõtsiksood (7140), allikad ja allikasood (7160), nõrglubja-allikad (7220*), siirdesoo- ja rabametsad (91D0*) ning laialehelised lammimetsad (91F0). Liigirikkad madalsood (7230) ning soostuvad ja soo-lehtmetsad (9080*) on aga halvas seisundis (Elupaigatüüpide seisund 2019).

Keskkonnaregistri andmetel on Eestis kraavide kogupikkuseks 69 884 km, mis ületab jõgede ja ojade kogupikkust (19 000 km) üle 3 korra. Eesti põhikaardi alusel tehtud GIS analüüsi

kohaselt on tegelik kraavide kogupikkus aga üle kahe korra suurem – 150 537 km (vt tabel 1). Ojadest ja jõgedest on õgvendatud 39%, neist omakorda 66% on pikkusega alla 10 km (Karvak 2022, Karvak *suul*). Ulatuslike maaparandustööde tagajärjel on kuivendatud ka paljud looduslikud allikad ning põhjavee väljavool on suunatud maaparanduse eesvooludesse (Karise 2004). Loodusdirektiivi I lisasse kantud vee-elupaigatüüpidest on vähetoiteliste järvede (3110), mõõdukalt karedaveeliste järvede (3130) ning ojade ja jõgede (3260) seisund Eestis ebasoodne (Elupaigatüüpide seisund 2019).

Koos maaparanduse intensiivistumisega on süvenenud ka arusaam kuivendamise negatiivsetest keskkonnamõjudest, eriti setete ja toitainete suurenenud kontsentratsioonidest vooluveekogudes (Piirainen jt 2017). Mitmel pool maailmas on seetõttu lõpetatud toetuste maksmine kuivendussüsteemide rajamiseks, näiteks ei rahastata ökoloogilistest kaalutlustest lähtuvalt Soome majandusmetsades uusi kuivendusprojekte juba 1992. aastast alates (Skaggs jt 2016). Eestis on uute kuivendussüsteemide rajamine piiratud nii kaitsealadel (looduskaitseseaduse alusel 2004. a alates) kui ka riigimetsas (säätva metsanduse sertifikaadi nõuetest (FSC) tulenevalt, 2002. a alates). Sellegipoolest toimub kraavide kuivendusfunktsiooni ja puidutootlikkuse säilitamiseks olemasolevate kraavide hooldus, uuendamine ja rekonstrueerimine (mille käigus rajatakse kuivendussüsteemidesse ka uusi kraave), samuti eesvoolude korrastamine ([Kuivendussüsteemide majandamise strateegia](#)). Uute kraavide rajamine toimub ka metsateede ehitamise ja rekonstrueerimise käigus (Pikk 2011). Kuigi ka need kraavid toimivad piirnevate metsade kuivendajatena ning kannavad allavoolu erodeerunud setteid, pole teekraavide kumuleeruvat kuivendumõju seni uuritud. Soomes läbiviidud uuringud on aga näidanud, et kraavide korrastamise käigus lisakraavide rajamisel (*complementary ditching*) on kumulatiivne mõju nii veetasemele kui puistu produktioonile (Ahti ja Päivänen 1997).

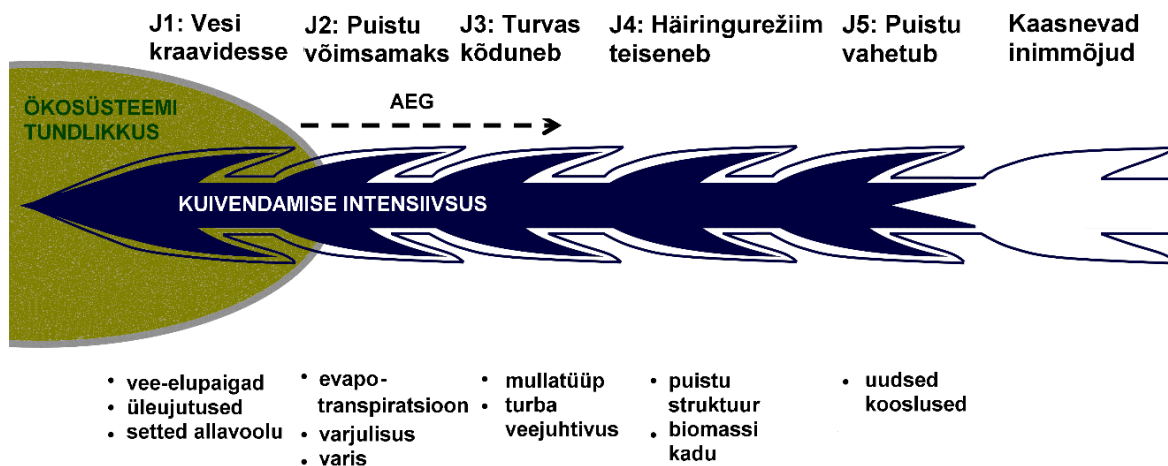
Kuivenduse keskkonnamõjude vähendamiseks on kasutusel mitmeid leevendusmeetmeid, mis on suunatud peamiselt kraavide rekonstrueerimistöödest tuleneva settekoormuse ning taimetoitainete koormuse vähendamisele suublates. Oluliselt vähem on seni tähelepanu pööranud meetmetele, mis aitaksid leevendada kuivendussüsteemide negatiivset mõju elustikule või mullastikule ning viimasest lähtuvalt kasvuhoonegaaside emissioonile (Riigikontroll 2020). Euroopa Liidu elurikkuse strateegia üheks kolmest põhikohustusest on tagada kaitstavatel aladel tõhus kaitsekorraldus selgelt määratletud eesmärkide ja meetmete ning nende asjakohase seire kaudu. Selleks on muuhulgas oluline arvestada ka majandustegevuse, **sh maaparanduse mõjudega elupaikadele ja neist sõltuvale elurikkusele nii kaitsealustel loodusobjektidel kui ka neid ümbritsevatel aladel**. Ka Maaparandushoiukavade eelnõudes (2022) on rõhutatud, et veekogude, sh eesvoolude kasutamisel tuleb arvestada keskkonnakaitseliste eesmärkidega ning võrdselt olulised on nii korras maatulundusmaa kui ka heas ökoloogilises seisus veekogud.

2. Kuivendamise ja kuivendussüsteemide korrastamise negatiivsed mõjud

2.1. Ümberkujunevad ökosüsteemid

Kuivendamine on väga laialdane ökosüsteeme ümber kujundav häiring. Eestis on kuivendamata (kuivenduskraavist kaugemal kui 100 m) madalsoo ja siirdesoo muldasid säilinud alla 10%, rabamuldadest on kuivendusest mõjutamata ligi 60%. Kõige enam on heas seisundis siirdesookooslusi säilinud Emajõe Suursoos ning Loode-Eestis (Helm jt 2021). Kuivendamise mõju ei piirdu vaid kraavitatud või drenenitud alaga. Kaudse mõju ulatus võib hinnanguliselt moodustada 20–150% kuivendusobjekti pindalast (Paal 2007) sõltuvalt kuivendusobjekti asukohast, ala suurusest ja selle algsest tüübist. Nii on näiteks kuivenduse mõju suurem väikeses soos või madalsoos võrreldes ulatusliku soomassiivi või rabaga (Kaisel ja Kohv 2009). Kuivendussüsteemide korrastamise mõju on paljuski esmakordse kuivenduse mõjuga sarnane. Nii kandub korrastamise käigus allavoolu setteid ja veereostust ning ümbritsevad maismaaökosüsteemid kuivenevad. Kvantitatiivsed muutused sõltuvad nii kohast kui konkreetsest olukorrast.

Kuivendamine mõjutab ökosüsteemi võtmekomponente – veerežiimi ja domineerivaid organisme – ning nende kaudu kogu ökosüsteemi toimimist, olles pikaajaline ja suuresti pöördumatu (joonis 1). Turvasmuldadel tehtud kuivendamise korral muutub turvast ladestav (avatud) soo-ökosüsteem metsa-ökosüsteemiks, kus suurem osa primaarproduktisioonist akumulatsiooniks puidus. Hõreda puurindega või seni lagedatest, sügava turbalasundiga madal- ja siirdesoodest kujunevad kuivenduse tagajärjel kõdusoometsad, kus turba ladestumine lakkab (Paal 1997, Päivänen ja Hånell 2012). Toitainerikastest õhukese turbakihi metsadest kujunevad aga sekundaarsed sooviku- või salumetsad (Pikk ja Seemen 2000). Ka mineraalmuldadel olevate märgade ja niiskete metsade tootlikkust parandatakse kuivendamisega, muuhulgas ka seepärast, et uuendusraie järgselt ei tõuseks mulla niiskustase, mis takistab puistu uuenemist (Laas 2011). Soovikumetsade kuivendamise mõju uuringuid elustikule pole Eestis paraku tehtud. Põllumajanduslikuks otstarbeks kuivendamisel võib aga kuivenduseelne maastik, sellele omaste koosluste ja iseloomuliku elustikuga, täielikult kaduda (Blann jt 2009). Pöördumatust põhjustavad mitmed tagasisidemehhanismid ning on üsna ebatõenäoline, et kuivendatud turbaalad ilma aktiivse sekkumiseta iseenesest taas turvast tootvaks ökosüsteemiks muutuksid (Price jt 2003, Holden jt 2004).



Joonis 1. Mitmekidalise harpuuni kujund kuivendusjärgsest soometsa ökosüsteemi teisenemisest. Pärast torget, ehk kraavide kaevamist, tungib harpuun üha sügavamale, surudes järk-järgult oma kidad ökosüsteemi. Suktsessionijärgud (J) on loetletud ülal ja nende mõjusfääris muutuvad ökosüsteemi omadused all. Sotsiaalmajanduslikud tagasisidemehhanismid võivad igas järgus täiendavalt takistada ökosüsteemi taastumist (kidade laiendused) ning viia edasiste järkudeni (kujutatud viimase kidana). Kohandatud allikast Lõhmus jt 2015.

Kuivendussüsteemide, sh põllumajanduses kasutatava drenaaži, rajamine ning sellega kaasnev maakasutus mõjutab oluliselt ümbritsevat maastikku ja veekogusid. Toimuvad muutused looduslike vooluveekogude hüdrooloogilises ja ökoloogilises seisundis, suureneb liigsetest toitainetest põhjustatud veekogude eutrofeerumine, õgvendamise tõttu väheneb lammialade võime üleujutusmõjusid tasandada ning kaasneb veekogu ümbritsevate märgalade iseloomuliku taimestiku kadumine, alaneb põhjaveetase ning ühtlustuvad senised eri mullatüüpide hüdrooloogilised omadused (Sloan jt 2016, 2017). Avatud kuivendussüsteemidega kaasneb ka suurenenud erosioon nii maapinnal kui voolusängis ning veega transporditavate aineosakeste hulk ja kandumine allavoolu, samas kui drenaažkuivenduse puhul on erosioonirisk vähenenud pindmise äravoolu tõttu väiksem (Gramlich jt 2018).

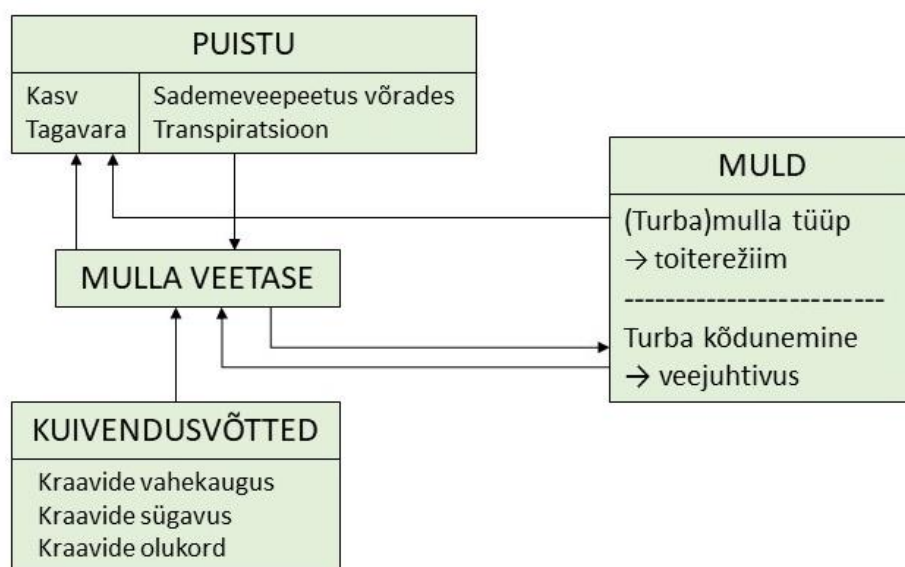
2.2. Muutused mullas ja veerežiimis

Kuivendussüsteemide rajamisega suunatakse pinnases olev vesi kraavidesse (või drenidesse), mille tulemusena alaneb ala veetase ning pinnase- ja sadevesi kantakse (periooditi) alalt kiiremini ära. Kuivendusjärgsed muutused hüdroloogias on nii lühi- kui pikaajalised ning need sõltuvad suuresti kohalikest tingimustest ning kraavituse intensiivsusest (joonis 2).

Kuivenduse pikaajaline mõju ilmneb veetaseme alanemises. Kohe pärast kraavide kaevamist alaneb veetase vähelagunenud turvasmuldades (siirdesoo- ja rabamullad) vähemalt 35 cm sügavuseni, hästilagunenud ja õhukestes turvasmuldades (madal- ja siirdesoo) vähemalt 55 cm sügavuseni ning boreaalsetes soometsades 20–60 cm sügavuseni (Kaisel ja Kohv 2009). Ka kraavide puhastamine langetab veetaset. Bring jt (2022) metaanalüüsi kohaselt ei erine mitmesuguste sootüüpide esmakordse kraavituse veetaset langetav mõju kraavide puhastamise mõjust ja on keskmiselt 19 cm (analüüsitud kraavide puhastamise uuringuid oli 8, kõik Soomest). Hiljutine Mandri Eesti turvasmuldadel kasvavates männikutes läbiviidud uuring

näitas samuti, et üheaastase (2021. a juunis ja juulis) mõõtmise tulemusena oli rekonstrueeritud kuivendussüsteemiga puistutes ($n = 28$) veetase paarkümmend sentimeetrit madalam, kui puhastamata kraavidega puistutes ($n = 5$) (Potapov jt 2022).

Ulatuslikult on kuivendatud ka mineraalmuldi, kuid kuivenduse järgset veetaseme langust mineraalmuldadel olevate märgade ja niiskete metsade osas pole autoritele teadaolevalt Eestis uuritud. Kraavide mõju veetasemele võib püsida aastakümneid, kui mitte sajandeid, olenevalt ala omadustest (Paavilainen ja Päivänen 1995). Metsakuivendusest tuleneva veetaseme alanemisega kaasneb puistu kasvu ja biomassi suurenemine, mistõttu suureneb transpiratsioon ning samaaegselt jõuab vähem sademeid maapinnale, mis kuivendab mulda veelgi.



Joonis 2. Veetaset mõjutavad tegurid kuivendatud metsas. Päivänen ja Hånell (2012) järgi.

Turbaalade kuivendamise tulemusel rikastub turbakiht hapnikuga, mis viib edasistele füüsikalistele, keemilistele ja bioloogilistele muutustele turba pindmises kihis. Vähenev mulla niiskusesisaldus parandab aeratsiooni ning soodustab turba mineraliseerumist, kuna suureneb mikroobide ja aeroobsete lagundajate hulk mulla pindmises kihis. Paraneb toitainete kättesaadavus taimedele. Turba mineraliseerumine, kokkuvajumine ja tihenemine vähendab selle veejuhtivust ja vee kinnipidamisvõimet (Holden jt 2004, Łachacz jt 2023). Ka mineraalmuldades paraneb kuivendamise tagajärjel aeratsioon ja suureneb mulla hapnikusisaldus.

Kui kraavide rajamine muudab oluliselt ala hüdroloogiat (vee hulka või selle keemilist koostist), võib maaparanduse mõju ulatuda ka suuremate sookomplekside keskosadesse (Tahvanainen 2011, Rehell 2017, Sallinen jt 2019). Näiteks Soomes on täheldatud põhjala siirdesoode (aabasood) rabastumist juba 20 aastat pärast kraavitamist, kuna külgnevad kuivendussüsteemid on vähendanud mineraaliderikka vee sissevoolu (Tahvanainen 2011). Kuivendusest tingitud siirdesoode rabastumine ja madalsoode siirdesoodustumine toimub ka

Eestis (Paal ja Leibak 2013). Siirdesoode ja rabade ökoloogilise funktsionaalsuse tagamiseks vajalike puhvertsoonide määratlemise uuringus tehtud erinevaid sootüüpe üldistava kokkuvõtte kohaselt ulatub kraavi intensiivne mõju veerežiimile vähemalt 40 m kaugusele, seejärel mõju väheneb (90–190 m kauguseni) ja alles kraavist 440–690 m kaugusel võib veerežiimi looduslikuks pidada (Kull 2016). Sama uuring näitab ilmekalt, kuidas veerežiimi muutumisega kaasnevad mitmesugused füüsikalised, keemilised ja bioloogilised muutused soo-ökosüsteemides. Ka parasvöötme turbaaladel läbi viidud uuringuid koondav metanalüüs näitas, et kuivendamise mõju veetasemele kaob umbes 440 m kaugusel, kuid üheski analüüsitud uuringus ei olnud veetaset tegelikult nii kaugel mõõdetud, vaid lähemaid mõõtmistulemusi ekstrapoleeriti (Bring jt 2022).

2.3. Muutused taimkattes ja muus elustikus

Kuivenduse elustikumõjudest on kõige enam kirjeldatud suktessioonilisi muutusi taimkattes, mis võivad ilmnedas alles aastaid hiljem (Eesti soode seisund ja kaitstus, 2013). Peamiseks muutuseks **avasoodele ja märgadele metsadele** on iseloomulike (turvast tekitavate) taimeliikide asendumine (aru)metsaliikidega (Remm jt 2013, Paal jt 2016) ning erinevate koosluste taimestiku liigilise koosseisu ühtlustumine (Laine jt 1995a). Esimesena taanduvad turbasamblad, kiiresti kaovad ka tarnad koos soodele iseloomulike puhmarinde liikidega nagu näiteks sookail. Taimeliikide vaheldumine toimub kiiremini märgades toitainerikastes elupaikades, aeglasemalt toitainevaesematel aladel (Kohv 2010). Eesti kuivendatud **siirdesoodes** tehtud vaatluste põhjal kirjeldas P. Kollist (1957), et kraavide lähedal asendub sootaimestik metsataimestikuga, intensiivselt kuivendatud aladel domineerivad metsasamblad ning turbasamblaid esineb vaid üksikute padjanditena. Rohurindes esinevad sagedamini sõnajalad, uibulehed, karvane piiphein, vaarikas, kõrvenõges, kohati jänsekapsas ja metsmaasikas. Kraavilähedastel aladel moodustab aga kattekold kohati suuri kogumikke. Alusmetsana esineb sageli paakspuu. **Lodumetsade** kuivendamisel kaovad soopihl, soosõnajalg, soo-lõosilm ja ubaleht. Kuivendusejärgselt kujunevates **viljakates kõdusoometsades** on tüüpilisteks liikideks näiteks mägi-pajulill, metsmaasikas, maarja-sõnajalg, longus helmikas ja salu-siumari (Remm jt 2013). Kõdusooraismikke asustavad mitmed niitudele ja häiringualadele iseloomulikud taimed, nagu jäneskastik, põldohakas ja harilik puju (Remm jt 2013). Eestis läbiviidud uuringu põhjal piirdekraavituse mõjust **rabanõlvade** taimestikule selgus, et kuivenduse tagajärjel väheneb niiskuslembeste turbasammalde üldkatvus, kuigi mõnede varjulembesemate turbasamblaliikide (kitsalehine ja teravalehine turbasammal) ohtrus võib isegi suurenedas (Ilomets jt 2006). Puhmarindeliikidele olulist kuivendamise mõju ei leitud, kuigi igihaljaste puhmaste katvus (liigid, mis on iseloomulikud rabadele nagu näiteks küüvits, kanarbik, sookail jt) oli suurem kuivendamata kooslustes. Kõdusoometsades täheldati aga kuivenduse järgselt puurinde liituvuse suurenemise positiivset mõju mustika katvusele (Kaisel ja Kohv 2009).

Kuna märgaladele iseloomulik taimestik on kohastunud püsivalt kõrge niiskustasemega, avaldab **kuivendamine otsest mõju just maapinda katvatele taimeliikidele**. Samas võib mõju avalduda aeglaselt ning sõltuda puistu tihenemisest; seepärast reageerivad taimeliigid esmalt ohtruste muutumisega. Näiteks väheneb kuivendatud soodes oluliselt graminoidide (kõrrelised, loalised, lõikheinalised) osakaal, suureneb aga põõsaste ja puude ohtrus (Korpela

2004). Ka meie madalsoodes tavaline harilik soopihl tõrjutakse kuivenduse järgselt tavaliste metsataimede, nagu näiteks laanelill ja vaarikas, poolt välja (Landry ja Rochefort 2012). Eesti andmetel võib **sookoosluse iseloomulik taimestik säilida veel kuni seitse aastat pärast kuivendust**, kuid pikaajalise (30–70 aastat) intensiivse kuivendusega aladelt on kuivenduseelne taimestik pea täielikult kadunud (Kollist 1953, Kaisel ja Kohv 2009).

Kuivenduskraavide mõju taimestikule oleneb olulisel määral kuivendamise intensiivsusest (kraavide vahekaugusest ja sügavusest) ning kuivendatava ala kasvukohatüübist. Eesti siirdesoodes läbi viidud uuringus leiti, et kuivenduskraavide mõju taimestikule võib ulatuda kuni 400 m kaugusele (Paal jt 2016). Kraavi lähedal on mõju tugevam, kaugemal hääbub tasapisi. Nii ulatus puude kasvu hoogustav mõju kuni 350–400 m kaugusele ja oli seletatav eelkõige madalama veetasemega kasvuperioodil, kuid ka kõrgema pH ja toitainesisaldusega turbas selle mineraliseerumise tõttu. Puude vari ja teised kuivendusega muutuvad parameetrid tõid kaasa muutused alustaimestiku liigilises koosseisus. Autorid toovad näiteid ka teistes riikides läbiviidud uuringutest, kus on täheldatud, et kraavi mõju ulatub mitmesaja meetri kaugusele, kuid Eesti siirdesoodes uuringus leitud mõju ulatus on siiski suurem võrreldes mujal täheldatuga. Üheks põhjuseks on arvatavasti asjaolu, et uuritud kraavid juhivad ära nii pindmise vee, sademetest kogunenud vee, kui ka sügavama põhjavee. **Siirdesoodes ulatub kraavitamise mõju üldiselt kaugemale kui rabades.** Kuid ka rabades ulatub piirdekraavide ja sügavate metsakraavide mõju taimekooslustele kuni 190 m kauguseni. Samas puude juurdekasv suureneb kraavist vähemalt 90 m kauguseni ning kohati on nõrk mõju täheldatav ka 190 m kaugusel (Kull 2016). Kuivenduse intensiivsem mõju taimestikule ulatub rabades 30–40 m kaugusele (Kull 2016, Toom 2020). Maaparanduse mõjuga arvestamiseks ja selle mõju leevendamiseks on analoogseid kraavide mõju ulatuse uuringuid oluline läbi viia ka teistes taimkattetüüpides, nagu lagemadalsood, soo- ja soostuvad metsad, aga ka märjad niidud. Rakenduslike otsuste tegemiseks peab siiski iga kuivendussüsteemi mõju väljaselgitamiseks analüüsima ka kohalikke olusid (Potapov jt 2022, 2023).

Kuivenduse järgselt on üheks märgatavamaks muutuseks **turbaalade metsastumine**. Lõuna-Soome puis-siirdesoodes läbiviidud uuringus leiti, et puurinde liituvus suureneb kuni neli korda ning biomass, millest kuivendatud kooslustes moodustavad enamuse puud (erinevalt kuivendamata kooslustest), võib suurenedagi isegi kuni seitse korda (Laiho jt 2003). Samas leiti ka, et turbaalade, eelkõige **rabade, metsanduslikul eesmärgil kuivendamine ei ole otstarbekas**, kuna happelises keskkonnas on efektiivse puistu juurdekasvu tagamiseks ka kuivendamise järgselt liiga vähe toitaineid. Hiljutise Eesti uuringu põhjal selgus, et **kuivendatud männienamusega puistutes saavutab kuivendusest tulenev juurdekasv maksimumi 16 aastat pärast kuivendust**, omades suuremat mõju väiksema diameetriga (st noorematele) puudele (Potapov jt 2023).

Osa metsakuivenduse järgsetest muutustest elustikus toimuvad pika viibega ja on suuresti kaudsed ehk ühes elustikurühmas toimuvad muutused põhjustavad muutusi teiste liikide seas (Lõhmus jt 2015). Nii on taimkattes (sh puistus) toimuvatel muutustel mõju ka loomastikule ja seenestikule. **Puistu kasvades suureneb varjuliste elupaikade osakaal ning toimub järkjärguline avamaastikega kohastunud liikide kadu.** Näiteks võivad puittaimede kasvu hoogustumisel kaduda alalt soojalembesed liblikad (Laine jt 1995b). Märja toitainerikka mullaga metsade kuivendamisel ja metsamajanduslikku kasutusse võtmisel on oluliseks

elustikku mõjutavaks teguriks ka **puistu liigilise koosseisu muutus ja lihtsustumine**. Lodumetsade pikaajalisel kuivendamisel asenduvad sanglepp ja laialehised puud kuusega (Lõhmus 1984, Remm jt 2013). Puistu ja niiskustingimuste muutused põhjustavad suuri muutusi puudega seotud elustikus, näiteks epifüütsete sammalde ja samblike ning varises elavate tigude seas (Remm jt 2013). Ka torikseente kooslus sõltub suuresti lamapuude liigilisest koosseisust ehk kasvusubstraadi olemasolust (Runnel jt 2021). **Mitmekesine puistu ja lamapuude rohkus vähendab kuivenduse negatiivset mõju** ülalnimetatud elustikurühmadele (Remm jt 2013).

2.4. Muutused kuivendatud ala veekogudes

Kuivendatud aladel märgalad üldjuhul kaovad ning väikesed pinnaveetoitelised seisuveekogud (nt mitmesugused lombid) ja looklevad ojad asendatakse kraavivõrguga (Remm jt 2015a). Nii on kuivendatud aladel vähem looduslikke väikeveekogusid ning olemasolevad kuivavad kiiremini, kui sarnased veekogud kuivendamata aladel (Suislepp jt 2011). Ulatusliku metsakuivenduse tulemusena moodustavad kuivenduskraavide võrgustikud paljudes maastikes märkimisväärse vee-elupaiga. Eestis on [Maaparandussüsteemide registri](#) andmetel kraave 69 884 km (vt ka tabel 1) ning eesvoole 24 434 km. Kraavid võivad elupaika pakkuda mitmetele veelistele ja pool-veelistele liikidele (nt vee-selgrootud ja mõned kahepaiksed: Maes jt 2008, Remm jt 2015a, Vaikre jt 2015, Mitchell 2016), olles eriti olulised maastikes, kus kuivendamise tagajärjel on muud veekogud hävinud (Herzon ja Helenius 2008). Samas võivad aga kraavid olla ka levikukoridoriks invasiivsetele võõrliikidele (Rosenvald jt 2014, Matisone jt 2018). Kraave asustavad kooslused sõltuvad nii kraavi morfoloogilistest kui vee keemilistest omadustest, samuti taimestikust, kraavi asukohast maastikul ning majandamisest (Hinojosa-Garro jt 2010, Chester ja Robson 2013, Biggs jt 2017). Näiteks ei sobi metsasisesed kuivenduskraavid kahepaiksetele sigimiseks, kuna need on üldjuhul liiga varjulised (Soomets jt 2017, Remm jt 2018). 2023. a kevadel Tartu Ülikooli teadusprojekti "[Ökosüsteemide taastuvus hüdroloogiliselt ümberkujundatud ja majandatavates loodusmaastikes](#)" välitööd näitasid, et 406 ha suuruses kraavitatud majandusmetsas kudesid raba- ja rohukonnad valdavalt kopraaladel (sh taastunud veerežiimiga lodumetsas), kus loendati 2223 rabakonna ja 677 rohukonna kudupalli (64% kõigist kudupallidest). Lisaks kudesid raba- ja rohukonnad ka looduslikes metsalompides, kus loendati 19% kudupallidest, lageraielangi lompides ja rattarööbastes (9% kudupallidest) ning kraavides (8% kudupallidest). Ka teised teadusuuringud on näidanud, et **kahepaiksed eelistavad kudedal erinevatel märgaladel** (sh üleujutatud luhaalad, ajutised veekogud, karstijärved ja -järvikud, kopratigid; Suislepp jt 2011, Rannap jt 2015, Remm jt 2018, Magnus ja Rannap 2019). Lisaks näitasid Suislepp jt (2011), et kraavitatud metsaaladele sademeterohketel aastatel tekkivad pinnaveetoitelised väikeveekogud kujunevad lühenenud hüdroperioodi tõttu kahepaiksetele ökoloogiliseks lõksuks – kahepaiksed eelistavad neis lompides sigida, kuid need kuivavad enne kulleste moonde läbimist, mistõttu sigimine ebaõnnestub.

Kuivendussüsteemi rekonstrueerimisega kuivab suur osa pinnaveetoitelistest väikeveekogudest või täidetakse need pinnasega (Remm jt 2018, Vaikre jt 2019). Puhastatud kraavidest voolab vesi kiiresti ära, mistõttu võivad need kesksuveks täiesti kuivaks jääda (Vaikre jt 2020). Kuna pruunidele konnadele on sellised kraavid (madal vesi, päikesele avatus)

atraktiivsed sigimispaidad võivad need enne juulikuud kuivades **ökoloogiliseks lõksuks muutuda**, kuna kullased ei jõua moonet läbida (Vaikre jt 2020). Seetõttu pole populatsioonide pikaajaline säilimine neis maastikes tagatud ning asurkonnad hääbuvad (mida näitavad ka mitmete liikide arvukustrendid). Rekonstrueerimine vähendab ka vee-selgrootute liigirikkust ning muudab nende kooslusi kraavides, kuna **osa väikeveekogudest sõltuvaid vee-suurselgrootuid kraavides elupaika ei leia** (Vaikre jt 2020). Kahepaiksete ja vee-selgrootute liigirikkust kuivendatud ja rekonstrueeritavatel aladel aitaks säilitada erinevate leevendusveekogude (nt tiikide ja kraavilaiendite) rajamine.

2.5. Mõju allavoolu jäävatele veekogudele ja nende elustikule

2.5.1. Mõju veekogude hüdroloogiale

Kuivendamise mõju vooluhulkadele on väga varieeruv ja alaspetsiifiline. Esimestel aastatel pärast kuivendussüsteemi rajamist äravool üldjuhul suureneb. Hinnanguliselt võib suurenemine esimesel kümnel kuivendusjärgsel aastal olla 0,3–0,6% ühe protsendi kuivendatud ala kohta (Päivänen ja Hånell 2012). Sageli suureneb püsivvool, eriti juhul, kui kraavis avaneb täiendav vooluallikas (põhjavesi). Mõju suurveele on väga varieeruv ning sõltub kohalikest oludest nagu ala topograafia, mullastik, taimestik, kuivendamise intensiivsus jne (Sirin jt 1991, Gramlich jt 2018). Vee kiirenev liikumine valgalal, mida põhjustab vee kraavidesse koondumine, taimestiku puudumine kraavides ja suuremad voolukiirused, suurendab ka vee erosiooni potentsiaali ning lahustunud ainete ja setete kandumist allavoolu (nt Marttila ja Kløve 2010b).

Drenaaži mõju hüdroloogiale on kirjeldatud 'käsna' efektina: suublaajõgedes pikenevad suurveeperioodi kestvused ning aasta maksimaalne äravool esineb hiljem (Povilaitis jt 2015). Käsna efekt tekib sellest, et drenaaž alandab veetaset, suurendades sellega mulla ruumala, kuhu vesi saab imbuda, ja vähendades aurumist. Vee jõudmine suublasse võtab kauem aega, sest väheneb pindmine äravool ja vesi liigub sügavamale drenoidesse.

Kui esmakordsel kuivendusel on märkimisväärne mõju pinnavee äravoolule, siis kraavide puhastamine ei pruugi aastast summaarset äravoolu hulka samaväärselt mõjutada. Soome modelleerimisuuring leidis, et kraavide 40 m vahekauguse ning 25–100 cm sügavuse korral suurenes äravool esimese puhastamisjärgse aasta jooksul 7–25% olenevalt ala asukohast (Põhja- või Lõuna-Soome) ning turba tüübist (*Sphagnum* või *Carex* turvas – lagunenud *Carex* turba puhul väiksem; Nieminen jt 2018a). Empiirilised uuringud 1–2 aastat pärast puhastamist muutusi vee äravoolu hulgas pigem ei näidanud (Joensuu jt 1999; Åström jt 2002). Samas leidub siiski ka näiteid rohkem kui 35% aastast äravoolu suurenemisest mitmeaastase mõõtmisrea kokkuvõttena (Koivusalo jt 2008). Eestis, kus metsakraavide vahekaugus, olenevalt metsatüübist, on 90–300 m (Laas jt 2011), pole autoritele teadaolevalt vastavaid uuringuid tehtud.

Kohe pärast esmakordset kuivendust on täheldatud ka miinimumvooluhulkade suurenemist, kraavide puhastamise kohta aga vastavad uuringud puuduvad (Nieminen jt 2018a). Siiski on leitud puhastustööde mõju äravoolu dünaamikale. Nii võib puhastustööde järgselt suurvee hulk suurened, suurendades seeläbi vee erodeerivat mõju ning heljumi transporti (Finér jt 2018).

Pinnavee kiire ärajuhtimine kraavide kaudu võib vähendada selle infiltratsiooni põhjavee ning seetõttu võib väheneda allikaliste ojade vooluhulk ülemjooksul. Eestis on maaparandus põhjavee taset ulatuslikult alandanud, mis süsteemide amortiseerumisega kohati taastub (Karise 2004), kuid süsteemide korrastamine viib põhjaveetaseme taas langusesse.

2.5.2. Metsakraavide rajamise ja puhastamise mõju veekvaliteedile

Kuivendamise mõju ei piirdu ainult kuivendussüsteemiga. Alanenud veetaseme tõttu suureneb pinnase hapnikusisaldus ja temperatuur, mis omakorda soodustab turbakihi lagunemist ja toitainete mineraliseerumist. Selle tulemusena, samuti suurenenud äravoolust tingituna, tõuseb väljavooluvees mitmete keemiliste elementide ning orgaaniliste ja anorgaaniliste ühendite kontsentratsioon, mis omakorda toob kaasa toitelisuse ja pH taseme muutuse suublas (Paavilainen ja Päivänen 1995, Joensuu jt 2002). On näidatud, et allavoolu jäävatele veekogudele on kuivendatud turbaalad, arumetsade ning kuivendamatute turbaaladega võrreldes, oluliselt suuremad toitainete, kogu- ning lahustunud süsiniku ning heljumi allikaks (Nieminen jt 2015, Finér jt 2021). Kraavitamine mõjutab ka suubla vooluveekogude veetemperatuure, mille keskmine väärtus ja amplituud võivad oluliselt tõusta. Muutused vooluveekogudes mõjutavad otseselt selle elustikku, näiteks jõeforellile optimaalsed veetemperatuuri, nagu näidati Kanadas läbiviidud metsakuivenduse uuringus (Prevost jt 1999). Muutuse põhjustajaks on nii mullatemperatuuri tõus kui vee liikumine avatud kraavides.

Kõige märkimisväärses maaparandusest tulenev mõju vee kvaliteedile on suspensioonilise sette ehk heljumi (*suspended solids*) kontsentratsioonide suurenemine äravoolus (Joensuu jt 2002, Stenberg jt 2015). **Kraavide korrashoiutöödest tulenev settekoormuse tõus on valgala omadustest olenevalt hinnanguliselt 13–93% looduslikust foonist kõrgem** (Finér jt 2010), **olles samaväärne esmakordse kuivendamise mõjuga** (Manninen 1998). Mõningatel juhtudel võib kraavide puhastamine tõsta heljumi kontsentratsioone kümnekordselt (4–5 mg/l enne ning 45,8 mg/l pärast; Joensuu jt 1999). Suurem osa setetest tekib puhastamisel kraavide nõlvaaerosiooni tagajärjel (joonis 3), millest arvestatav osa jääb kuivendussüsteemi pidama (Stenberg jt 2015). Heljumi suurenenud kandumine suublasse pärast kraavide kaevamist või puhastamist on enamasti suurim paari aasta vältel pärast kuivendustöid, misjärel toimub järkjärguline vähenemine. See aga ei tähenda, et juba allavoolu kandunud setete mõju veeökosüsteemidele kaoks. Nieminen jt (2010) näitasid, et heljumi kontsentratsioon äravoolus jäi kõrgeks kogu 4-aastase uuringuperioodi vältel. Kirde-Soomes tehtud uuringus, kus vaadeldi setete dünaamikat kuivendussüsteemidest allavoolu jäävates ojades (kuivenduskraavid suubusid otse ojadesse ja olid puhastatud 10 aastat tagasi), leiti et kuivendamine ja kraavide puhastamine on põhjustanud oluliselt ojade mudastumist ning vähendanud ojade sügavust. Eriti suure mõjuga oli liiv, mis ühtlustas põhja, kattes selle looduslikud ebatasasused (Marttila jt 2012). Settekoormus suureneb ka õgvendamise tõttu, kuna kaob ühendus lammialadega, kuhu looduslikus sängis vooluveekogud suurveega setteid kannavad. Kiirem vool ja suurem vooluhulk suurendavad erosiooni (Blann jt 2009).

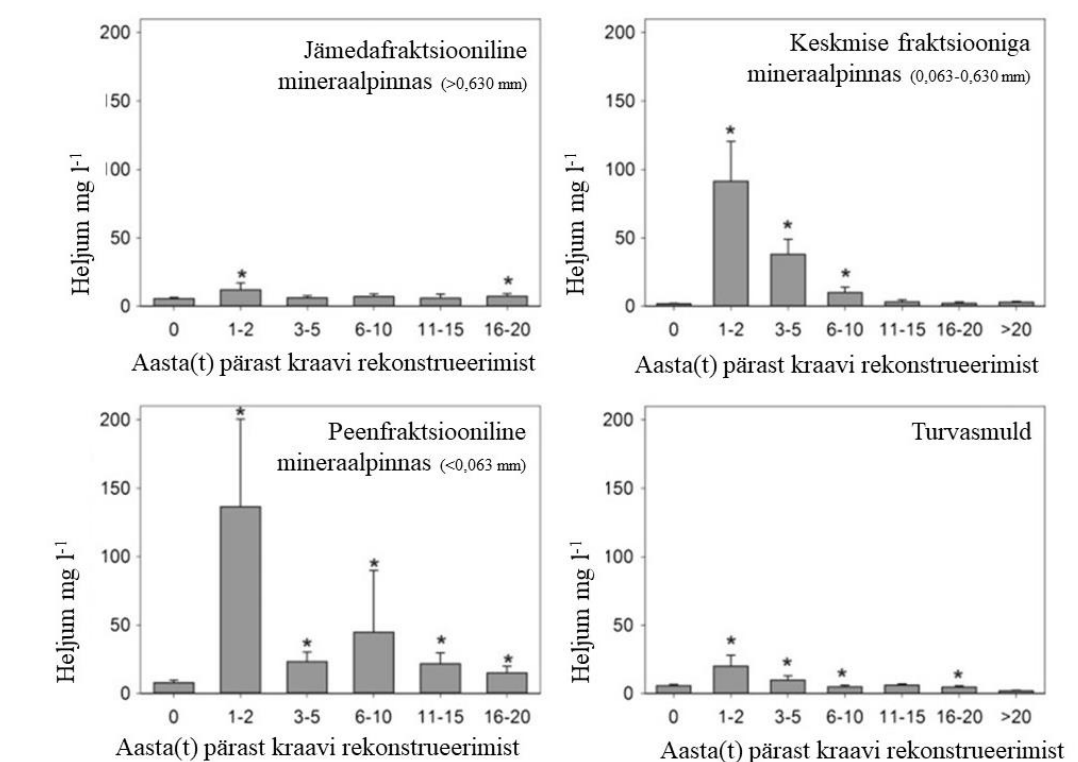


Joonis 3. Nõlvade voolamine hiljuti rekonstrueeritud kraavidel Tartumaal Selgisel. Fotod M. Vaikre ja L. Remm.

Kraavide puhastamise mõju heljumi kontsentratsioonidele on varieeruv ning sõltub nii kraavitatud ala suurusest kui mullatüübist (joonis 4; Joensuu jt 1999, Nieminen jt 2018a, Stenberg jt 2015). Kõige erosioonitundlikumad on peenteralised liivad või aleuriiti (mõlli) sisaldavad mullad, mida Eestis leidub laialdaselt. Suuri heljumikontsentratsioone põhjustavad ka tugevalt lagunenenud turvasmullad (Tuukkanen jt 2016), mistõttu suureneb turba lagunemisel erosioonirisk ka ajas (Joensuu jt. 1999). Esmakordse kuivendusjärgse turba lagunemise ja kokkuvajumise tõttu võivad mitmed kraavid pärast puhastamist mineraalsesse aluspinda ulatuda, isegi kui need enne turbast läbi ei ulatunud. Seega, kui kraavid puhastatakse nende algse sügavuseni või sügavamale, võib erosioon esmakordse kuivendusega võrreldes suurened (Nieminen jt 2018a). Eestis, kus suurim kraavide kogupikkus on mineraalmuldadel (67%) ning 45% turvasmuldadele rajatud kraavide kogupikkusest jääb alla 100 cm tüsedusega turvasmuldadele (tabel 1), on erosioonioht liivapinnastes lausaline. Kui suur osa erodeerunud pinnasest veekeskkonda jõuab, sõltub aga konkreetsest alast. Lisaks näitasid Joensuu jt (2001), et suurenenud heljumi kontsentratsioonide kestvus sõltus aluspinnasest – peenfraktsioonilistel mineraalmuldadel ei vähenenud heljumi hulk 6-aastase perioodi jooksul, turvasmuldadel ning jämedafraktsioonilistel mineraalmuldadel langesid keskmised aastased heljumi kontsentratsioonid 5–6 aastaga korrastustööde-eelsele tasemele. Samas võivad heljumi suurenenud kontsentratsioonid ka oluliselt kauem püsida (vt joonis 4). Neid aspekte tuleks kindlasti hooldus-, uuendus- ning rekonstrueerimistööde planeerimisel arvesse võtta ning sellest lähtuvalt ka veekaitsemeetmed rakendada ([vt ptk 5](#)).

Tabel 1. Eesti põhikaardile kantud kraavide pikkused ja osatähtsused erinevates mullatüüpides (sh protsentuaalne jaotus muldade alamtüüpide kaupa) ning maaparandussüsteemide (mh drenaažsüsteemide) alale jäävate muldade pindala ning osatähtsus mullatüübiti. GIS-põhise väljavõtte aluseks on Maa-ameti Eesti põhikaart (kiht "E_203_vooluveekogu_j") ja EstSoil mullakaart (Kmoch jt 2021), mille aluseks omakorda mh maaparandussüsteemide register.

Mullatüüp	Kraavide pikkus		Maaparandus-süsteemide pindala	
	km	%	km ²	%
A. Normaalsed mineraalmullad	100 737	67	10 254	33
<i>põuakartlikud ja parasniisked mullad</i>	5 886	6	1 304	13
<i>ajutised liigniisked e gleistunud mullad</i>	20 239	20	2 551	25
<i>alaliselt liigniisked e gleimullad</i>	61 560	61	5 352	52
<i>tugevasti liigniisked e turvastunud (glei)mullad</i>	13 053	13	1 047	10
B. Turvasmullad	44 486	30	3 079	32
<i>väga õhukesed (30-50 cm)</i>	5 829	13	456	15
<i>õhukesed (40-100 cm)</i>	18 748	42	1 298	42
<i>tiisedad (üle 100 cm)</i>	19 874	45	1 324	43
C. Anormaalsed mullad	4 090	3	257	14
<i>lammimullad</i>	2 201	54	86	33
<i>muud alamtüübid</i>	1 889	46	171	67
D. Muud mullad	1 223	1	45	11
Kokku	150 537		13 635	32



Joonis 4. Keskmised heljumi kontsentratsioonid koos standardhálbega (mg/l) kraavide väljavoolus erinevate mullatüüpidega kraavivõrgustikest 1–2 aastat enne (aasta 0) kuni 20 aastat pärast kraavide puhastamist. Tärniga on märgitud statistiliselt olulised (Tukey HSD test, $p < 0,05$) erinevused kraavide puhastamisele eelnevast perioodist (Nieminen jt 2018a Joensuu 2013 järgi).

Kraavide puhastamise mõju toitainete kontsentratsioonidele äravoolus on varieeruv. Soomes, kus aluspõhi on apatiidi tõttu fosforirikas (Peltovuori 2006) ning metsi on väetatud, on hinnatud, et rohkem kui kaks kolmandikku metsandusest pärit fosforist on seotud kraavide puhastamisega (Finér jt 2010). Kraavide puhastamine suurendab lahustunud anorgaaniliste lämmastikuühendite, eriti ammooniumi (NH_4^+) väljakannet (Joensuu jt 2002), samuti võib suurenedagi alumiiniumi ja raua väljakanne (Joensuu 2002, Nieminen jt 2010). Lahustunud orgaanilise lämmastiku, süsiniku ning mõningal juhul ka fosfori väljakanne kuivendusaltalt on aga väga varieeruv ning enamiku uuringute kohaselt ei suurene märgatavalt või hoopis väheneb (Nieminen jt 2010, Nieminen jt 2018a). Suur osa toitainetest (eriti fosfor) võib olla aga osakestesse seotud ning koos heljumiga (eriti selle orgaanilise komponendiga) kuivendusaltalt välja kanduda. Vastavaid uuringuid metsamaastikust (nt Hynninen ja Sepponen 1983, Åström jt 2001, Marttila ja Kløve 2010a,b) on siiski vähe või on valimid, üldisemate järelduste tegemiseks, liiga väikesed. Nieminen jt (2018a) rõhutavad, et osakestega seotud toitainete eiramine viib kogutoitainete väljakande alahindamiseni, eriti juhul kui orgaanilise aine osakaal koguheljumist on suur. Soome turbaalade metsade äravoolus olid kogufosfori ja kogulämmastiku kontsentratsioonid kaks korda kõrgemad 60. aasta vanustel kuivendusaltadel äsja kuivendatud aladega võrreldes (Nieminen jt 2017). **Seega suurendab metsakuivendus toitainete väljakannet ja mõjutab allavoolu jäävaid veekogusid tunduvalt rohkem ja pikema aja jooksul kui varasemalt hinnatud** (Nieminen jt 2018d). Eestis alustati vastava uuringuga “[Kõdusoometsade kuivendussüsteemide rekonstrueerimise mõju eesvoolude veekvaliteedile ja veekaitsemeetmete tõhususe hinnang](#)” 2022. aastal ning uuringu tulemused selguvad alles 2025. a.

Lisaks maaparandusele mõjutavad vooluveekogusid ka muud metsmajanduslikud tegevused, nagu lageraied, ala ettevalmistamine istutamiseks, monokultuurid (ühetüübilise varise koosseisu kaudu) ja teede rajamine. Need tegurid võivad suurendada toitainete, orgaanilise süsiniku, raskemetallide ja setete kontsentratsioone allavoolu jäävates veekogudes ning mõjutada seeläbi vee temperatuuri, hapnikusisaldust, varise koosseisu jm (Palviainen jt 2014, Kuglerová jt 2021, Shah jt 2022). Maismaa infrastruktuuridega seotud koormus pinnaveele avaldub eeskätt sildade, teede, truupide jms rajamise ja kasutamisega. Üldjuhul on selle otsene mõju lühiajaline, avaldudes kas rajamise ajal või sellele järgnevatel aastatel (Ülevaade koormusest... 2014). Teede pinnalt, kus infiltratsioon on tihendatud pinnase tõttu väiksem, toimub siiski oluline äravool, mis võib setete kandumist kraavidesse ja eesvooludesse pikaajaliselt võimendada (Kastridis jt 2020). Vastavaid uuringuid on tehtud peamiselt mägistes piirkondades ja Põhja-Euroopas sarnased uuringud puuduvad. Seega pole teada, kuivõrd metsateede rajamine Eesti tasastel maastikel setete lisakoormust põhjustab, kuid see sõltub kindlasti nii konkreetse ala reljeefist kui teede asukohast veekogu suhtes. Paraku on erinevate, kuivendatud metsade majandamisega seotud stressitegurite, kaasa arvatud kraavide korrastustööde koosmõju nii primaarproduktatsioonile kui elustiku koosseisule siiani suures osas uurimata (Kuglerová jt 2021).

2.5.3. Maaparanduse mõju veekvaliteedile põllumajandusmaal

Maaparandussüsteemide olemasolu ja korrastamine soodustab toitainete kandumist veekogudes. Toitained jõuavad veekogudesse põllumajandustegevuse käigus ka kuivendussüsteemideta põllumaadelt, millega tuleb veekaitserajatiste planeerimisel arvestada. Oluliseks hajukoormuse allikaks on ka kuivendussüsteemide (kraavide) rajamise ning puhastamise käigus tekkivad ja edasikanduvad setetes seotud toitained. Samuti suurendavad koormust hoiutööd eesvooludel.

Taimetoitainete (põhiliselt fosfori ja lämmastiku) väljakanne sõltub oluliselt põllumajandusmaa osakaalust valgalal. **Veekogudesse satub lämmastik peamiselt vees lahustununa, fosfor aga pinnaseosakestega seotuna ehk erosiooni tagajärjel.** Hinnanguliselt 62–99% põllumajandusest pärinevast fosforist on osakestesse seotud (Owenius ja van der Nat 2011). Lahustunud fosfori äraanne võib olla suhteliselt suur ka ekstensiivsemalt kasutatavatel maakattetüüpidelt, nagu karjamaa, kuhu jäävast loomasõnnikust kantakse fosfor sademetega kergesti minema (Loigu jt 2011). Toitainete äraanne põllult sõltub maapinna langust, valgala pindalast (sademete hulgast) ning samuti väetamise intensiivsusest. Mida raskema lõimisega on muld ja suurem valgala pindala, seda väiksemate langude juures algab toitainete äraanne (Alekan 2007). Toitainete väljakanne suureneb tulevikus tõenäoliselt veelgi, kuna leostumine toimub ka talvel, kui maapind ei külmu (Kliimamuutustega kohanemise arengukava aastani 2030).

Vees lahustunud toitainete äravooluga võrreldes algab erosioon märgatavalt suuremate langude, st voolukiiruste juures (Alekan 2007). Pinnaseerosioonile on tundlikumad kerged, vähe struktureeritud aleuriitsed (\varnothing 0,002–0,06 mm) ja saviosakesi ($\varnothing < 0,002$ mm) sisaldavad mullad. Raskete savimuldade suuremateks osakesteks agregeerumise tõttu on need üsna väikese erosiooniriskiga. Kuivamisel võivad aga savimullas tekkida praod ja makropoorid, mille kaudu toimub suuremate vihmavalingute korral intensiivne toitainete äraanne. Muldades, kus domineerivad liivaosakesed (\varnothing 0,06–2,0 mm), on pinnaseerosioon pigem väiksem, kuna vesi infiltreerub neis kergemini (Owenius ja van der Nat 2011). Määratledes vee-erosioonist ohustatud mullad kui erodeeritud mullad (tüübina), mida kasutatakse põllukultuuride kasvatamiseks või lühiajalise rohumana, moodustasid need kogu põllumajanduslikus kasutuses olevast maast Eestis 2008. a seisuga 7184 ha ehk vaid 0,75%. Vee-erosiooniohtlike muldade osakaal on suurem Lõuna-Eesti vahelduva reljeefiga aladel, kus Otepää, Karula ja Haanja erodeeritud muldade valdkonnas on potentsiaalselt erosiooniohtlikke alasid põllumajanduslikus kasutuses 7,5%. Tegelikult leidub vee-erosiooniohtlikke muldi üle Eesti, kuna erosioon sõltub lokaalselt maapinna kaldest, mulla tüübist ja maakasutusest (ülevaate saab [Mullaerosiooni kaardirakendusest](#)).

Kuna kraavitus ja drenaažkuivendus eemaldavad maastikust vett erinevalt, on ka nende mõju ja selle ulatus veekvaliteedile erinev. Näiteks osakestesse seotud fosfori, setete ja muude saasteainete väljakanne on suurem avatud kuivenduse puhul, kuna suurem osa äravoolust toimub maapinnalt. Drenaažkuivendus suurendab aga tunduvalt nitraatide ja teiste toitainete väljakannet, mis leostuvad mullaprofiilist vette ning liiguvad kraavi ja eesvoolu kaudu suublasse (Blann jt 2009). Erosioon ja fosfori väljakanne on aga drenaažkuivenduse korral, avatud kraavitusega võrreldes, üldiselt väiksem (Gramlich jt 2018).

Eesti drenaažkuivendusega katsepõldudel läbiviidud drenivee seire tulemusel oli lämmastiku leostumine tingitud infiltratsiooni mõjutavatest teguritest (sademete hulgast, temperatuurist, maapinna külumisest), kasvatatavatest kultuuridest ning maa harimisvõtetest ([Dreenivee seire 2021](#)). Leostumine on üldjuhul väiksem rohumaadelt, suurem aga taimestikuta põldudelt. Enamus lämmastiku väljakandest toimub sügis- ja talvekuudel ehk vegetatsioonivälisel perioodil, samas kui fosfori kontsentratsiooni maksimumid jäävad kevadsuvisesse perioodi. Ka Lätis tehtud uuringud näitavad, et maakasutuse kõrval mängib lämmastiku ja fosfori leostumisel olulist rolli ilmastik ning ala hüdroloogia (Jansons jt 2012, Siksnane ja Lagzdins 2022). Põllumajanduslikus kasutuses oleva valgala kogulämmastiku ja -fosfori väljakanne (kg/ha) varieerus Läti uurimisalal vastavalt: 33–48% (lämmastik) ja 22–40% (fosfor) talvekuudel, 25–46% ja 23–48% kevadel, 2–6% ja 5–19% suvel, ning 14–25% ja 18–31% sügisel (Siksnane ja Lagzdins 2022). Kuigi äravool on üldiselt madalam suvekuudel, varieerub selle ajaline jaotus valgalati, olenedes konkreetse ala omadustest. Näiteks mõnedel valgaladel toimub 50% aastasest koguäravoolust vähem kui kuu ajaga (Deelstra jt 2010). Uuringus, kus vaadeldi toitainete väljakannet drenaažkuivendusega valgaladelt Norras (9), Eestis (2) ja Lätis (2), leiti et valgala omadused (suurus, topograafia, drenaažkuivenduse intensiivsus ning põllumajandusmaa osakaal) seletasid aladevahelisi erinevusi oluliselt, samas polnud võimalik üheselt hinnata, milline nendest teguritest on suurima mõjuga.

Põllumajandusest tulenev toitainete ja taimekaitsevahendite koormus mõjutab väga olulisel määral ka veekogude seisundit. Soomes läbiviidud pikaajaliste (1986–2020) mõõtmiste tulemusena selgus, et põllumajandusmaastikes asuvad järved olid enam eutrofeerunud (kõrgema lämmastiku- ning fosforisisaldusega) ja hägusama veega kui metsajärved (Holopainen ja Lehtikainen 2022). Uurijad täheldasid fosfori ja lämmastikkoormuse vähenemist aja jooksul, mis viitab sellele, et Soomes on toitainete sissekande vähendamiseks rakendatud meetmed kohati juba tulemusi andnud. Suur toitainete koormus on kaasa toonud ka ulatusliku Läänemere eutrofeerumise – 97% Läänemerest kannatab eutrofeerumise all. Seejuures ületavad Soome ja Liivi lahe heitkogused endiselt HELCOM-i poolt eesmärgiks püstitatud taset (Normak jt 2019).

2.5.4. Pinnaveekogumite seisund ning reostuskoormused Eestis

Eestis moodustab inimtekkeline koormus kogu veekeskkonda jõudvast lämmastikust hinnanguliselt 85% ja fosforist 72% (Loigu jt 2010, Normak jt 2019), millest vastavalt 83% ning 68% on pärit põllumassiividelt, seega on põllumajandus Eestis väga oluliseks veemajandusprobleemiks (Normak jt 2019).

Pinnaveekogumite seisundi 2021. a hinnangu kohaselt ([keskkonnaportaal.ee](#)) on Eesti 744 pinnaveekogumist 52% (384) *heas* koondseisundis, 28% (206) *kesises*, 19% (145) *halvas* ning 1,2% (9) *väga halvas* koondseisundis. *Väga heas* koondseisundis veekogumid puudusid. **Viimasel kümnendil on heas seisus veekogumite osakaal aasta-aastalt vähenenud.** Ka võrreldes 2020. a tulemustega on veekogumite seisund veidi halvenenud, sest suurenenud on *halvas* ja *väga halvas* seisundis olevate veekogumite osakaal.

Vooluveekogumitest (kokku 635) oli *heas* seisundis 58% (370), *kesises* seisundis 27% (173), *halvas* seisundis 13% (85) ja *väga halvas* seisundis 1% (7). *Kesist* või halvemat ökoloogilist

seisundit põhjustavad vooluveekogudes **kalastiku, suurselgrootute ja füüsilis-keemiliste näitajate kehvad tulemused**. Kolmandiku vooluveekogumite puhul ei ole võimalik inimkasutusest tulenevat hüdro-morfoloogilist koormust sellisel määral leevendada, et oleks võimalik anda *hea* ökoloogiline seisundihinnang, mistõttu on need määratud tugevasti muudetud veekogumiteks või tehisveekogumiteks. Vooluveekogumeid, mis langevad vähemalt 25% ulatuses kokku eesvooludega, on 383. Neist 62 kuuluvad lõhejõgede nimistusse, millest omakorda poolte seisund 2021. aasta hinnangu kohaselt oli *kesine* või halvem. Näitena võib tuua Ahtama jõe (lõhejõgi ning kogu pikkuses ka riigi poolt korrashoitav ühiseesvool), mis on määratud tugevasti muudetud veekogumiks. Ahtama jõe seisund on kesine nii kalastiku, selgrootute kui ka füüsilis-keemiliste näitajate (üldlämmastik) poolest. Eksperthinnangu (Mehine jt 2021) kohaselt avaldab jõe hüdro-morfoloogilisele seisundile, aga ka veekvaliteedile mõju eelkõige selle kasutamine ja hooldus maaparanduseesvooluna, mis on muuhulgas vähendanud jõe allikatoitelisust ja vooluhulka, mistõttu jõgi kohati ära kuivab. Muuhulgas nenditakse, et maaparanduslik jõe korrastamine on olemuslikus vastuolus jõe ökoloogilise toimivuse ja hea seisundiga ning senise praktika jätkudes on jõe hea ökoloogilise potentsiaali saavutamine ebarealistlik. Ahtama jõe ökoloogilise potentsiaali tõstmiseks tuuakse ühe olulise meetmena välja jõe (vähemalt selle alamjooksu) väljaarvamine riigi poolt korras hoitavate ühiseesvoolude loetelust. Maismaa **seisuveekogumitest** (kokku 93) oli *heas* seisundiklassis 15% (14), *kesises* seisus 35% (33), *halvas* seisus 48% (45) ja *väga halvas* seisus üks veekogum. Nii Peipsi järve (*kesine* ökoloogiline seisund) kui ka väikejärvede *kesise* ja *halva* seisundi põhjustena oli välja toodud põllumajanduslik hajureostus. Kusjuures kõik seiratavad **rannikeveekogumid** (16) on halvas (1 väga halvas) koondseisundis.

Toitainete kontsentratsioon ja keemilist seisundit Eesti veekogudes ja veekogumites on mõõdetud suhteliselt vähestes vaatluspunktidest ja enamasti üksikuuringute raames, mistõttu põhinevad hinnangud peamiselt mudelitele. Uuringud maaparanduspraktikate mõjust toitainekoormustele puuduvad. Taimetoiteelementide bilansi ja väljakannet dreanaži kaudu seiratakse Põllumajandusuuringute keskuse poolt 2007. aastast alates seitsmel erineva põllumajanduskultuuriga seirealal. Seireperioodil (2014–2021) ületas tavamaaviljeluse toetustüübi (ÜPT) põldudel nitraatiooni keskmine kontsentratsioon lubatud piirnормi (50 mg/l) ning keskkonnasõbraliku meetme raames (KSM) majandatavatel põldudel jäi nitraatiooni keskmine kontsentratsioon (39,4 mg/l) pisut alla piirnормi. **Referentsperioodiga (2007–2013) võrreldes oli keskmine nitraatiooni kontsentratsioon nii KSM kui ÜPT toetustüübiga põldudel suurenenud. Fosfori ja lämmastiku kontsentratsioonidelt jäi seirepõldude drenivee kvaliteet kesiseks või halvaks**, seda ka nitraaditudliku ala seirepõllul (hein-taimedega püsirohumaal). Vaid **mahepõllu drenivee kvaliteeti hinnati heaks** ([Dreenivee seire 2021](#)).

Arvestatav osa hajukoormusest pärineb ka metsamajandamisega seotud tegevustest (tabel 2). Projekti „Meetme 1.8 raames rajatud maaparandussüsteemi keskkonnarajatiste efektiivsuse selgitamine“ (Aleksand ja Timmusk 2010) raames erinevates piirkondades paiknevatelt maaparandussüsteemidelt kogutud veeproovidest (10 proovi) leiti, et üldfosfori osas oli väikeste kraavide vesi väga hea, välja arvatud Ilmatsalu jõgi (klass kesine) ja Rahinge oja, kus veekvaliteet fosfori alusel oli väga halb, mille põhjustas ilmselt valgalal paikneva farmi puudulik sõnnikumajandus. Orgaanilise süsiniku väljakanne oli suur metsakuivenduse-

objektidelt ning kraavides, mille valgalal oli metsa põllumaaga võrreldes rohkem. Üldlämmastiku sisaldus oli haritaval maal asuvates kraavides üldiselt kõrge, ületades *hea* klassi piirnormi 3 mg/l.

Eesti keskkonnauuringute keskuse poolt 2016. a läbiviidud Peipsi alamvesikonna põllumajanduslike reostusallikate kaardistamisel (21 pinnavee punkti ja 11 pinnase punkti) leiti, et **81% uuringupunktides ületasid üldlämmastiku kontsentratsioonid *hea* klassi piirväärtuse** (3 mg/l). *Hea* klassi piiridesse jäi vaid 19% uuringupunktidest, mille valgalal domineerisid rohumaad ja metsad. *Halb/väga halb* klassi jäi 43% uuringupunktidest mis asusid teravilja kasvatusel valgaladel. Üldfosfori puhul ületati *hea* klassi piirväärtus (0,08 mg/l) vaid neljas uuringupunktis (Leisk jt 2017).

Üldiselt on lämmastiku äraanne suurem valgaladel, kus:

- aastaringse taimkatte osakaal on väike. Näiteks suurendab lämmastiku äraannet püsirohumaat kündmine ja talvise taimkatte puudumine;
- põllumaa osakaal on suur (seda ka tasase pinnamoe puhul). Valgaladel, kus põllumaad asetsevad metsaaladega vaheldumisi, on lämmastiku äraanne väiksem;
- põhiliseks mullatüübiks on liivsavi/saviliiv;
- põhiliseks koormuse allikaks on loomapidamine (sõnnik ja selle hoiustamine).

Fosfori äraande riskipiirkondadeks on alad, kus on kõrgem loomühikute kontsentratsioon, esineb kõrge erosioonirisk (nõlva kalle ületab 10%) või levivad raskemad savimullad.

Tabel 2. Oluliste hajukoormuste iseloomustus (t/a) vesikondade kaupa (hõlmab ka looduskoormust). Väärtused on arvutatud ESTMODEL'i põhjal, seega väljendavad pigem suhtelisi, mitte absoluutseid koguseid. Tabelis ei ole esitatud punktikoormuste näitajaid, mis oleks andnud juurde N_{üld} 970 t/a ja P_{üld} 25 t/a, moodustades kogusummadest vastavalt 10% ja 12% (Ülevaade koormusest... 2014).

Hajukoormus	Ida-Eesti		Lääne-Eesti		Koiva	
	N _{üld}	P _{üld}	N _{üld}	P _{üld}	N _{üld}	P _{üld}
Põllumajandusmaalt ¹	7 042	110	8984	143	362	5,6
Metsamaalt ²	1 309	37	2103	61	92	2,5
Metsamajandusega seotud tegevustest ³	279	2	447	3	20	0,1
Märgaladelt	106	4	262	11	2	0,1
Muult maalt	38	1	41	2	0	0,0
Järvede pinnale ⁴	27	0	16	0	3	0,0
Lekked sõnnikuhoidlatest	453	22	489	23	33	1,6
Kokku	9 254	176	12343	244	512	10

¹Hajukoormus põllumajandusmaalt sisaldab lämmastiku ja fosfori äraannet, mis on samuti seotud valgla äravoolu intensiivsusega ning on arvestatud õhust sadenevate taimetoiteainetega.

²Hajukoormus metsamaast on arvutatud metsamaa pindala ja metsamuldade viljakusklassi alusel.

³Hajukoormus metsamajandusega seotud tegevustest on täiendav koormus, mis tuleneb inimtegevusest, nt kuivendamine, raie jne.

⁴Hajukoormus järvede pinnale arvutati järvede pindala alusel, mille juures võetakse arvesse järvedes toimuvat taimetoiduainete akumulatsioonist ja õhust sadenevaid taimetoiteaineid.

Varasemad reostuskoormusi hindavad tööd on näidanud, et rakendatavad meetmed ning kehtestatud täiendavad piirangud põllumajandustootjatele ei ole pinnaveekvaliteeti oluliselt parandanud (Loigu jt 2011). Uuringus, kus hinnati 40 Eesti jõe kogulämmastiku ja -fosforikoormusi 15–20 aasta vältel, leiti et lämmastikukoormus oli vähenenud 18 jões, suuresti väetiste kasutamise ja põllumajandusmaa pindala vähenemise tõttu. Fosforikoormus oli vähenenud 13 jões, kuid mitmes jões täheldati tõusutrende (Iital jt 2010). Lämmastikukoormus on üldiselt suurem veekogudes, mille valgalal on ülekaalus teravilja- ja rapsipõllud, aga ka väetatavad rohumaad (Iital jt 2014). Eelneva uuringu kohaselt olid kõrgeima lämmastikukoormusega (tõusvas trendis) Räpu jõgi ja Jänijõgi. Normak jt (2019) andmetel on väikese valgalaga (kuni 100 km²) veekogumite peamiseks ebasoodsa seisundi põhjuseks just toitainetekoormus.

Veemajanduskavade 2022–2027 andmetel (envir.ee) on põllumajanduse hajukoormus Ida-Eesti (310 veekogumit), Lääne-Eesti (404 veekogumit) ja Koiva (22 veekogumit) vesikondades oluline vastavalt 133 (42%), 113 (27%) ja 7 (31%) veekogumile ning metsandusest tulenev hajukoormus vastavalt 107 (34%), 0 ja 6 (27%) veekogumile. Varasem uuring (Ülevaade koormusest... 2014) hindab erinevate põllu- ja metsamajandusega kaasnevate hajukoormuste mõju erinevates vesikondades vähemalt 40% veekogumite puhul väga tähtsaks.

2.5.5. Mõju vee-elustikule

Maaparanduse (sh dreneerimis) mõju veekogude elustikule tuleneb nii toitainete ja setete suurenenud sissekandest kui ka veekogude morfoloogilisest muutmisest – õgvendamisest ning kivide ja muude voolutakistuste eemaldamisest või väiksemate vooluveekogude (nt ojade) hävimisest. Mõjutatud on nii veekogude toiduahelad, aineriingid kui ka nende poolt pakutavad ökosüsteemiteenused ja nende kvaliteet. Maaparanduse järgne erosioon ning heljumi ja pinnaseosakestega seotud lämmastiku ja fosfori suurenenud sissekanne on vooluveekogudele kõige olulisema negatiivse mõjuga (Nieminen jt 2018a). Püsivalt kõrged heljumi kontsentratsioonid võivad jäädavalt vee-elustiku koosluste koosseise muuta, vähendades nii liigirikkust, isendite biomassi ja arvukust, nende kasvu, paljunemisedukust kui suurendades suremust. Vee hägustumine mõjutab valguse hulka ja vähendab seeläbi fütoplanktoni primaarproduktiooni (Henley jt 2000). Settekoormusest on põhiliselt ohustatud väärtuslikud kruusased või kivised elupaigad ja nendega seotud liigid, samuti kivide samblapadjandite liigikooslused (Vuori ja Joensuu 1996, Louhi jt 2010). Kivised-kruusased põhjasubstraadid on liigirikkamad, kui liivased, turbased või mudased põhjasubstraadid.

Maaparandusele järgnevad muutused vee keemilistes omadustes (nt toitainete kontsentratsioon, pH) mõjutavad nii vee-suurselgrootute (Vuori ja Joensuu 1996) kui ka mikrovetikate kooslusi (Manninen 1998). Kuivendusest tulenevate mineraalsete setete ja huumuse sissekande tõttu ohustab metsakuivendus jõeforelli sigimisedukust ja geneetilist mitmekesisust, vähendades marja ellujäämist koelmualadel (Jutila jt 1999, Louhi jt 2010). Kuivendamise tagajärjel väheneb ka põhjaelustiku mitmekesisus nii väikestes kui suuremates vooluveekogudes, lageraietest on mõjutatud põhiliselt väikesed ojad. Seega on viimaste elustik metsamajandamise suhtes tundlikum kui suuremate vooluvete elustik (Rajakallio jt 2021). Näiteks on Soomes vooluveekogudele spetsialiseerunud ja väikeste ojadega seotud kiililiikide

lokaalset väljasuremisriski hinnatud kõrgemaks kui suuremaid vooluveekogusid asustavatel liikidel ning suurema väljasuremisriskiga olid ka soodega seotud elupaigaspetsialistid (Korkeamäki ja Suhonen 2002).

Vee kiire ärajuhtimise tõttu väheneb suurveeperioodi kestvus, mille tagajärjel ei ole kaladel ja kahepaiksetel võimalik vanajõgedes ja luhtadel edukalt paljuneda (Turnock 2001, Holgerson jt 2019). Ka **jõevähi** (Punase Raamatu 2021 a ohukategooria: VU - ohualdis) kaitse tegevuskavas (Hurt 2021) tuuakse ühe olulisema ohutegurina välja veevaesust, kuna selle tagajärjel kannatavad vooluveekogud veepuuduse all ning mitmed väiksemad jõed ja ojad jäävad nädalateks veeta. Vooluvete suvise veepuuduse esmaseks põhjuseks on valgalade kuivendus, mille tulemusena ei teki lumesulavee ega vihmavee akumulatsioon. Algpärase loodusliku ja ühtlasemalt jaotuva veetoite asemel toimub suurevee kiire äravool, mille mõju avaldub eriti sademetevaesel perioodil. Veevaesus mõjutab paljusid vähiveekogusid, eelkõige Lääne-Eestis ja saartel (Hurt 2021). Tegevuskava andmetel leidis 2019. aastal jõevähki Eestis 326 veekogus (Hurt 2021). Seejuures hinnati neist jõevähi arvukust kõrgeks (ühe mõrraöö kohta püüti > 4 vähki) 59 veekogus (18%), keskmiseks (1–4 püütud vähki mõrraöö kohta) 110 veekogus ja madalaks (< 1 püütud vähki mõrraöö kohta) 157 veekogus. Jõevähi seire tulemusel avastatud uute leiukohtade arv on 2010. aastast alates madala ja keskmise arvukusega veekogude osakaal suurenenud, samas kui kõrge arvukusega veekogude arv on stabiilsena püsinud (Hurt 2021).

Maaparandusega kaasnevaks probleemiks on ka **veekogude pruunistumine** (*browning*), mille põhjustajaks on lahustunud orgaanilise süsiniku ja raua suurenenud kontsentratsioonid. Seda nähtust on viimastel aastakümnetel täheldatud boreaalsete ja parasvöötme piirkondade mageveekogudes ja seostatud eelkõige turbaalade kuivendamise ja metsastamisega (Härkönen jt 2023). Ka Eesti uuringus leiti, et orgaanilise süsiniku väljakanne oli suur just metsakuivendusobjektidelt (Aleksand ja Timmusk 2010). Pruunistumine võib põhjustada kahjulikke muutusi veeökosüsteemides ning suurendada kasvuhoonegaaside heitkoguseid, tõstes samas joogivee puhastamise kulusid ja vähendades veekogude rekreatiivset väärtust. Soomes läbiviidud uuringus, kus vaadeldi vee-selgrootute kooslusi 63-es erineva lahustunud süsiniku kontsentratsiooniga (DOC 3,6–27 mg/l) ojas, leiti et kõrgema kontsentratsiooniga ojades oli selgrootute mitmekesisus ja arvukus madalam, mõjutades kõige rohkem vetiktoidulisi selgrootuid (kraapijaid). Lävendi indikaatorrühmade analüüs näitas järsku koosluse muutust DOC kontsentratsioonil 12–13 mg/l, kusjuures ainult nelja rühma arvukus suurenes, samas kui 13 rühma arvukus vähenes (Brüsecke jt 2023).

Ulatuslike kuivendustööde tagajärjel on Eestis enamik ojadest ning jõgede ülemjooksudest kanaliteks muudetud või lausa hävinud. Nii on 1950. aastatega võrreldes väikeste (valgala kuni 25 km²) **looduslike ojade keskmine pikkus vähenenud hinnanguliselt rohkem kui 4 korda** (Nurmla 2010). Veekogude hüdro-morfoloogiline muutmine on põllumajandusest tuleneva toitainekoormuse kõrval Eestis üheks oluliseks veemajandusprobleemiks (Normak jt 2019) ning ligi 82% vooluveekogumitest on hüdro-morfoloogiliselt *kesises* või sellest halvemas seisus (keskkonnaportaali.ee). Looduslike vooluveekogudega võrreldes on õgvendatud ojad ühetaolisema põhjastruktuuri ja ühtlasema voolu ning vähenenud voolutakistustega voolusängis (Haapala ja Muotka 1998, Muotka jt 2002), mistõttu on neis ka vähem mikroelupaiku. Voolutakistuste vähendamine ja voolukiiruse suurendamine (loogete kadumise

tagajärjel) toob omakorda kaasa veekogude isepuhastusvõime vähenemise ja toitainesisalduse suurenemise, kuna põhjasetetes ja kaldavööndis toimuvate protsesside (nt denitrifikatsiooni) tõhusus langeb, sest suur osa veest läbib voolusängi nii kiiresti, et need protsessid ei jõua toimuda (Bernot ja Dodds 2005). Kraavides esineb kõva põhjasubstraati ja kõdupuitu harvemini (Remm jt 2015a), mistõttu on neis, looduslike ojadega võrreldes, vähem mikroelupaiku. Ka voolukiirus on kraavides keskmiselt väiksem kui looduslikes ojades (Remm jt 2015a, Rosenväld jt 2014), mistõttu suur osa kiirevooluliste ojade spetsialiste neid ei asusta. Kalastiku osas on näidatud, et nii kraavides kui õgvendatud ojades on tunduvalt väiksem arvukus ja liigirikkus ning teisenenud kooslused (Rosenväld jt 2014).

Eestis eesvooludena kasutatavatest ojadest ja jõgedest kalda- ja veetaimestiku, kõdupuidu, voolutõkete, koprapaisude ja põhjasetete eemaldamisel ning voolukanali morfoloogia muutmisel, on oluline mõju vee-ökosüsteemidele, kuna need tegevused vähendavad vooluveekogude komplekssust, elupaikade ruumilist varieeruvust ja mitmekesisust (mh kalade kudealasid) ning suurendavad vee hägusust, mõjutades seeläbi veetaimestikku, kalastikku ja selgrootukooslusi. Setete ja voolutakistuste eemaldamise mõju ojades ja jõgedes käsitlevaid uuringuid kokku võttev metaanalüüs (Bączyk jt 2018) leidis, et veetaimede liigirikkus vähenes keskmiselt 37% (24-lt liigilt 15-le), suurselgrootute arvukus vähenes 42% ning kalade arvukus vähenes 49%. Elustikumõjud ei ole sageli ühesuunalised, mistõttu võib mõnede rühmade arvukus või liigirikkus taastuda, kuid see toimub keskkonnamuutusi mitte taluvate liikide arvelt, ehk siis keskkonnatingimuste suhtes nõudlikumad liigid võivad asendada muutliku keskkonnas kohaneda suutvate generalistidega, tuues seeläbi kaasa koosluste vaesumise ja ühtlustumise (Bączyk jt 2018).

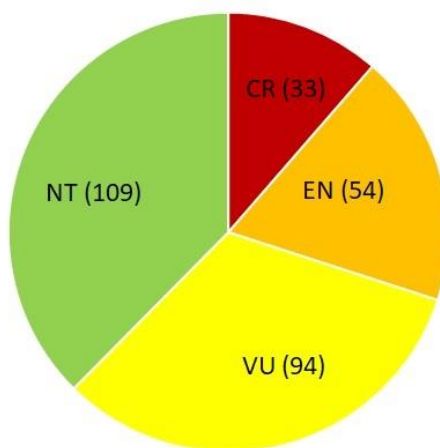
2.6. Märgalade elustiku ohustatus

Globaalselt on üle 25% märgaladest sõltuvatest taime- ja loomaliikidest ohustatud ja väljasuremisriskiga. Kõige kõrgema riskiga on magevee kalad, roomajad (40%), limused (37%), kahepaiksed (35%) ja vähid (32%) (Global Wetland Outlook 2021).

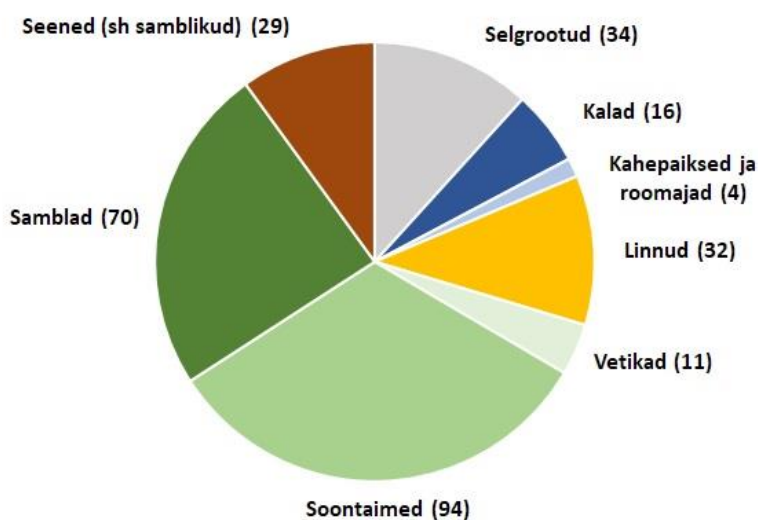
Eestis esinevast 33 märgala-elupaigatüübist 6 (rannaniidud, karstijärved ja -järvikud, rabad, lubjarikkad madalood, lammimetsad ja rabametsad) on Euroopas esmatähtsad elupaigad. Loodus- ja Linnudirektiivi lisades loetletud 166-st Eestis esinevast liigist sõltuvad vähemalt 117 tervikuna või osaliselt märgaladest ning ka kõik 6 Eestis esinevat globaalselt ohustatud linnuliiki on märgaladega seotud (Kimmel jt 2010).

Eesti looduse infosüsteemis (EELIS) olevast 1899-st ohustatud liigist (sh ka ohulähedased liigid) 252-l on ohutegurina nimetatud kuivendust, maaparandust ja/või veetaseme või veerežiimiga seotud muutusi (lisa 1). Neile lisandub 38 ohustatud liiki, kelle puhul on ohuteguriks märgitud (mage)vee eutrofeerumine ja/või reostus. Kriitilises seisundis või väljasuremisohus on neist liikidest 87 (joonis 5). Kuigi organismirühmade lõikes on ülalnimetatud maaparandusega seotud ohutegurid arvuliselt enim mõjutamas taimi (sh ka sammaltaimi), siis proportsionaalselt on taoliste liikide osakaal suurim kaladel (maaparandusega seotud ohutegur nimetatud kõigil 15 peamiselt magevee liigil) ning kahepaiksetel (nimetatud neljal liigil viiest), järgnevad vetikad (mänd- ja punavetikad; nimetatud 69% 16-st liigist), linnud (26% 125-st liigist), soontaimed (25% 379-st liigist) ja

sammaltained (13% 223-st liigist) (joonis 6). Punase nimestiku hindamine on tehtud vaid pooltel Eesti liikide registrisse kantud liikidest (ligikaudu 15 000 liigil). Kusjuures suur osa putukarühmadest (sh veega seotud liigid) on hindamata ning ka puudulike andmetega liike on just putukate hulgas kõige enam (ligikaudu pooled liigid, sh hinnatud rühmadest enim kiletiivaliste, mardikate ja kahetiivaliste seas ning kõige vähem liblikate seas; Leivits 2020).



Joonis 5. Kuivendusest, maaparandusest, eutrofeerumisest ja/või veetaseme või veerežiimiga seotud muutustest negatiivselt mõjutatud ohustatud liikide jaotus ohukategooriate alusel (CR – kriitilises seisundis, EN – väljasuremisohus, VU – ohualdis, NT – ohulähedane). Kaasatud on 290 liiki, millede puhul vähemalt üks ülalnimetatud teguritest oli ohutegurina nimetatud EELIS-e ohuhinnangus. Liiginimekiri on toodud [lisas 1](#).



Joonis 6. Kuivendusest, maaparandusest, eutrofeerumisest ja/või veetaseme või veerežiimiga seotud muutustest negatiivselt mõjutatud ohustatud liikide jaotus organismirühmade lõikes (sulgudes liikide arv). Ohutegurite kohta täpsemalt vt joonis 5 allkirja. Liiginimekiri on toodud [lisas 1](#).

Kõige rohkem on kuivendusest ohustatud liike taimede seas, need on paiksed, sageli kitsale niiskusspektrile kohastunud liigid. Kuivendus ei tähenda aga ainult niiskustingimuste muutust. Näiteks paljud madalsooliigid kaovad, kuna mineraalaineterikas põhjavesi voolab juurteni jõudmata kuivendussüsteemidesse ning madalsoo muutub enam sademetoiteliseks ja seetõttu happelisemaks. Metsakuivendusega kaasneb puistu liituvuse suurenemine, kuid paljud märja metsa taimed on kohastunud just poolvarjuliste tingimustega. Põllumajandusliku kuivenduse mõju ei saa aga selgelt eristada üldisest põlluks muutmisega kaasnevast elupaiga kaost. Üheks näiteks kuivendusest ohustatud taimeliigist on **kollane kivirik** (Punase Raamatu 2008. ja 2017. a ohukategooria: *EN* – väljasuremisohus). See liik kasvab allikalistes madalsoodes. Kuivendus ei ohusta mitte ainult tema kasvukohta, vaid takistab ka seemnelist paljunemist kuna seemned vajavad idanemiseks väheste konkurentidega maapinda, mida pakuvad teatud madalsoosamblad. Madalsood hakkavad (külgneva) kuivenduse mõjul kiiresti siirdesootuma, millega kaasneb madalsoosammalde asendumine turbasammaldega. Kollase kiviriku jaoks pole see soodne muu hulgas seetõttu, et tema seemikud on väikesed ega suuda ülespoole kasvavate turbasammaldega võistelda. Madalsoosamblad on sobivaks idanemiskohaks seetõttu, et kasvavad külgsuunas, mitte ülespoole.

Kuigi imetajad on ainus rühm, kelle puhul maaparandusega seotud ohutegureid pole EELIS-es otseselt nimetatud, on **euroopa naarits** nii Eesti kui maailma punase nimestiku hinnangul kriitilises seisundis (*CR*) olev loomaliik, kelle heaolu sõltub otseselt vooluveekogude ja vee-elustiku heast seisundist. Euroopa naaritsa kaitse tegevuskavas (Põdra ja Maran 2003) rõhutatakse, et uute kuivendussüsteemide rajamine ning olemasolevate hooldamine, uuendamine ja rekonstrueerimine mõjub negatiivselt nii naaritsa toidubaasile kui varjevõimalustele. Naaritsa jaoks on väga oluline kahepaiksete (eriti rohu- ja rabakonna), kui tema peamise saaklooma, rohkus, samuti kalade ja vähkide olemasolu vooluvee-elupaikades. Kahepaiksete arvukuse langus ohustab tõsiselt Hiiumaa naaritsaasurkonna püsimist (Põdra ja Maran 2003). Samuti halvendab jõevähi seisundit maaparandusest põhjustatud veekogude suvine kuivamine (Hurt 2021). Eesti punase nimestiku (2020) hinnangul kuuluvad nii jõevähk kui rabakonn ohulähedaste (*NT*) liikide hulka (Leivits 2020).

Naaritsa tegevuskavas tuuakse liiki ohustava tegurina välja valgala kraavitamine, mis suurendab veetaseme kõikumisi, pikendab madalvee või läbikuivamise perioodi kestvust ja suurendab settekoormust. Samuti suureneb orgaanilise aine lagunemisest tingitud hapniku-defitsiidi oht, mistõttu väheneb veekogu mitmekesisus ja isepuhastusvõime. Maaparandustöödest kahjustavad euroopa naaritsa elupaigaks olevaid vooluvee-elupaiku peamiselt:

- 1) uute maaparandussüsteemide rajamine, sh eriti loodusliku jõesärgi kanaliks muutmine ning valgalale tehtav uus kraavitus;

- 2) vanade maaparandussüsteemide korrastamine, sh eriti kaua aega tagasi süvendatud ja osaliselt loodusliku ilme taastanud vooluveekogu uuesti süvendamine, samuti kraavituse taastamine valgalal.

Korrastustööde käigus mõjutab elupaiku oluliselt ka puude ja võsa raie – pidev võsaraie ei lase kaldapuistutel kujuneda, samuti üle särgi ja vette langenud puude koristamine.

Soode kuivendamise ja sellele järgnenud avatud alade kinnikasvamise tõttu on Põhja-Euroopa soolinnustiku populatsioonide arvukus viimase 40 aastaga 40% vähenenud (Fraixedas jt 2017).

Metsakuivendusest ja lageraiest tulenevat elupaikade fragmenteerumist ja kadumist peetakse peamiseks põhjuseks, miks märgade metsadega tihedalt seotud kanaliste – **metsise** (Punase Raamatu 2008 a ohukategooria: *NT* – ohulähedane; 2019 a ohukategooria *VU* – ohualdis) ja **tedre** (Punase Raamatu 2008 a ohukategooria: *NT* – ohulähedane; 2019 a ohukategooria: *EN* – väljasuremisohus) – sigimisedukus on madal ning arvukus kogu Baltikumis ja Soomes langustrendis (Lakka ja Kouki 2009, Lõhmus jt 2017). Seejuures suurendavad tibude suremust nii kuivendatud alade taimkatte muutused, putuktoidu kättesaadavuse vähenemine, suurenenud röövlus kui ka tibude uppumine kraavides (Ludwig jt 2008, Huhta jt 2017).

Must-toonekurele (Punase Raamatu 2008. a ohukategooria: *EN* – väljasuremisohus; 2019. a ohukategooria: *CR* – kriitilises seisundis) on märgalade ja looduslike ojade kadu ning nende asendumine liigivaesemate kraavidega põhjustanud toidunappusest tuleneva noorlindude suure suremuse ja seeläbi liigi arvukuse drastilise languse (Lõhmus ja Sellis 2001, Rosenthal jt 2014, Väli jt 2021). Kuigi kevadine vooluvete rohkus kuivendatud metsa-aladel võib must-toonekurele atraktiivne olla, ohustab kraavide ja väikeste vooluveekogude kuivamise tõttu juunis ja juulis pesapoegi toidupuudus (Lõhmus ja Sellis 2001). Must-toonekured eelistavad toituda võimalikult pesa lähedal, kuna pikad toitumislennud on energiakulukad ja riskantsed. Kuivendatud maastikes tuleb lindudel ette võtta väga pikki toitumislende. Nii veetsid Eestis satelliittelemeetrilise abil jälgitud linnud suurema osa ajast toitu otsides pesast 5–10 km kaugusel (maksimaalselt isegi kuni 40 km kaugusel; Nellis jt 2008), samas kui Lätis oli pikim toitumislend vaid 7,2 km (Strazds 2011). Lätis, kus must-toonekurgede toitumislennud on Eestiga võrreldes lühemad ning pesitsusedukus kõrgem (Lätis vastavalt 1,8 ja Eestis 0,9 poega asustatud pesa kohta), on näidatud positiivset seost must-toonekure ja kopramärgalade vahel. Nimelt on must-toonekurgede pesitsustihedus kõrgeim nendel aladel, kus kobraste asustustihedus on suurim (Strazds 2011).

2.7. Kliima ja kasvuhoonegaasid

Eesti 8. kliimaaruande (kliimaministeerium.ee) kohaselt väheneb kliimamuutuste tulemusena oluliselt lumikattega päevade arv, põua perioodid ja kuumalained sagenevad ja pikenevad ning temperatuuriamplituudid suurenevad. Metsa kasvutempo kiireneb põhjapoolsetes piirkondades ja aeglustub lõunapoolsetes piirkondades, metsatulekahjude oht suureneb, (talviste) sademete hulk tõuseb ning suvekuudel suureneb äärmuslike vihmavalingute (> 30 mm) tõenäosus. **Suurenev sademete hulk ei tähenda aga suurenevat mullaniiskust, kuna kõrgema temperatuuri tõttu suureneb ka aurumine** – Eestis ja pea kogu Euroopas prognoositakse kõigil kuudel vähenevat mullaniiskust (Ruostenoja jt 2018).

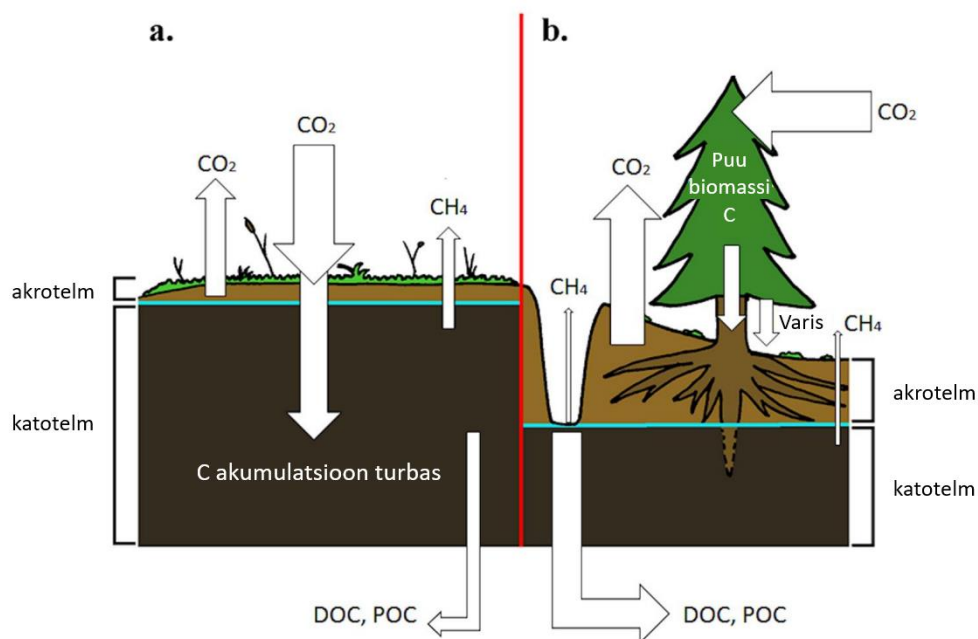
Kliimamuutustest tulenev mulla veesisalduse langus ning põudade sagenemine kasvuperioodil põhjustavad **suurenevat põuastressi ohtu**, puude suremist ning üldist metsa produktiivsuse vähenemist (Buras jt 2019, Toreti jt 2019, Horel jt 2022). Kanada uuringus, kus arvestati pikaajalisi muutusi (1970–2020), näidati põuastressist põhjustatud olulist puude suremuse tõusu ligi 43%-s sealsetes boreaalsetes metsades (seda eriti läänerannikul) ning tõusutrend on 2002. aastast alates kiirenenud. Taoline põuastressi suremus vähendas omakorda metsade süsiniku sidumise võimet ($1,51 \pm 0,9$ MgC ha/a) ning autorid leidsid, et tulevikus see trend tõenäoliselt veelgi võimendub (Liu jt 2023). Ka Rootsis läbiviidud uuringus leiti, et vähenev vee kättesaadavus põhjustab tulevikus süsiniku vähenemist puistutes (*reduction in tree carbon*)

ning mõju on suurem just Lõuna- ja Ida-Rootsis, samas kui Loode-Rootsis puidu süsinikuvarud pigem suurenevad. Seejuures ennustab suvine sademete hulk süsinikuvarude vähenemist (Belyazid ja Giuliana 2019) ja produktsiooni (Ruosteenoja jt 2018) paremini kui aastane sademete koguhulk.

Seega muutub **vee säilitamine maastikus senisest veelgi olulisemaks ning tuleb tagada, et kuivendussüsteemide kaudu vett maastikest kiiresti ära ei juhitaks**. Kuna prognoositavad intensiivsed sajud ning suviste põudade sagenemine suurendavad toitainete väljakande riski (väetistega lisatud taimetoitaineid ei kasutata ära: Timmusk 2022), on vajalik välja töötada ja kasutusele võtta tõhusad meetmed maaparandussüsteemis liikuva reostuse püüdmiseks ning igati vähendama reostuse (sh heljumi ja setete) teket süsteemis. Neist maaparandussüsteemidest, mida ei suudeta vastavalt kliimaproгноosidele moderniseerida, soovitatakse edaspidi loobuda (Kliimamuutustega kohanemise arengukava).

Looduslikud (kuivendamata) sood on süsinikdioksiidi (CO₂) sidujad ja metaani (CH₄) allikad, seega on neil ühtaegu **kliimat jahutav ja soojendav mõju**. Kuivendamisel metaani eraldumine üldiselt väheneb, kuid see ei kompenseeri kliimaefekti mõttes süsihappegaasi eraldumise kasvu, mistõttu on **Eesti sood kuivenduse tagajärjel muutunud tervikuna süsiniku emiteerijaiks** (Salm jt 2009). Kliimaministeeriumi 2023. a kasvuhoonegaaside (KHG) aruande kohaselt (kliimaministeerium.ee) on turvasmuldade kuivendusest lähtuv koguheide ligi 10% kogu Eesti KHG heitest, koos turba kaevandamisega aga ligi 20%. Kraavid võivad jätkuvalt metaani emiteerida. Kuigi kuivadel aastatel võib ka looduslikest soodest ja taastatud märgaladelt lühiajaliselt CO₂ emissioon suurened, jääb see kuivendatud märgaladega võrreldes väiksemaks, nagu selgus Soomes tehtud uuringutest (Alm jt 1999, Strack ja Zubcak 2013). Kuivendamise tagajärjel suureneb pinnase ülemise kihi hapnikusisaldus, mistõttu metaani eraldumine peatub (vt ka joonis 7). Turba lagunemise tagajärjel tekib aga süsinikdioksiidi ja diämmastikoksiidi (N₂O) heide atmosfääri (Joosten 2010), mis on märkimisväärne toitainerikastel turbaaladel (Martikainen jt 1993). Tekkiv heide on kõige suurem turvasmuldadel asuvatel põldudel, kuna tõhus kuivendus, harimine ja väetamine soodustavad turvast lagundavate mikroobide aktiivsust.

Metsakuivenduse tagajärjel suureneb küll süsiniku sidumine puudes, kuid samas soodustab veetaseme alanemine turba lagunemist ning sellega seotud CO₂ ja N₂O heitkoguste kasvu (vt ka joonis 7); CH₄ heitkogused on kuivendatud muldadest üldiselt oluliselt madalamad võrreldes loodusliku veerežiimiga turbaaladega (Valgepea jt 2021). Kuivendatud metsades tuleb arvestada ka kraavidega, kust emiteerub nii palju metaani, et see võib nullida kuivendatud muldades seotavad metaani kogused, kusjuures emissioon on ühtmoodi suur nii turvas- kui mineraalmuldadel paiknevatest kraavidest ning lisaks emiteerivad kraavid süsihappegaasi (Peacock jt 2021). Samas, kui kraavid on taimestunud, on nende metaaniemissioon tunduvalt väiksem (Rissanen jt 2023).



Joonis 7. Alandatud veetase (sinine joon) põhjustab erinevusi süsiniku kaos ja akumulatsioonides turbaala ökosüsteemis: (a) enne kuivendust ning (b) pärast kuivendust ja metsastamist, mis ühtlasi põhjustab turba kokkuvajumise. Süsihappegaasi produktsioon suureneb ülemise turbakihi õhustamisega, samas kui metaani produktsioon väheneb. Vees lahustunud orgaaniline süsinik (DOC) ja heljumina liikuva orgaanilise süsiniku (POC) kadu võib kuivenduse tõttu suureneada. Mõlemal juhul seob taimeistik süsinikku. Kuivendamata soos salvestatakse osa sellest pikaajaliselt turbas. Kuivendatud süsteemis aga moodustub puude biomass, mis lõpuks jõuab mulda varise ja juurtena või eemaldatakse raiutud puiduna. Kliima jahutamise kontekstis on siinjuures oluline, kas puidus olev süsinik salvestatakse pika elukaarega puittoodetesse või kasutatakse energiatootmiseks, kus kütte- või hakkepuiduna vabastatakse süsinik kiirelt atmosfääri tagasi. Kasvuhoonegaaside voogude hulgad, mis on näidatud noolte laiusena, on indikaativsed ja varieeruvad olenevalt kohalikest tingimustest. Kohandatud allikast Sloan jt 2019.

Eesti kõdusookuusikutes ja -männikutes tehtud mõõtmised näitasid, et need seovad rohkem süsinikku kui emiteerivad (bilanss vastavalt $-11,65(\pm 3,27)$ tonni ja $-8,61(\pm 1,56)$ tonni CO_2 ha/a). Kõdusookaasikud osutusid süsinikuneutraalseteks, emiteerides atmosfääri keskmiselt $3,65 \pm 4,25$ tonni CO_2 ha/a. Samas olid kõdusoometsad N_2O emiteerijaks (Mander 2016). Mõõtmised tehti aga kraavide vahelisel alal, mistõttu võib kraavide mõjuga arvestamine pilti oluliselt muuta (Peacock jt 2021). Mitmete tavapäraste majandamisetappide ja puidutoodetes seotud süsiniku hulka või toodete elutsükli võimalikku mõju pole neis analüüsides samuti arvestatud. Seeläbi ei anna ka toodud väärtused ülevaadet nende uurimisalade süsinikubilansile ühe või mitme raietsükli üleselt. Näiteks Lõuna-Soome kõdusoomets muutus lageraie järel tugevaks kasvuhoonegaaside emiteerijaks (Korkiakoski jt 2019). Läti viljakatel soomuldadel kasvavates metsades (vanusevahemikus 10–86 a) tehtud kaheaastane mullasüsiniku uuring (Butlers jt 2022) näitas, et sellised metsad on süsiniku sidujad, kuid kuivendamata puistud sidusid süsinikku enam, kui kuivendatud puistud (keskmiselt vastavalt $0,4 \pm 0,4$ ning $0,1 \pm 0,4$ tonni CO_2 ha/a). Teine Läti uuring siirdesoometsades näitas, et kuivendatud metsamuld oli mineviku aastakümnete jooksul süsinikku isegi rohkem sidunud kui looduslikult märg muld, mis tuleneb puujuurte ja varise suuremast hulgast kuivendatud metsas (Lupikis ja Lazdins

2017). Peab küll nentima, et tulevikku prognoositud mullaniiskuse vähenemisega võib ka mulla süsiniku sidumine muutuda. Kuivendatud lageraiesmikud olid aga süsiniku emiteerijad ($0,9 \pm 0,7$ tonni CO_2 ha/a) ning seda seostati lehe- ja peenjuurte varise vähesusega raiesmikel (seotud süsinik ei tasakaalustanud mullahingamisel vabanevat süsiniku hulka). Veelgi enam võib kasvuhoonegaase vabaneda, kui lageraie järgselt maapinda uue puistu kasvatamiseks ette valmistatakse (Simola 2017). Samas püsimetsana majandatud metsad emiteerivad kasvuhoonegaase oluliselt vähem (Lehtonen jt 2023, Mäkipää jt 2023). Enamik puudesse seotud süsinikust eraldub mõne aasta jooksul pärast raieid tagasi atmosfääri, ehk puidu kvaliteet ja sellest tulenev pikaajalisus määrab, kui suur osa puude poolt seotud süsinikust pikemas ajaskaalas seotuna püsib (Sloan jt 2019). Et kuivendus oleks kliimasõbralikum, tuleks puistu hooldusvõtetega kvaliteetsete palgipuude kasvu soosida. Seejuures saab mineraalmuldadelt üldjuhul kvaliteetsemad palgid (Kask jt 2021). Eeldatavasti püsib süsinik märjas kuivendamata mullas siiski kauem kui puittoodetes.

Eraldi teema on kraavide puhastamise järgsed CO_2 , CH_4 ja N_2O vood, mida on hakatud uurima alles hiljuti. Rootsi boreo-nemoraalses osas, Uppsala lähistel, mõõdeti kasvuhoonegaaside voogusid kaks aastat pärast 45 aastat turvasmullal kasvanud kuusiku lageraie, kasvupinna ettevalmistamist ja noorte kuuskede istutamist, sealjuures osa kraavidest puhastati ja osa jäeti puhastamata (seda ühtlaselt üle ala; Tong jt 2022b). Mõõtmised viidi läbi 4 ja 40 m kaugusel kraavist ning ka kraavi seest (CO_2 ja CH_4 puhul). Uuringus leiti, et puhastatud kraavidega alal oli veetase veidi madalamal kui puhastamata kraavidega alal (vastavalt 65 ± 2 ja 56 ± 2 cm allpool maapinda). Samas mudelil põhinev kogu aastane kasvuhoonegaaside emissioon oli korrastamata kraavidega alal suurem kui korrastatud kraavidega alal (vastavalt $49,4 \pm 17,0$ ja $27,8 \pm 10,3$ tonni CO_2 ha/a), mis oli tõenäoliselt põhjustatud kraavitööde ja eriliselt kuiva ilma tõttu vähenenud lagundamisest (heterotroofsest respiratsioonist). Seega mõjutab kuivendus-süsteemide korrastamine kasvuhoonegaaside voogusid, kuid millistes tingimustes mis suunas, ei saa enne täiendavaid uuringuid üldistada. Näiteks Rootsi boreaalses osas tehtud analoogne uuring näitas, et kraavide puhastamisel pole olulist mõju kasvuhoonegaaside emissioonile (Tong jt 2022a). Leitud on, et kraavidest eralduva metaani kogused on kümneid kordi väiksemad, kui kraavid on taimestunud ning eriti head CH_4 sidujad on turbasamblad. Soomes nähakse **kuivendatud turbamaadel asuvate metsade kliimasõbraliku majandamissuunana püsimetsandust ja kraavide puhastamata jätmist** (Larmola jt 2023, Rissanen jt 2023).

Et kuivendatud majandusmetsades vähendada CO_2 emissiooni, samas puude häid kasvutingimusi hoides ja metaani heidet mitte suurendades, tuleks veetase suhteliselt kõrgel hoida – Soomes tehtud uuringute järgi 30 cm sügavusel (Sarkkola jt 2012, Ojanen ja Minkkinen 2020). Kasvuhoonegaaside emissiooni piiramiseks on Põhja-Soome väheproduktiivsetes kuivendatud soometsades parima lahendusena välja pakutud puistu raiumata jätmist ning nii kraavide puhastamisest kui ka sulgemisest loobumist, kuna sealsed emissioonid on tagasihoidlikud ja need alad taassoostuvad tasapisi iseeneslikult (Juutinen jt 2020). Lagesooelupaikade taastamise seisukohast võivad aga nii raied kui kraavide sulgemine siiski vajalikuks osutuda.

3. Eesti ja Euroopa Liidu õigusaktid, strateegiad ning rahvusvahelised kohustused

Käesolev juhis on koostatud Vabariigi Valitsuse 10.12.2009 määruse nr 186 „Keskkonnaministeeriumi põhimäärus“ § 10 punkti 24 ja § 11 lg 1 alusel ning arvestades keskkonnaministri 29.11.2018 käskkirja nr 883 punkti 5 ja Vabariigi Valitsuse 2. märtsil 2017 kinnitatud „Kliimamuutustega kohanemise arengukava aastani 2030 ja rakendusplaan aastateks 2017–2020“ (edaspidi KOHAK) meedet 3.4. Maismaaökosüsteemide ja -elupaikade stabiilsuse, soodsa seisundi, funktsioonide, ressursside ja mitmekesisuse tagamine muutuvast kliimas.

KOHAK punktis 3.3.2 on kirjeldatud kliimamuutustest tulenevaid väljakutseid maaparanduse valdkonnas – *kliimamuutused koosmõjus kuivendussüsteemide seisundi halvenemisega (amortiseerumisel) hakkavad omakorda põhjustama muutusi maakasutuses – liigniisked alad laienevad ning võivad kasutusest välja jääda, sest saagikus või selle koristatavus väheneb, mistõttu on märgitud, et maaparandussüsteemide töökindluse tagamine vajab senisest suuremaid ja järjepidevaid investeeringuid, mis nõuavad asukohatundlikke valikotsuseid.* Seetõttu on suurenenud vajadus maaparandussüsteemide korrastamisel pöörata tähelepanu asukohatundlike valikotsuste tegemisele.

Maaparandussüsteemide rajamine, samuti olemasolevate maaparandussüsteemide korrastamine võib mõjutada looduskeskkonda mitmel viisil. Sellega kaasnevad eesmärgipärased mõjud, mille tulemusel võib märgade maade põllumajanduslik või metsamajanduslik toodang või kasutatavus suurened, kuid põuaperioodide sagenemist ja pikenemist ning sellega kaasnevat põuastressi arvestades ka hoopis väheneda. Maaparandussüsteemide rajamise ja korrastamisega kaasnevad ka mitmed looduskeskkonda mõjutavad probleemid – hävivad või kahjustuvad märgalade ökosüsteemid, kaasnevad ebasoodsad mõjud maaparandussüsteemide eesvooludeks olevate looduslike vooluveekogude seisundile ja elustikule. Lisaks turbamaade, st turvasmuldadega alade, kuivendamise mõju kasvuhoonegaaside heitele ja mullastiku kahjustamine, mis võib viia mulla hävimiseni. 2017. a aprillis Riigikogus heaks kiidetud kliimapoliitika raamdokument (Kliimapoliitika põhialused aastani 2050) tõstab esile turbaalades süsiniku säilitamise vajaduse. Metsanduse ja maakasutuse valdkonnas sätestab strateegia järgmist: *Suurendatakse soolade turbas seotud süsinikuvaru, taastades degradeerunud märgalad ja vältides soode edasist kuivendamist.*

KOHAK punktis 5.3. “Looduskeskkond” seatakse alaeesmärgiks 3, et *muutuvas kliimas on tagatud liikide, elupaikade ja maastike mitmekesisus ning maismaa- ja veeökosüsteemide soodne seisund ja terviklikkus ning sotsiaalmajanduslikult oluliste ökosüsteemiteenuste pakkumine piisavas mahus ja piisava kvaliteediga.* See tagab nii kliimamuutustest kui ka muudest inimtegevusest tulenevate elurikkust vähendavate tegurite suhtes suurema ökoloogilise vastupanuvõime. Ökosüsteemide kohanemisvõime suurendamiseks soovitatakse looduslähedast majandamist ning inimtegevusest tugevalt mõjutatud alade looduslikkuse taastamist.

Mageveekogud moodustavad Eesti maismaapinnast arvestatava osa ja muutused kliimaparametrites võivad nendes ökosüsteemides olulisi muutusi põhjustada. Vastavalt

KOHAK-le on riiklikuks eesmärgiks seatud kõikide vete (pinnavee, sh rannikuvee, ja põhjavee) hea seisundi saavutamine, kuid kliimamuutused võivad anda tagasilöögi eesmärgi täitmisele, kuna ette on näha veetemperatuuri tõusu, toitainete ärakande ja sisekoormuse kasvu, ohtlike ainete ärakande kasvu, mis võivad ladestuda kas veekogu põhjamudas või vee-elustikus, ning toksiliste veeõitsengute sagenemist. Eelnevast tulenevalt on kliimariskide jälgimiseks vaja täiendada seirekavasid, hinnata mageveekogude vee kvaliteeti ning riskide juhtimiseks vajalikud meetmed tuleb lisada veemajanduskavadesse.

Samuti sedastab KOHAK, et **elurikkuse kaitsel** on otseste kliimamuutuste mõjudega kohanemise meetmete rakendamise kõrval **oluline teiste inimõjuliste elurikkust vähendavate ning kliimamuutuste mõju** (sh elupaikade degradeerumine) **võimendavate tegevuste tõkestamine**.

Eestis on pinnaveekogude peamiseks inimõjust tingitud veemajandusprobleemideks **eutrofeerumine**, seda nii haju- ja punktkoormuse, **setetest lähtuva sisekoormuse** aga ka asulate veeheite tõttu. Põhjalikule analüüsile tuginedes saab väita, et kliimamuutuste mõju vähendamiseks **on vaja veekogude kaitsemeetmete tõhustamist reostuse, toitainekoormuse, vöörliikide sissetoomise ja geomorfoloogiliste muutuste vastu**.

Töenäoliselt annab just äärmuslike ilmastikunähtuste sagenemine põhitõuke muutusteks ökosüsteemiteenuste mahtudes ja kvaliteedis ning suurimad negatiivsed mõjud avalduvad eeldatavasti mere- ja mageveekoosluste pakutavatele ökosüsteemiteenustele. Kliimariskid mõjutavad nii heas seisundis kui ka rikutud ökosüsteemide teenusepakkumist, mida **keskkonnahoiumeetmed peavad aitama tagada ja kliimariskide mõjusid puhverdada**. Ökosüsteemiteenustega arvestamine maaparanduse keskkonnamõjude hindamisel tuleb võtta kliimakohanemise kontekstis üheks oluliseks keskkonnahoiumeetmeks.

Eestis on leevendusveekogude rajamiseks koostatud juhendmaterjal (Vaikre jt 2019), mis põhineb uuringutel metsakuivendussüsteemide mõjudest looduslikele väikeveekogudele ning vee-elustikule (Remm jt 2018, Vaikre jt 2020). Juhendmaterjal on koostatud ka kuivendusvõrkude sette- ja toitainekoormuse vähendamiseks (Alekand 2007).

Maaparandusega seotud probleemidele juhib tähelepanu Riigikontrolli teemakohane audit (Riigikontroll 2020) tuues probleemide hulgas välja nii turvasmuldade kuivendamisega seotud kasvuhoonegaaside heite, maaparandussüsteemide mõju veekogude ja põhjavee kaitsesele ja loodusväärtustele. **Keskkonnaprobleemide jätkuva teravnemise tõttu on ka senise maaparanduspraktika muutused vältimatud**. Maaparanduspraktikate muutmise vajadus on leidnud kajastamist ka maaparanduse valdkonda kõige otsesemalt suunavas Põllumajanduse ja kalanduse valdkonna arengukavas aastani 2030, milles on märgitud, et tootmine ja keskkond toimivad üksteist vastastikku mõjutades ning et **tootmine ei saa tulla keskkonna arvelt**. Lisaks peavad maaparandusalased õigusaktid ja praktikad senisest paremini arvestama kliimamuutuste- ja keskkonnaaspektidega (p 120). Maaparandusseire peab andma ülevaatlikumaid ja täpsemaid andmeid maaparandussüsteemide tehnilise seisundi ja kuivendusseisundi kohta, samuti kuivendatud maatulundusmaa kasutuse keskkonnamõju kohta (p 119).

Rahvusvahelised lepped ja kohustused

Ramsari konventsioon (1971) ehk veelinnuelupaikadena rahvusvaheliselt tähtsate märgalade kaitse konventsioon. Konventsiooni eesmärgiks on eelkõige märgalade kui veelindude elupaikade kaitse. Märgaladena käsitletakse mh soid ja teisi turbaalasid, mageveekogusid ja tiike, märgasid metsi ja rohumaid ning vähem kui 6 meetri sügavusi merealasid. Konventsiooniga ühinenud riigid kohustuvad rakendama märgalade säästva kasutuse põhimõtteid lisaks nimestikku kantud rahvusvahelise tähtsusega märgaladele ka kõigil teistel märgaladel. Eestis on praegu 17 Ramsari ala e rahvusvahelise tähtsusega märgala: Soomaa, Vilsandi, Matsalu, Alam-Pedja, Endla, Muraka, Nigula, Sookuninga, Puhtu–Laelatu–Nehatu, Laidevahe, Luitemaa, Agusalu, Leidisoo, Hiiumaa laiud ja Käina laht, Lihula, Peipsiveere ning Haapsalu-Noarootsi (vt infoleht.keskkonnainfo.ee).

Berni (1979) konventsioon Euroopa looduslike liikide ja nende elupaikade kaitsest. 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 I lissasse (rangelt kaitstavad taimeliigid), II lissasse (rangelt kaitstavad loomaliigid) ja III lissasse (kaitstavad loomaliigid). IV lisa on loetletud keelatud vahendid ja viisid loomade püüdmiseks ja tapmiseks. Konventsiooni lisades loetletud erilist kaitset vajavatest liikidest leidub mitmeid ka Eesti soodes või teistel märgaladel.

Rio de Janeiro (1992) konventsioon bioloogilise mitmekesisuse kaitsest. Konventsiooni eesmärgiks on kaitsta looduslikku mitmekesisust, tagada selle komponentide säästev kasutamine ning geneetiliste ressursside kasutamisest saadava tulu õiglane jaotamine. Konventsioon on aluseks globaalsele elurikkuse strateegiale ning Euroopa Liidu elurikkuse strateegiale.

Helsingi (1974/1992) konventsioon Läänemere keskkonna kaitsest. Konventsioon hõlmab muuhulgas ka siseveekogusid ning elupaikade ja bioloogilise mitmekesisuse kaitset ning ökoloogiliste protsesside kaitset kogu Läänemere valgalal. HELCOM-i Läänemere tegevuskava kohaselt nähti hea veekvaliteedi saavutamiseks 2021. aastaks ette valglalt tulevat fosfori koormust vähendada vähemalt 42% ning lämmastiku koormust 18% ning sellest lähtuvalt seati igale liikmesriigile toitainete koormuse vähendamise sihtarvud. 2021. a uuendatud tegevuskava järgi nähakse ette põllumajandusmaadel puhvertsoonid toitainete väljakande vähendamiseks ning veemajandusmeetmetena kuivendussüsteemide uuendamisel looduspõhised lahendused (nt kahetasandilised kraavid, tehismärgalad). Uuendatud tegevuskavaga (Baltic Marine Environment Protection Commission 2021) kinnitati varasemaid lämmastiku ja fosfori ärakande vähendamise kohustusi, sätestades maksimaalsed "laed", milleni peab jõudma. Eesti on paraku jätkuvalt seatud "lage" ületamas, mistõttu on meil vaja lämmastiku ja fosfori kadusid vähendada.

Euroopa Liidu direktiivid ja strateegiad

Märgalade kaitse seisukohast on kõige olulisemad Euroopa Liidu õigusaktid **loodusdirektiiv (92/43/EMÜ)** ja **linnudirektiiv (2009/147/EÜ)**. Kaitset vajavad elupaigatüübid ja liigid, sh märgalatüübid ja neist sõltuvad liigid on loetletud direktiivide lisades. Loodusdirektiivi I ja II lisas nimetatud elupaikade ja liikide, samuti linnudirektiivi I lisa liikide kaitseks moodustatakse Euroopa kaitsealade sidus ökoloogiline võrgustik **Natura 2000**. Liikmesriigid peavad täitma direktiivides sätestatud kohustusi ning võtma need üle oma õigusaktidesse ja praktikasse.

Pinnaveekogude ja põhjavee kaitset reguleerib **veepoliitika raamdirektiiv**, mis seab eesmärgiks ära hoida veekogude seisundi halvenemist ning kaitsta ja parandada nende ökoloogilist potentsiaali ning keemilist seisundit. Direktiivi VI lisa B osas sätestatakse täiendava meetmena märgalade loomine või taastamine veekogu hea ökoloogilise seisundi saavutamiseks. Veepoliitika raamdirektiiv ja **põhjavee direktiiv** kaitsevad kaudselt ka vee-ökosüsteemidega seotud maismaaökosüsteeme, mis hõlmab samuti märgalasid, põhjavee-direktiiv eristab kaitse objektina lisaks ka märgalasid.

Kõige hiljutisem, 2020. a avaldatud, Euroopa Liidu **elurikkuse strateegia aastani 2030** seab eesmärkideks laiendada olemasolevaid Natura 2000 jt kaitstavaid alasid ning kaitsta rangelt suure elurikkusega alasid. Eesmärgiks on seatud ka 30% praegu ebasoodsas seisundis olevate elupaigatüüpide ja liikide seisundi parandamine. Lisaks kavandatakse 2030. aastaks taastada kahjustatud elupaiku, kusjuures eriti olulised on suure süsinikuvaruga ökosüsteemid, nagu näiteks sood ja metsad, mida tuleks kestlikult majandada ja tegeleda elurikkuse vähenemise peamiste põhjustega.

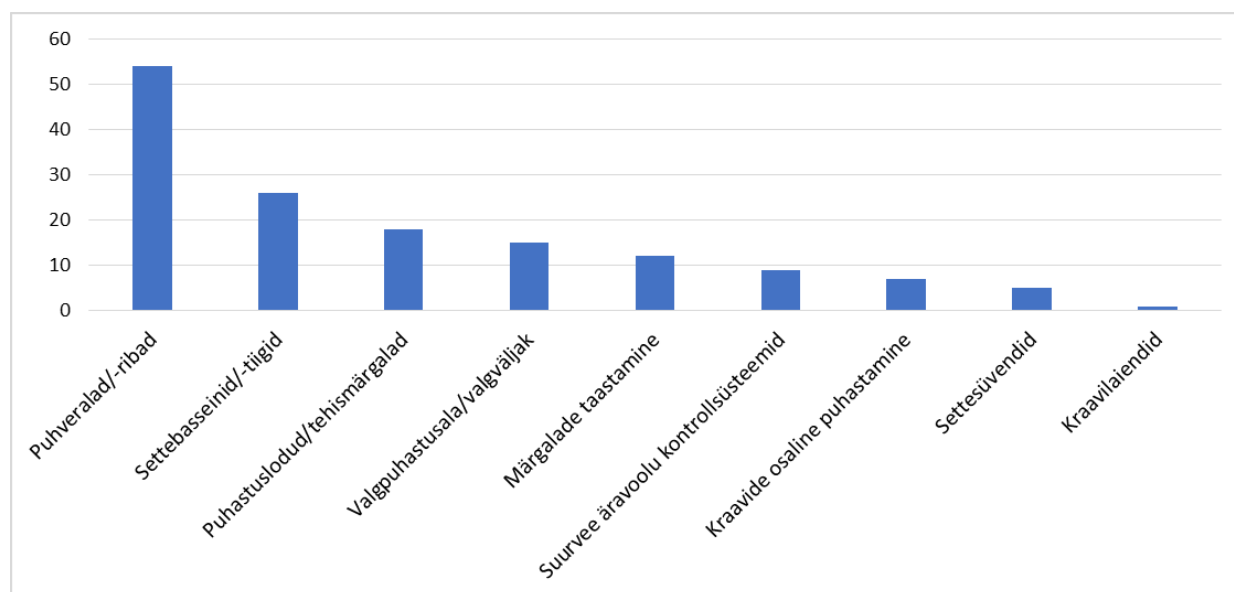
Kõik need eesmärgid on otseselt seotud vajadusega leevendada ja kompenseerida maaparanduse negatiivseid mõjusid. Loodusdirektiivi viimase aruande kohaselt, on kuivendus (nii metsa- kui põllumajanduslikel eesmärkidel) Eestis üheks peamiseks direktiivi lisadesse kantud elupaiku ja liike ohustavaks teguriks. Maaparanduse tulemusel on kalade ja teiste vee-organismide elupaigad ja varjevõimalused vähenenud, vooluvete settekoormus on suurenenud ning veekogude hüdroloogiline režiim on muutunud.

Euroopa Liidu **Metsastrateegia** aastani 2030 seab eesmärgiks ökosüsteemipõhiste majandamisviiside juurutamise, mis aitavad säilitada süsinikuvarusid ja süsiniku sidumise funktsiooni ning pakuvad kaitset tulekahjude eest. **Kliimaseaduse** eesmärgiks on saavutada 2050. aastaks kliimaneutraalsus, sh looduskeskkonna kaitsmise kaudu. Euroopa Liidu tasandil on lähitulevikus maaparandust puudutavaid regulatsioone veelgi tulemas, sh näiteks **taastamismäärus**.

4. Metoodika

Maaparanduse leevendusmeetmete juhise koostamisele eelnes laialdane teaduskirjanduse otsing andmebaasidest Google Scholar, ISI Web of Science ja SCOPUS. Otsingusõnadena kasutati maaparanduse, kompensatsiooni- ja leevendusmeetmete, veekaitsemeetmete (nii settekoormuse kui toitainete sissevoolu vähendamiseks) ning mitmete elustikurühmadega (sh seened, samblikud, samblad) seotud sõnu ja nende kombinatsioone. Lisasõnadena kasutati kliimavöönditega seotud mõisteid: “*boreal*”, “*nemoral*” ja “*boreonemoral*”. Kokku kasutati otsingus 54 sõna ja nende kombinatsioone. Otsingu tulemusena leiti 272 maaparanduse leevendusmeetmeid käsitlevat teadusuuringut, millest asjakohaseks osutus 194. Kõrvalejätud uuringud olid läbi viidud teistes kliimavööndites, asulates või linnakeskkonnas, käsitlesid reoveepuhasteid ja sadevee ärajuhtimissüsteeme või oli tegemist laboriekspperimentidega.

194-st maaparanduse leevendusmeetmeid käsitlevast teadustööst enamus (136) olid läbi viidud Euroopas, neist 85 Soomes. Enim uuringuid oli tehtud kuivendatud metsa- või turbaaladel ning vaid 50 põllumajandusmaastikus. Leevendusmeetmetest enim oli uuritud puhveralaid (nende mõju vooluveekogudele ja vooluveekogude elustikule), samas kui nt kraavilaidendite (vt [ptk 5.2.2.](#)) mõju kohta leidsime vaid ühe uuringu (joonis 8). Uuringud keskendusid peamiselt keskkonnarajatiste tõhususele toitainete ja settekoormuse vähendamisel, samas kui konkreetselt elustikku puudutavaid uuringuid oli vähem. Töö käigus lisandus 194-le teadusartiklile veel mitmeid, artiklite viidete kaudu leitud, allikaid, samuti maaparandust käsitlevaid käsiraamatuid ja aruandeid ning juba varasema teadustöö käigus läbitöötatud kirjandust, sh teadusuuringuid maaparanduse mõjust elustikule – kokku 413 allikat. Läbitöötatud allikatest 104 on seotud Eestiga, sh käsikirjalised magistri- ja bakalaureusetööd ning erinevate projektide aruanded.



Joonis 8. Teaduskirjanduse otsingu tulemusena leitud allikate jaotumine erinevate maaparanduse leevendusvõtete alusel.

Juhises on kasutatud rohkelt võrdlusandmeid Eesti lähiriikidest, eriti Soomes läbiviidud uuringutest. Kuna paljude veekaitserajatiste toimimine sõltub oluliselt kohalikest tingimustest ja konkreetse valgala omadustest, nagu ilmastik, äravool, maakasutus ning toitainete sissekande kogused, ei ole nende tõhusus Eesti oludesse otseselt üle kantav. Nii näiteks on Eestis fosforikoormused metsamaalt tõenäoliselt väiksemad kui Soomes, kus aluspõhi on apatiidi tõttu fosforirikas ning metsi on väetatud (Peltovuori 2006). Samas saab Soome kogemusi ja uuringutulemusi Eestis kindlasti kasutada arvestades, et Eesti ja Lõuna-Soome kuuluvad samasse lõuna- ja hemiboreaalsete metsade vööndisse, mida iseloomustavad okas-segametsade domineerimine (Ahti jt 1968). Kliimatiliselt on nii Eestis kui Soomes aastane sademete hulk sarnane (vastavalt 686 mm Eestis ja 624 mm Soomes; worlddata.info). Geoloogiline aluspõhi on neis riikides mõneti erinev – Eesti asub Ida-Euroopa platvormi loodeosas Fennoskandia kilbi lõunaservas, Soome aga Fennoskandia kilbil (Raukas ja Teedumäe 1997, Nironen 2017). Eesti mullad on enamuses karbonaatsel lähtekivimil ning suur on soostunud (*Histic gleisols*) ja soomuldade (*Histosols*) osatähtsus, mida esineb eelkõige metsamaadel (entsyklopeedia.ee). Soomes domineerivad leetmullad (*Podzols* 56%) ja soomullad (29%) ning enamus põllumaadest on drenaažkuivendusega (Yli-Halla ja Mokma 1999, ESDAC). Turbaalade (turba tüsedus rohkem kui 30 cm) osakaalud on Eestis ja Soomes võrreldavad. Turbaalade pindala poolest (kuivendatud ja kuivendamata alad, kus turbakiht on paksem kui 30 cm) on Eesti Soome ja Iirimaa järel Euroopas kolmas (Tanneberger jt 2017). Nii Soomes kui Eestis on suur osa turbaaladest kuivendusest mõjutatud. Soomes on metsamajanduslikel eesmärkidel kuivendatud 51% turbaaladest, põllumajanduslikel eesmärkidel 3% ja turbatootmise eesmärkidel 1% (Turunen ja Varpola 2020). Eestis on erinevatel majanduslikel eesmärkidel kuivendatud koguni 70% turbaaladest (Ilomets jt 2007). Ka metsamajanduslikult tähtsad puuliigid on mõlemas riigis samad (kuusk, mänd ja kask), samuti on Eesti ja Soome riigimetsade majandamises mitmeid ühiseid jooni, nii võeti RMK rajamisel eeskujuks just Soome samalaadse institutsiooni (*Metsähallitus*) kogemusi (Kaimre jt 2004).

Erinevate veekaitsete keskkonnarajatiste rakendamiseks on vajalik välja töötada kohalikest oludest lähtuvad juhised. Kraavide puhastamise mõjusid ning erinevate veekaitserajatiste tõhusust on Eestis suhteliselt vähe uuritud, mistõttu on vastavad rakendusuuringud väga vajalikud. Tuleb arvestada asjaolu, et ka Eesti siseselt võib meetmete tõhusus oluliselt varieeruda ning seetõttu on veekaitserajatise ja leevendusmeetmeid vajalik kavandada vastavalt valgala omadustele.

5. Maaparandussüsteemide keskkonnamõju vältimis-, leevendus- ja kompensatsioonimeetmed

5.1. Kuivendusvõrgu korrastustööde optimeerimine

5.1.1. Kuivendussüsteemide korrastamise majanduslik tasuvus

Metsamaa

Kuivendussüsteemide korrashoiu tasuvuse küsimus kerkib nii era- kui riigimaadel. Erametsa maaparandushoiuks saab taotleda toetusi, kuid nende kuluefektiivsust pole Eestis analüüsitud. RMK hallataval territooriumil on metsakuivendussüsteeme ligikaudu 460 000 ha ([Kuivendussüsteemide majandamise strateegia](#)). Kuivendussüsteemi uuendustöid soovitatakse teha iga 12–13 aasta tagant, kui hoiutööd on jäänud tegemata, soovitatakse süsteemi rekonstrueerida 25–30 aastat pärast esmakordset kuivendust (Pikk 2011). Rekonstrueerimise aluseks on kraavide amortiseerumine, eeldusel et kinnikasvanud ning ummistunud kraavid põhjustavad veetaseme tõusu ning sellest tulenevat puistu juurdekasvu ning teede ja sihtide koormustaluvuse vähenemist. Kohapõhiseid majandusliku tasuvuse kalkulatsioone ei tehta. Neid pole tehtud ka uuendus- ja hooldustöödele riigi poolt hallatavatel ühiseesvooludel. Üldiselt on aga hinnatud, et Eestis annavad seni tehtud kuivendustööd täiendavat puidu juurdekasvu 0,8–1 miljonit tihumeetrit aastas, moodustades 9% kogu tagavara juurdekasvust (Etverk 1998).

Kraavide korrastustööde mõjust puistu juurdekasvule on üpris vähe uuringuid. Mandri-Eesti turvasmuldadega (pms siirde- ja madaloo) männikutes põhjustas kuivendussüsteemi rekonstrueerimine tagavara juurdekasvu intensiivistumist keskmiselt 1,5 ja 2,0 m³/ha aastas vastavalt 5- ja 10-aastase perioodi jooksul puistutes hektaritagavaraga kuni 150 m³ (Potapov jt 2022). Soomes läbiviidud uuringust selgus, et varasemalt kuivendatud turbaaladel olevates männi enamusega ja madala puidu tagavaraga metsades jääb kraavide puhastamise järgne tüve juurdekasv vahemikku 0,5–1,8 m³/ha aastas 15–20 aastase perioodi vältel ehk kokku kuni 40 m³/ha (Sikström ja Hökkä 2016). Rootsis näidati, et 10 aasta vältel pärast kraavide puhastamist suurenes puidu tagavara 0,16 m³/ha aastas, pärast lisakraavitust (*complementary ditching*) oli suurenemine 0,36 m³/ha aastas ja pärast kombineeritud töötlust 0,48 m³/ha aastas. Samas ei toimunud puhastamata jäetud aladel juba saavutatud puistu juurdekasvus vähenemist kogu uuringuperioodi (10 a) vältel (Lauhanen ja Ahti 2001).

Kraavide puhastamise mõju veetasemele varieerub suuresti kuivendusalade lõikes. Uuringud on näidanud, et veetaseme alanemise ja puistu kasvu seost mõjutavad alltoodud tegurid:

- **Mulla veejuhtivus ning turbakihi tüsedus.** Veetaseme muutus pärast kraavide puhastamist sõltub mullahorisontide veejuhtivusest ja tüsedusest (Koivusalo jt 2008, Hökkä jt 2021). Kraavide puhastamise mõju veetasemele on väike sügavamatel turvasmuldadel ning aladel kus turba all lasub vett kehvasti juhtiv kiht. Mõju on suurem aladel, kus õhukese turbakihi all lasub vett hästi juhtiv (liivasem) kiht, kuid ka sellistes oludes on tarbetu kraave sügavaks kaevata. Piisab, kui kraav ulatub vett hästi juhtiva kihini. Soome männikutes läbi viidud uuringus leiti, et kraavide setetest puhastamine,

mille käigus suurenes kraavide sügavus 0,3–0,5 meetrist 0,8 meetrini, langetas veetaset enam õhukese turbakihiga ja liivase aluspinnasega aladel, sügavama turbakihiga aladel, kus kraavid alusmulda ei ulatunud, ei olnud kraavide süvendamisel efekti (Koivusalo jt 2008). Sügavaturbalistel muldadel võib turba kokkuvajumise tagajärjel vähenenud veejuhtivus viia olukorrani, kus kraavide puhastamisega on veetaset tulevikus üha raskem alandada (Nieminen jt 2018c).

- **Kuivendusvõrgu korrastamise eelne veetase.** Kūpsetes puistutes, kus veetase on juba niigi madal, on kraavide puhastamise mõju marginaalne. Sellistel aladel kontrollib veetaset puistu koguaurumine, mitte niivõrd kraavide seisund. Vajadus kraavide puhastamise järele puudub, kui veetase on hilisel kasvuperioodil madalam kui 35–40 cm maapinnast, kuna selline veetase on Soome oludes puistu tagavara säilitamiseks juba piisavalt madalal (Sikström ja Hökkä 2016). Vastavalt, kui veetase on hilisel kasvuperioodil pidevalt kõrgem kui 35 cm, võib kraavide puhastamine olla vajalik (Sarkkola jt 2012). Ka Mandri-Eesti männikutes tehtud uuring näitas, et kõrgema veetaseme puhul (mitte sügavamal kui 25 cm) on rekonstrueerimise efekt suurem (Kurvits 2022). Kui mulla niiskustingimused on aga juba enne kraavide puhastamist optimaalsed või selle lähedased, võib juhtuda, et kuivendusvõrgu korrastamine vähendab mulla niiskustaset niivõrd, et kuivamine hakkab transpiratsiooni ja seetõttu ka puistu kasvu pärssima (Koivusalo jt 2008).
- **Puistu tagavara.** Mitmed uuringud on näidanud, et teatud piirist suurema tagavaraga puistutel on endil juba piisav mõju põhja- ja pinnavee tasemele ning kraavide puhastamine sellistel aladel pole vajalik (Lauhanen ja Ahti 2001, Sarkkola jt 2010, 2012, 2013, Finér jt 2018, Leppä jt 2020, Sikström jt 2020). Ka Mandri-Eesti männikutes on leitud, et rekonstrueerimise mõju on suurem väiksema hektaritagavaraga puistutes. Nii intensiivistus keskmine aastane juurdekasv rekonstrueerimisjärgsel kümnendil ligikaudu 1,8 m³/ha/a võrra, kui tagavara oli 50 m³/ha, kuid mõju langes kuni 1,0 m³/ha/a olukorras, kus tagavara oli 150 m³/ha (Potapov jt 2022). Seega on Eesti uuringus saadud tulemused kooskõlas sarnaste uuringutega Põhjamaades.
- **Puistu boniteet ehk kasvukoha viljakus.** Kraavide puhastamise mõju on suurem viljakatel muldadel kasvavates puistutes. Potapov jt (2022) näitasid, et rekonstrueerimisjärgse juurdekasvu suurenemine oli kõrgusindeksi kuni 20 m puhul (väheviljakad IV–Va boniteediklassi puistud) nullilähedane ja kõrgeboniteedilistes puistutes ligi 3 m³/ha aastas.

Seega on puidutulust lähtuvalt kõige efektiivsem kraave puhastada siis, kui need asuvad viljakamates kasvukohtades ning hästi vett juhtivatel muldadel, veetase on kõrge ning puistu tagavara on alla teatud väärtust, näiteks Mandri-Eesti turvasmuldadega männikutes alla 150–200 m³/ha aastas (Potapov jt 2022), Edela-Soomes aga 125 m³/ha aastas ja Kesk- ja Põhja-Soomes 150 m³/ha aastas (Hökkä jt 2017).

Soovikumetsades (st märgade mineraalmuldadega kasvukohatüüpides) on kuivendamise (sh teeäärsete kraavide rajamise) eesmärgiks pigem **juurdepääsuteede** ja sedakaudu **majandamisvõimaluste parandamine**, kui et puistu kasvu kiirendamine. Kuivendus-süsteemide korrastamise üheks argumendiks on ka vajadus **lageraietega kaasnevat soostumist** vähendada, mis tuleneb puudelt lähtuva aurumise vähenemisest tingitud veetaseme

tõusust, mis omakorda pärsib puistu uuenemist (Laas 2011, Saarinen jt 2013). Sellise olukorra tekkimist võimaldavad ära hoida **väiksema intensiivsusega raied**. Kui lageraiete järgselt on veetaseme tõusuks mõõdetud kuni 40 cm (Sikström ja Hökkä 2016), siis harvendusraiete järgselt 7–15 cm (Päivänen ja Sarkkola 2000, Sikström ja Hökkä 2016). Heikurainen ja Päivänen (1970) näitasid samuti, et mida suurem osa puistust raiuti, seda enam veetase tõusis ning äravool suurenes. Üldiselt on lageraie järgne veetaseme tõus suurem mineraalmuldadel kui turvasmuldadel (Sikström ja Hökkä 2016). Lisaks näitasid Jutras ja Plamondon (2005), et 10 aastat enne lageraieid kuivendatud vanades musta kuuse puistutes olenes veetaseme tõus nii langi kaugusest kraavist kui ka kraavide vahekaugusest. Raiesmike soostumine toimus siis, kui varasem kuivendus oli ebaefektiivne: alandas veetaset vähem kui 10 cm; kui veetase alaneks rohkem, siis raiejärgset liigniiskust ei täheldatud.

Soome (nt Leppä jt 2020, Nieminen jt 2018c, Stenberg jt 2022) ja Kanada (nt Pothier jt 2003) uuringud on näidanud, et **valikraieid kasutades** on nii puidu varumine kui puistu uuendamine võimalikud ilma olulise veetõusuta. **Püsimetsanduse korral hoiab puistu ise veetaset piisavalt madalal**, mistõttu ei tohiks maapinna kandevõime probleemiks osutuda, nii nagu lageraie korral. Lisaks on püsimetsa majandamisel maapinna kandevõimest lähtuvalt sobivat aastat ja aastaaega võimalik valida. Lõuna-Soome kõdusookuusiku modelleerimise uuring näitas, et püsimetsana majandamine on kasumlikum kui lageraiepõhine majandamine (Juutinen jt 2021). Tulusus on veelgi suurem, kui arvestada ka süsiniku sidumist (Shanin jt 2021, Ahtikoski jt 2022). Püsimetsana majandamine ei hõlma vaid üksikpuude raiet, vaid ka väikeseid häile. Kahehektarilised lageraielandid on aga juba liiga suured – vähemalt Soome tingimustes tekib oluline veetaseme tõus (Leppä jt 2020). Ilmselt toimiks puistu piisava kuivendajana ka turberaieid kasutades (Nieminen jt 2018c), kuid viimastega muutub mets tormihellemaks kui valikraietega majandatud püsimets (Remm jt 2020).

Kuivendussüsteemide korrastamine võib teatud tingimustel olla kasumlik, kuid nagu eelnevalt kirjeldatud, sõltub see paljuski ala omadustest ning edasisest majandamise intensiivsusest (Ahtikoski jt 2008, Heinonen jt 2018, Ahtikoski ja Hökkä 2019). Näiteks Soome erametsades sõltub kraavide puhastamise majanduslik tasuvus (eriti lühiajaline) suuresti makstavatest toetustest. **Ilma toetuseta** jääb investeeringu tasuvus vahemikku 1,6–3,7%, toetusega aga vahemikku 3,8–8,4%. Pikema perioodi jooksul on korrastatud kuivendusvõrguga alade nüüdispuhasväärtus (*net present value*) ligikaudu 4–14% kõrgem kui korrastamata aladel, kuna kraavide puhastamise mõju puistu juurdekasvule ilmneb viibega (Ahtikoski jt 2008). Hökkä jt (2017) uurisid kraavivõrgu erineva sagedusega puhastamise pikaajalisi (100 a) mõjusid metsa juurdekasvule (*production*), tööde majanduslikule tasuvusele ning toitainete koormusele äravoolus. Kraavide puhastamise intensiivsust uuriti kolme erineva strateegiana: 1) passiivne strateegia, kus kraave puhastati vaid lageraiejärgselt (et soosida uuendust); 2) tingimuslik strateegia, kus kraave puhastati alati lageraiejärgselt ning raieringi vältel siis kui: (i) kraavid olid visuaalselt kehvast seisust, (ii) eelnevast puhastamisest oli möödunud vähemalt 20 aastat ning (iii) puistu tagavara oli 125–150 m³/ha; 3) intensiivne strateegia, kus kraave puhastati pärast lageraieid ning raieringi vältel iga kord kui kraavid olid visuaalselt kehvast seisust. Passiivse strateegia rakendamisel oli puhastatavate kraavidega ala 72–85% väiksem, kui intensiivse strateegia korral ning 62–80% väiksem kui tingimusliku strateegia korral. Tingimuslik ja intensiivne strateegia andsid küll rohkem puitu (8–9% Edela-Soomes ja 21–

22% Põhja-Soomes) ning olid passiivse strateegiaga võrreldes kasumlikumad, kuid samas olid heljumi ja fosfori kontsentratsioonid väljavoolus oluliselt kõrgemad (Edela-Soomes 2–3 korda ning Põhja-Soomes isegi 4–6 korda). Analoogsed uuringud erinevate majandusvõtete tasuvusest ja keskkonnamõjust on vajalikud kindlasti ka Eesti metsade kohta.

Kliimamuutustest tingitud mulla veesisalduse vähenemine suurenenud potentsiaalse koguaaurumise tõttu (Zare jt 2022, Ruosteenoja jt 2018) võib kuivendusmõju veelgi võimendada, olenemata prognoositud suurenevast sademete koguhulgast. Põudade sagenemine ning suurenenud põuastressi oht (Ruosteenoja jt 2018, Buras jt 2019, Toreti jt 2019, Horel jt 2022) võib viia olukorrani, kus vett tuleb hakata kuivendussüsteemides hoidma. **Ka Eestis on prognoositud, et põudade korral võib kuivendatud metsades muld kohati puistu kasvuks liiga kuivaks muutuda** (George jt 2020). Koos põudade sagenemisega on Eestisse ennustatud ka sademete hulga suurenemist, sh tuleb arvestada tugevate vihmavalingute esinemise tõenäosusega, mistõttu vajab täiendavat uurimist maaparandussüsteemide rolli tekkiva liigvee ärajuhtimises ja vee viibeaja reguleerimises ehk kuivendustegevuste kavandamine peab olema kompleksne.

Põllumajandusmaa

Soomes on hinnatud, et drenaažisüsteemi korrashoid annab eeldatavalt lisasaaki 152–627 kg/ha ning saagikus on 7–20% kõrgem. Toimiv drenaažkuivendus vähendab ka lämmastikuväetiste väljakannet, kuna taimed suudavad lisatud väetist paremini ära kasutada kui niiskustingimused on optimaalsed (Ovaska jt 2021). Riigikontrolli audit (Riigikontroll 2020) toob välja, et põllumajandusmaadel ei ole siiski kõigi maaparandussüsteemide korrashoid mõistlik: “selleks kuluks ebarealistlikult palju raha. Pealegi on Nõukogude ajal kuivendatud ka väheväärtuslikke maid, millest ligi kolmandikku praegu ilmselt ei kuivendataks. Maaeluministeeriumi hinnangul on nendest väheväärtuslikel maadel asuvatest süsteemidest kasutusest juba välja langenud u 100 000 ha.”

Turvasmullad on küll väärtuslikud teatud põllukultuuride kasvatamisel, kuid teisalt ollakse omaaegse ulatusliku turvasmuldade kuivenduse tõttu jõutud olukorda, kus 1/3 põllumajanduslikus kasutuses olevatest turvasmuldadest ei olegi enam turvasmullad, vaid vähemväärtuslikud mullad (Penu 2012). Turvasmuldadega maade kuivendamise lõpetamine ja nende kasutamine püsirohumaana või vähemväärtuslike alade metsastamine võimaldaks märkimisväärselt vähendada maakasutussektori kasvuhoonegaaside emissiooni. Põllumajanduse ja kalanduse valdkonna arengukavas aastani 2030 (PÕKA) eesmärgiks on hoida kasutuses vähemalt miljon hektarit põllumajandusmaad (*ibid*). Eestis on põllumaad elaniku kohta ligi kaks korda rohkem kui Euroopa Liidus keskmiselt (Kliimamuutustega kohanemise arengukava aastani 2030). Põllumajanduse ja kalanduse valdkonna arengukavas (PÕKA) on turvastunud ja turvasmuldade jätkuv harimine probleemina välja toodud ning rõhutatakse, et maaparandustööde planeerimisel ja elluviimisel tuleb arvestada keskkonna- ja kliimaalaste eesmärkidega. Miljon hektarit põllumajandusmaad ei tähenda üksnes põllumaad. Ka märgalaviiljelus, nt (märjaks) rohumaaks üleviimine, ei ole selle eesmärgiga vastuolus.

5.1.2. Maaparanduse vähendamine metsamaastikus

Parim võimalus kuivendussüsteemidest tulenevate negatiivsete keskkonnamõjude vähendamiseks majandusmetsades on kuivendussüsteemi osaliselt või tervenisti uuendamata või rekonstrueerimata jätmine ning vaid vajaduspõhise hooldamisega piirdumine. Kuna kuivendusala mullavee seisundi ja kraavivõrgu kuivendusvõime mõju hindamiseks puistu kasvule efektiivsed visuaalsed meetodid puuduvad (Sikström ja Hökkä 2016), on üsna keeruline kraavide korrastustööde tegelikku vajadust ja optimaalset aega hinnata. Seetõttu on, vähemalt puistu seisukorrast lähtuvalt, kraavivõrgu uuendamise- ja rekonstrueerimisvajadust tõenäoliselt üle hinnatud ning tegeliku vajaduse tingib hoopis metsamaale rasketehnikaga ligipääsu parandamine. Kuivendussüsteemi vanusele ja kraavide seisukorrale lisaks tuleks rekonstrueerimise vajaduse hindamisel arvestada kindlasti ka kõrvalasuvate alade kaitseväärtust ja veekogumite seisundit.

Finér jt (2018) koostatud juhendi kohaselt tuleb enne kuivendussüsteemide korrastamist kaaluda järgnevaid aspekte (vt ka joonis 9):

1) Kuivendussüsteemide mõjualas olevad veekogud/elupaigad

Enne korrastustöid tuleb hinnata suublate ning eesvoolude reostustundlikkust, looduskaitseväärtusi (nt kaitsealuste või tundlike liikide elupaik) ning väärtuslike märgalade (nt lamminiidud, madalsood, allikasood) ja muude veekogumite seisundit ja asukohta kuivendusala suhtes. Kuivendussüsteemide korrastamist tuleb vältida aladel, kus see mõjutab oluliselt põhjavee kvaliteeti. Lisaks ei ole see mõttekas aladel, mis on kasvuperioodil igaaastaselt pinnaveega ülejutatavad, kuna mõju veetasemele on marginaalne.

2) Esmakordse kuivenduse järgne puistu juurdekasv

Oluline aspekt, mida korrastamistöid kavandades arvestada, on esmakordne kuivenduse mõju puistu tootlikkusele. Laurén jt (2021) koostasid mitmeid allikaid arvestades järgneva kokkuvõtte kuivenduse ja veetaseme langetamise mõjust puistu kasvule:

- mõju on tugevam ning avaldub kiiremini toitainerikastel aladel;
- mõju on tugevam märjematel aladel võrreldes aladega, kus veetase on sügavamal;
- puistu kasv on korrelatsioonis hilissuvisel veetasemega – juurdekasv on suurem aladel, kus hilissuvine veetase on madalam;
- puistu kasv ei seostu kõrge veetasemega kevadel ja varasuvel;
- mõju ilmneb viibega – madal hilissuvine veetase suurendab juurdekasvu järgmisel kasvuperioodil.

Soomes peab esmakordse kuivenduse järgne puistu juurdekasv ületama 1,5 m³/ha aastas, et kraavide puhastamine loetaks mõttekaks. Enamasti ei kvalifitseeru selleks alad, kus puistu kasvu limiteerivad muud faktorid, nt toitained või karm kliima. Eestis on **minimaalse kuivenduseefektiivsusega aladeks angervaksa, karusambla, sinika ja raba kasvukohatüübid.** Ka tarna ja osja kasvukohatüüpides on kuivendusjärgne juurdekasvu suurenemine olnud tagasihoidlik – 0,5–1,0 m³/ha aastas (Kollist 1976, Kaisel ja Kohv 2009). Seega pole kraavide korrashoid otstarbekas kidura männiga rabades ega suhteliselt suure juurdekasvuga metsades, kus veetase pole väga kõrge (rabastuvad ja soovikumetsad) või on vesi liikuv, mineraalaineterikas ja puud sellega kohastunud, nagu sanglepalodus (Kollist 1976,

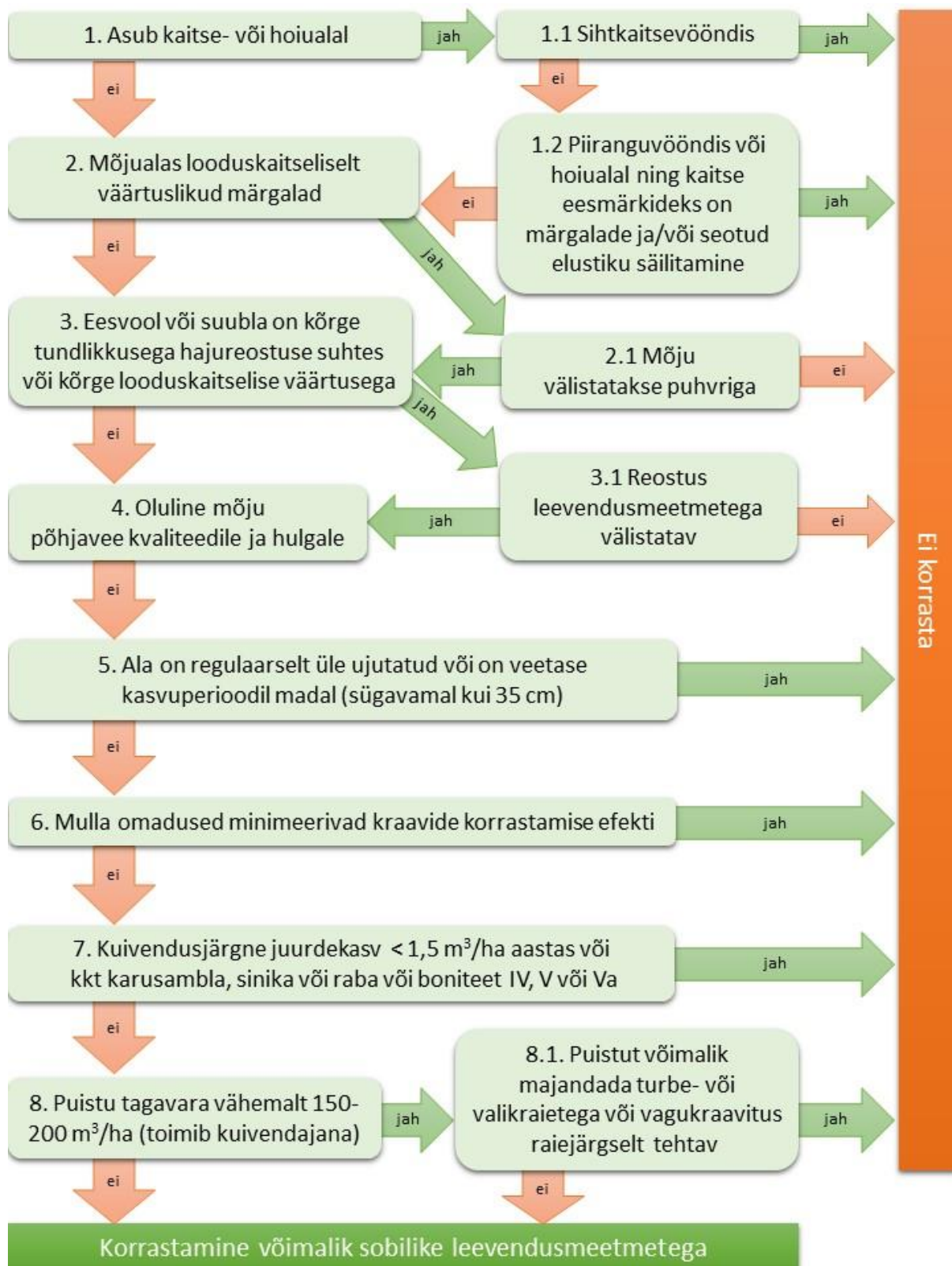
Kollist 1988, Kaisel ja Kohv 2009). Sanglepalodude säilitamisel on lisaks ka kõrge elupaigaväärtus, mida kõdusookuusikud ei asenda (Remm jt 2013). Lisaks on näidatud, et sama kasvukoha piires võib esmakordne kuivendus mõjutada eri liiki puude kasvu erinevalt. Pikk ja Valk (1994) näitasid, et siirdesoo 56.–65. aastastes V boniteedi puistutes mõjutas siirdesoo männikus kuivendamine puude kasvu paremini kui siirdesoo kaasikus ning puistute tagavarad tõusid 16 aasta jooksul erinevalt, vastavalt 3,5 ja 1,6 korda.

3) Kraavide kuivendusvõime

Aja jooksul kraavide veejuhtivusvõime väheneb turbapinnase kokkuvajumise, taimestumise, kraavinõlvade sissevajumise või erodeerunud pinnase kraavipõhja settimise tagajärjel. Lähtudes vaid kraavide seisundist ning eeldusest, et saavutatud puistu juurdekasvu säilitamine on sellega otseses seoses, on kraavide puhastamise vajadust suhteliselt kõrgeks hinnatud 25–30 aastat ning väga kõrgeks 50 aastat pärast esmakordset kuivendust (Hökkä jt 2000). Tegelikult võivad mullavee tingimused pärast kuivendust pikka aega optimaalsena püsida. Näiteks leiti Lätis läbiviidud uuringus, et saavutatud puistu juurdekasv ei sõltunud ei kraavide vanusest ega nende konditsioonist ning metsad säilitasid kõrge produktiivsuse ka kraavide kehva seisukorra juures (Zālītis jt 2010). Seega võib vaid visuaalne kraavide veejuhtivusvõime hindamine puhastamise vajadust tugevalt üle hinnata, seda eriti küpsetes metsades, kus puistu ise mulla veetaset oluliselt reguleerib (Laine 1986, Lauhanen jt 1998, Sarkkola jt 2012). Kui veetase kasvuperioodil on juba piisavalt madal (35–40 cm maapinnast), ei paranda kraavide puhastamine puistu kasvu (Sarkkola jt 2012). Sageli ei ole ka kogu kuivendusvõrk optimaalselt planeeritud. Põhja-Rootsi uuringus, kus LIDAR-it kasutades kaardistati olemasolevad kraavid ning kraavi valgalt tulenevalt mudeldati nende veejuhtivusvõimet, selgus et 17% kraavidest olid kaevatud hästi vett juhtivatesse muldadesse ning 25–51% kraavidest ei juhtinud vett ka suurvee ajal nende väikese valgala tõttu (mitte nende halva seisundi tõttu), mistõttu nende kraavide puhastamiseks vajadus puudus (Hasselquist jt 2018). Seega tuleb enne kuivendussüsteemi korrastamise vajaduse üle otsustamist kindlaks teha mulla veetase ja veejuhtimisvõime ning mõõta ja mudeldada kraavide veejuhtivusvõimet.

4) Puistu ja selle majandamine bioloogilise kuivendajana

Praegu põhineb rekonstrueeritavate ja uuendatavate kraavivõrkude valik nende seisukorral ja vanusel. Samas on näidatud, et puistu stabiilse juurdekasvu tagamiseks ei ole kraavide puhastamine alati vajalik, isegi juhul kui need on vanad ja ummistunud, kuna puistu koguaurumis on oluline kuivendav mõju (Sarkkola jt 2013). Oluline on, et kraave puhastatakse vaid nendel aladel, kus sellel tegevusel on puude kasvule niivõrd positiivne mõju, et tööd oleks selgelt majanduslikult tasuvad (Sarkkola jt 2012). See võimaldaks metsade kuluefektiivsemat majandamist, vähendaks allavoolu jäävate veekogude reostuskoormust ning metsaelustiku häirimist ([vt täpsemalt ptk 5.1.](#)).



Joonis 9. Põhimõtteline otsustuspuu metsakuivendussüsteemi uuendamise-, rekonstrueerimis- ja hooldussobivuse hindamiseks (kokkuvõtvalt korrastamine). Kohaldatud Finér jt 2018 järgi. kkt – kasvukohatüüp. Leevendusmeetmed on toodud joonisel 11.

5.1.3. Maaparanduse vähendamine põllumajandusmaastikus

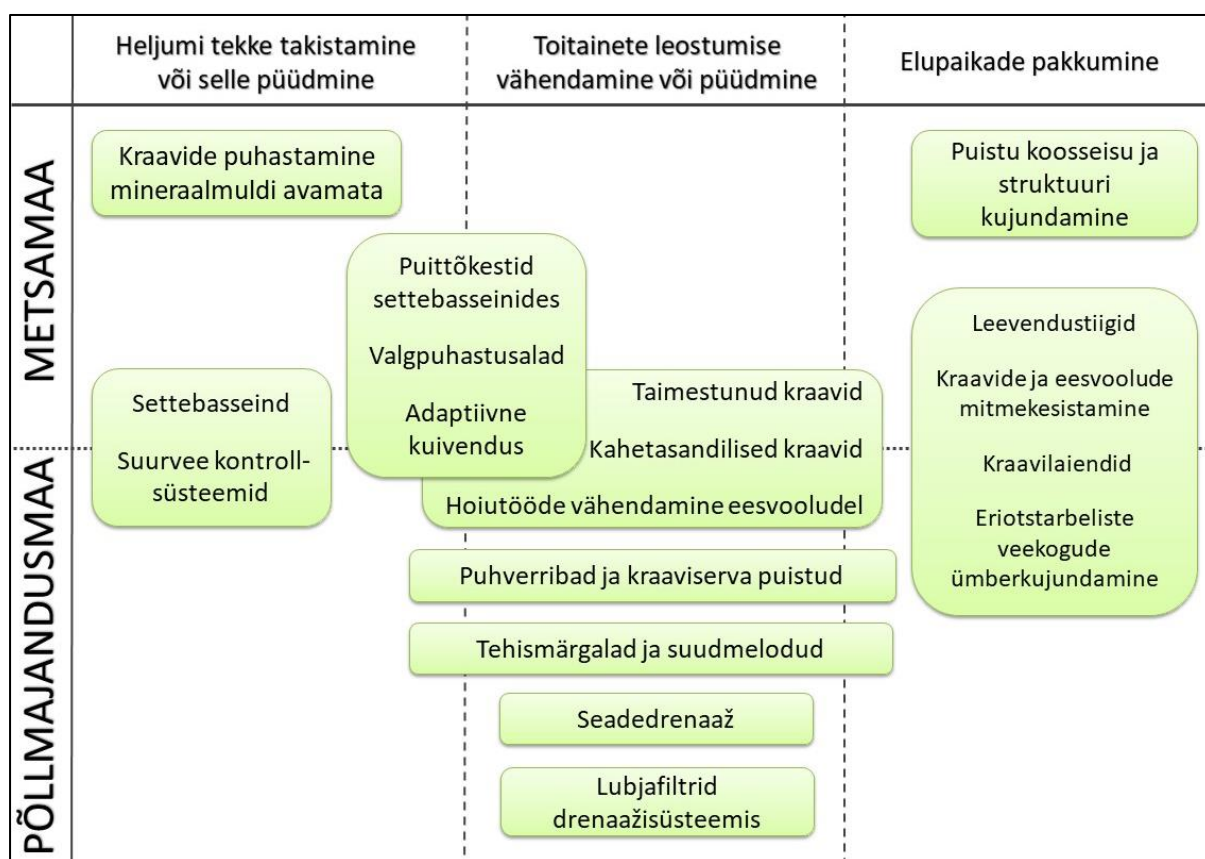
Põllumajandusmaastiku kraavide korrastamise vajadus väheneb, kui kraavide kallastel kasvab puid ja kraavidel on paraboolne läbilõige (Lamsodis jt 2006). Nii väheneb setete kuhjumise kiirus ja kaob vajadus kallaste niitmiseks. Lisaks stabiliseerivad puud oma juurestikuga kaldaid (joonis 10) aidates erosiooni vältida ning vähendades toitainete sissekannet valgalalt. Kasak ja Piirimäe (2019) soovivad keskkonnahoiu eesmärgil kallastel kasvavaid kaski, kuuski, leppi ja teisi puuliike võimalusel säästa ning puid kallastel võimalikult vähe raiuda ning teha vaid sanitaar-valikraiet. Puud reguleerivad ka veekogude temperatuurirežiimi ja mitmekesistavad mikroelupaiku, samuti on lehevaris oluliseks toiduallikaks mitmetele veeselgrootutele.



Joonis 10. Jäniõe puhastamisel jäeti osa puudest kraavikaldaile kasvama, mis aitab veekogu temperatuurirežiimi reguleerida ning kaldaid stabiliseerida (Kasak ja Piirimäe 2019).

5.2. Leevendusmeetmed

Juhendis käsitletavat leevendusmeetmed hõlmavad endas veekaitsemeetmeid nii hajureostuse vähendamiseks ja kinnipüüdmiseks kui ka spetsiaalseid meetmeid elustiku toetamiseks maaparandusest mõjutatud metsa- või põllumaastikel ja eesvooludes (joonis 11). Veekaitsemeetmeid tuleb kasutada kõigil maaparandusobjektidel. Isegi kui eesvoolust suubuv toitainete voog ei põhjusta jõe või järve seisundi olulist halvenemist, kandub reostus rannikumerre, kus erinevatest allikatest pärit toitained akumulatsioonid. Ka korrastustöödele eelnevat vähest toitainete voogu maaparandusobjektilt ei saa veekaitsemeetmete rakendamata jätmise põhjuseks pidada, kuna maakasutus võib aja jooksul intensiivistuda, sh toimivate kuivendussüsteemide tõttu. Kuna keskkonnanarajatised ei püüa kinni kogu reostuskoormust, on oluline minimeerida toitainete ja muu reostuse jõudmist kuivendussüsteemi (vt [ptk 5.1.2.](#) ja [5.1.3.](#)). Leevendusmeetmed ning rajamissoovitused on toodud ka [lisades 2 ja 3](#).



Joonis 11. Ülevaatlik skeem leevendusmeetmetest põllu- ja metsamaal. Kokkuvõtavad tabelid leevendusmeetmete ja nende rakendamise kohta on toodud lisades 2 ja 3.

5.2.1. Veekaitsemeetmed sette- ja toitainekoormuse vähendamiseks

Settebasseinid ja -süvendid (*sedimentation ponds, sedimentation pits*)

Settebassein (ka settetiik) on rajatis, mida kasutatakse vee voolu aeglustamiseks ja vees oleva heljumi sadestamiseks basseini põhja, enne selle suublasse kandumist (joonis 12). Settesüvendid on kuivenduskraavide põhjas olevad väikesed nõod ($1\text{--}2\text{ m}^3$), mis on rajatud erodeerunud pinnase kinni püüdmiseks (Haahti jt 2018). Soome metsakuivenduses rajatakse tavaliselt settesüvendeid kvartalisisestele kraavidele, suuremaid settebasseine aga väljavooludele (Finér jt 2018).



Joonis 12. Settebasseini skeem (kohandatud Finér jt 2018 järgi), foto 20-aastasest settebasseinist Soomes (paremal üleval, Finér jt 2020) ning näiteid settebasseinidest Eestis (all; fotod M. Vaikre ja L. Remm).

Mille või kelle jaoks rakendatakse

Settebasseinid rajatakse maaparandusest tuleneva heljumi kinnipidamiseks ja sette talletamiseks, et kaitsta kraavivõrguga ühenduses olevate veekogude vee kvaliteeti ja elustikku (Pavey jt 2007, Nieminen jt 2018a). Vesi juhitakse enne lähedalasuvasse veekogusse suubumist läbi settebasseini, kus veevoolu aeglustudes toimub heljuvate osakeste settimine (Joensuu 2002).

Tõhusus

Settebasseinid on kõige sagedamini kasutatavad veekaitserajatised kuivendatud aladel. Heljumi settimine settebasseinides oleneb sissekanduvate setete hulgast, osakeste suurusest

ning veeviibeaajast basseinis, mis omakorda sõltub settebasseini mahu ja vooluhulga suhtest (Trettin jt 1999). Vooluhulga lähendusena on kasutatud valgala suurst. Settebasseinide tõhusus on väga varieeruv. Erinevate uuringute kohaselt võib settebassein vees olevate tahkete aineosakeste sisaldust vähendada 30–56% (Kløve 1997, Trettin jt 1999, Joensuu 2002). Rohkem kui 50% heljumi kinnipüüdmiseks tuleks rajada aga väga suuri settebasseine (> 400 m³; Finér jt 2018).

Settebasseinid on tõhusamad raskemate mineraalsete osakeste kinnipüüdmisel. Aladel, kus domineerivaks mullatüübiks on huumusrikas turvas, muda, liiv või üldine veega kanduvate tahkete ainete suur hulk ning väike veevool, jääb suur osa setteid basseini pidama (Trettin jt 1999). Kui aga setteosakesed on väikesed, nt hästilagunenud turvas või peenmuda, ei pruugi need basseinis settida või uhutakse sealt välja (Kløve 2000, Trettin jt 1999, Kalvite jt 2019). Mida pikem on vee viibeaeg basseinis, seda peenem fraktsioon settib. Peened saviosakesed settivad vaid suuremamõõtmelisteks osadeks agregeerudes (Timmusk 2007). Settebasseinid võivad olla suhteliselt tõhusad, kui need on projekteeritud vastavalt mullatüübile, valgala suurusele (mitte suurem kui 40–50 ha) ja kuivendusala hüdroloogilistele omadustele, võttes mh arvesse kevadist suurvee hulka (Lappalainen 2008, Finér jt 2020).

Settebasseinide toimimine sõltub sette kogusest basseinis. Kõige efektiivsemalt toimivad basseinid kuni 40% ulatuses täitumiseni (Es-Salhi jt 2013). Mida kauem on viimasest puhastamisest aega möödunud, seda ebaefektiivsemalt bassein settepuudjana toimib (Trettin jt 1999). Setetega täitumise aeg sõltub suurel määral konkreetsest basseinist. Nii leiti Soomes tehtud uuringus, et 20-st basseinist 2–4 vajasis puhastamist juba esimesel aastal pärast rajamist. Eestis vaadeldud 23-st erineva vanusega (rajatud aastatel 2006–2018) settebasseinist 14 olid settega täitunud üle 50%, millest omakorda 11 olid täitunud 100%, mitte ühelgi korral polnud settebassein tühi (Must 2022). Varieeruvust settebasseinide täitumisel seletavad kuivendussüsteemi suurus ning basseini ruumala, samuti heljumi hulk sissevoolus ning maksimaalne juurdevool (Joensuu 2002). Efektiivseks toimimiseks tuleks settebasseine regulaarselt seirata ja vajadusel neid veevaesel ajal puhastada. Kindlasti tuleb settebasseine puhastada aga enne ja pärast iga kraavivõrgustiku korrastamist (GEMTEC 1993, Es-Salhi jt 2013). Soomes läbiviidud uuringust selgus, et kergesti erodeeruva pinnasega aladele rajatud settebasseinid ei taganud allavoolu paiknevate ojade bioloogilise mitmekesisuse kaitset, mistõttu tuleb nende ökosüsteemide säilimiseks ja tõhusaks kaitseks valgala kõrge erosiooniriskiga osad kuivendamata jätta ning kuivendatud aladel tõhusamaid leevendusmeetmeid kasutada (Vuori ja Joensuu 1996).

Puudused

Settebasseinid toimivad üksnes settekoormuse vähendajate, mitte aga vees lahustunud toitainete kinnipüüdjatena (Joensuu 2002). Seejuures on settebasseinid eriti tõhusad just jämedafraktsioonilise liiva ($\varnothing > 0,63$ mm) kinni püüdmiseks (Finér jt 2018). Peene struktuuriga heljumi ($\varnothing < 0,063$ mm) settimiskiirus on aeglane ning selle settimiseks läheks vaja ebapraktiliselt suuri basseine, kuid ka nende tõhusus ei pruugi olla piisav (Joensuu jt 1999, Nieminen jt 2018a).

Settebasseini tõhusus taimetoitainete kinnipidamisel sõltub pinnaseosakestega seotud toitainetest, kuid üldiselt on tõhusus madal. Settebasseinis, kus on lühike viibeaeg, aeroobne

keskkond ja puudub taimeistik, ei vähene lahustunud nitraat- ja fosfaatioonide kontsentratsioon. Näiteks Soomes on leitud, et settebassein vähendas üldfosfori ja fosfaatfosfori sisaldust vaid 6%, üldlämmastiku ja nitraatlämmastiku sisaldust kõigest 3% ning ammoniumlämmastiku sisaldust 7% (Häikiö jt 1998).

Settebasseinide rajamine erosioonitundlikele muldadele (sh hästilagunenud turvas, peenliiv, aleuriit) võib settekoormust nende ehitamise ajal ning järgneval aastal hoopis suurendada (Kalvite jt 2017, Haahti jt 2018, Nieminen jt 2018a). Vahetult pärast settebasseinide rajamist on taimestumata nõlvade tõttu veesise heljumi kontsentratsioon suurem (Joensuu 2002). Tavaliselt teisel rajamisjärgsel aastal nõlvad stabiliseeruvad (nt pinnase tihenemise, taimeistiku kasvu tõttu), mistõttu tuleb settebasseinid rajada vähemalt aasta enne kraavide puhastamist (Kalvite jt 2017). Taimestumise kiirendamiseks võib nõlvu ka hüdrokylviga taimestada.

Settebasseine tuleb tõhusa toimimise tagamiseks iga-aastaselt seirata ja vajadusel puhastada (Joensuu 2002). Puhastamise kulud sõltuvad settebasseini suurusest ning vajalikust tehnikast (Timmusk 2022). Majandatavates metsades on settereostuse eemaldamise kulud settebasseinide kasutamise ja kraavivõrgu puhastamise näol oluliselt suuremad kui valgpuhastusalasid kasutades. Seetõttu soovitatakse kuivendatud turvastunud või turvasmullaga metsaaladel settebasseinide asemel kasutada veekaitsemeetmena valgpuhastusalasid (Miettinen jt 2020b, Timmusk 2022).

Sarnaselt puhastuslodude ja tehismärgaladega võivad settebasseinid olla suvekuudel (juulist-augustini) olulisteks kasvuhoonegaaside (CH_4 , CO_2 , N_2O) emiteerijaks. CH_4 ja CO_2 heitkogused suurenevad kõrgemate C, N ja P kontsentratsioonide juures, samuti settebasseini väiksema pindala ja järsema kalda kaldenurga korral. Settebasseini pindala suurenedes ja kalda kaldenurga vähenedes CH_4 ja CO_2 heitkogused vähenevad (Peacock jt 2021).

Settesüvendeid ei peeta eriti efektiivseks sette püüdmise meetmeks, kuna oma väikeste mõõtmete tõttu (vaid kuni paar m^2), on nende sette talletusvõime väga piiratud, lisaks on arvatud, et suurvee ajal võib heljum neist kergesti välja uhtuda ning settereostus periooditi isegi suurenedes (Finér jt 2020). Samas võivad nad olla tõhusad kraavipõhja erosioonist tuleneva heljumi kinni pidamiseks, eriti, kui mitu süvendit järjestikku rajada. Ajapikku sāngi nõlva stabiliseerudes ja taimestudes väheneb ka setete liikumine (Timmusk 2022).

Lisaväärtused elustikule

Settebasseinide elustikku on suhteliselt vähe uuritud, kuid mõningaid uuringuid leidub maanteeäärsete settebasseinide selgrootute koosluste ja kahepaiksete kohta (nt Johansen 2013, Sun jt 2018, Meland jt 2019) ning on leitud, et kõrete restuskoormuste tõttu asustavad neid peamiselt vähetundlikud liigid. Maaparanduse settetiikides pole mürgkemikaalid ilmselt selliseks ohuks kui maantee settebasseinides, uurimist vajaks, kuidas mõjutavad elustikku sissekanduvad toiteained, setted ja pestitsiidid. Elustiku koosseisu määrab ka basseini suurus ja sügavus, kalda nõlvus (madalaveelise veeala osakaal), samuti (vee)taimeistiku olemasolu ning tiikide regulaarne puhastamine. Et muuta settebasseinid elurikkamaks, tuleks luua neile madalaveeline ($< 0,5$ m) osa. Lihtsaim lahendus oleks settebasseini lõppu rajada mõne meetri pikkune lauge nõlvaga lõik, mille laius on sama kui basseinil.

Eesti praktika

Settebasseinid on kõige sagedamini kasutatavad veekaitserajatised Eestis. [Maaparandus-süsteemide registri](#) andmetel on neid 17.11.2023 seisuga rajatud 1509. Settesüvendeid Eestis üldjuhul ei kasutata, kuid kuivendussüsteemide rekonstrueerimise käigus on rajatud minimaalsete mõõtmatega settebasseine e tehnoloogilisi settebasseine (joonis 13; projekteerimismõõtmisega selline mõiste puudub), mille peamiseks funktsiooniks on ehituse ajal tekkiva sette kinnipidamine. Tõenäoliselt püüavad sellised rajatised kinni eeskätt mööda põhja liikuvat heljumit ja suspensioonina liikuvast heljumist suurema fraktsiooni (Timmusk 2022).



Joonis 13. Tehnoloogiline settebassein Tartumaal Läänistes. Foto M. Vaikre.

Soovitused rakendamiseks

Kuni 2019. aastani projekteeritud settebasseinid ei ole enamasti vooluhulkade alusel dimensioneeritud (Timmusk 2022), on sageli väikesed ja/või järsukaldalised ega toimi vees lahustunud toitainete kinnipüüdjatena, oleks võimalik neid tõhusamaks muuta nende kaldaid laugemaks muutes, neid puittõkestitega tõhustades ([vt puittõkestid settebasseinides](#)), puhastuslodudega kombineerides või nende asemele puhastuslodusid või valgpuhastusalasid rajades ([vt valgpuhastusala rakendussoovitusi](#)). Aladele, kus on ülekaalus möll, savi või hästilagunenud turvasmullad, võiks settebasseinide asemel rajada valgpuhastusalasid. Lisaks on näidatud, et settebasseinide kombineerimisel suurvee äravoolu kontrollsüsteemi, puittõkestite, kraavide puhverribade või kraavide osalise korrastamata jätmisega, on võimalik setteid efektiivsemalt kinni pidada kui üksnes settebasseine kasutades (Kalvite jt 2017, Kalvite jt 2019, Lizotte ja Locke 2018, Vuori jt 2021). Settebasseini muutmisel tõhusamaks veepuhastamise mõttes ja sobivamaks elupaigaks märgalaelustikule, tuleks selle allavoolu jääv osa laugenõlvalise (taimestunud) laiendina (puhastusloduna) kujundada.

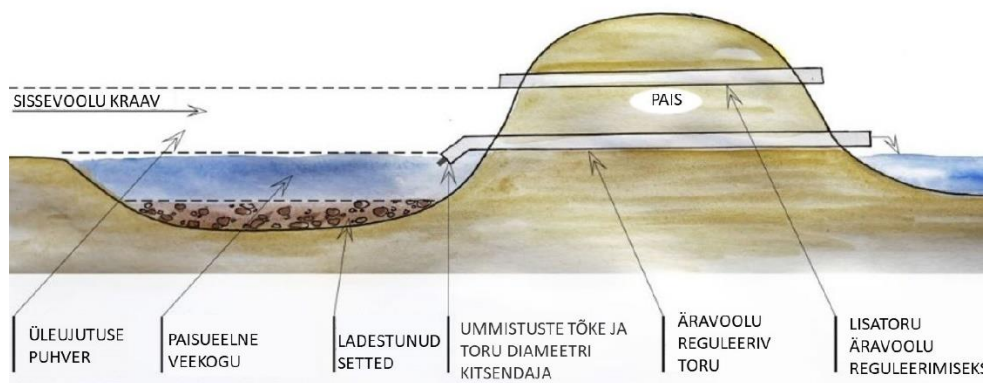
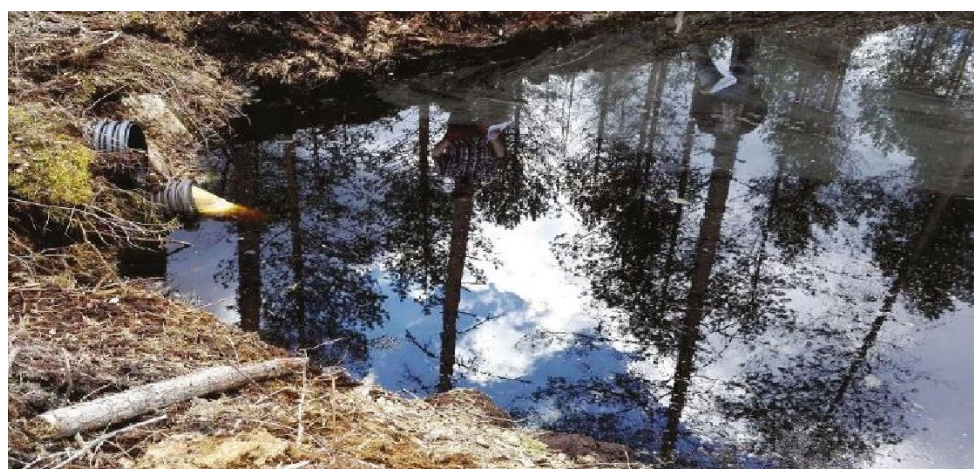
Settebassein tuleb rajada nii, et vesi juhitakse sellesse ainult ühest suunast, st basseini ei tohi paigutada mitme kraavi ristumiskohta (Finér jt 2020). Kujult peavad basseinid olema ovaalsed (mitte ristkülikukujulised) ja võimalikult laugete nõlvadega (nõlvus 1:3), et vähendada nõlvade erosiooni ja tagada madalaveelise kaldaala teke. Settebasseini tõhususe suurendamiseks peaks selle suurus olema selline, et keskmise vooluhulga korral on vee viibeaeg 1–2 ööpäeva ja keskmise maksimaalse vooluhulga korral 2–5 tundi (Timmusk 2022). Kui vooluhulgad ei ole teada, siis lauge kaldakalde saavutamiseks ja tiigi tõhusaks toimimiseks peaks selle suurus olema 8 m²/ha, pikkuse–laiuse suhtega 1:3. Settebasseini asukoha valikul tuleb vältida kergelt erodeeruvaid muldi või regulaarselt üleujutatavaid alasid, vältimaks settebasseini seinte

sissevarisemist, mis omakorda suurendab settekoormust ja vajadust basseini sagedamini setetest puhastada.

Settebasseinid tuleks rajada eesvoolu suubuvatele kraavidele, mitte eesvoolule, et püüda heljum kinni enne selle eesvoolu jõudmist. Eesvoolus on suurem vooluhulk ja sageli ka kiirem vool, mistõttu on setitamine keerukam. Settebasseini maksimaalne sügavus võib olla vahemikus 0,5–1,0 m, kusjuures turbulentsi vähendamiseks peaks basseini põhi ülesvoolu suunas järk-järgult süvenema (Talpsep jt 2012, Finér jt 2018, 2020, Haahti jt 2018). Oluline on, et settebasseinide rajamine toimuks aasta enne kraavivõrgu korrastustööde algust. Setetest puhastamiseks on sobivaim aeg hilissuvisel või varasügisel madalveeperioodil (augustist-septembri lõpuni). Kevadel, samuti juunis-juulis või ka talvel, kahjustab see tegevus vee-elustikku kõige enam.

Suurvee äravoolu kontrollsüsteemid (*peak runoff control structure*)

Suurvee äravoolu kontrollsüsteem on veekaitserajatis suurte sadudega tekkiva või kevadise suurvee reguleerimiseks (Joensuu 2002, Marttila jt 2008). See koosneb kraavidele projekteeritud paisust ning (sette)tiikidest/laienditest, kus vee väljavoolu ja selle kiirust kontrollitakse torude abil (joonis 14). Ummistuste vältimiseks painutatakse sissevoolu kraavist algava alumise toru ots vee alla ning selle kohale paigutatakse lisatoru, et vältida alumise toru külmumisest tekkivat paisutust.



Joonis 14. Suurvee äravoolu kontrollsüsteemi kahe toruga väljalaskeava (ülemine) ja süsteemi skeem (alumine; Finér jt 2018, 2020).

Mille või kelle jaoks rakendatakse

Suurvee äravoolu kontrollsüsteemi eesmärgiks on vähendada suurvee hulka ja selle äravoolu kiirust, talletades vett ajutiselt kraavivõrgus ning takistada seeläbi kraavipõhja erosiooni. Veevoolu aeglustumise ning heljumi ja sellega seotud toitainete settimiseefektiivsuse suurendamisega aitavad nad vähendada settereostust kuivendussüsteemidest allavoolu asuvates veekogudes ning on kasutust leidnud nii kuivendatud metsades (Amatya jt 2003, Marttila ja Kløve 2010a) kui turbakaevandustes (Kløve 2000, Marttila ja Kløve 2009).

Tõhusus

Soomes on leitud, et suurvee äravoolu kontrollsüsteem toimib tõhusa veekaitsemeetmena, pidades kinni 86% sissetulevast heljumist, 67% seotud fosforist ja 65% lämmastikust (Marttila ja Kløve 2010a). Läti uuringus, kus pilootprojekti käigus rajati neli suurvee äravoolu kontrollsüsteemi (koosnesid 600 m² suurusest settetiigist ning reguleerivate torudega paisust), leiti, et need pidasid kinni 65% kraavide puhastamise käigus tekkinud setetest, kuid vees lahustunud toitainete (N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, P-PO₄³⁻, DOC) kinnipidamine oli väga väikeste toitainekoormuste tõttu marginaalne (Klavina ja Klavins 2022). Suurvee ärajuhtimist reguleeriv süsteem toimib paremini suuremate äravoolu maksimumide juures ning võib äravoolu maksimume vähendada 10–73% (ehk 5–58 l/s/km²). Süsteem suurendab veeviibeaga kraavivõrgus keskmiselt 2–9 tundi ning võib pikendada suurvee kestvust 2–17 tunni võrra. Tõhusus sõltub valgala topograafiast (langust) ja veemahutavusest, süsteemi enda mõõtmetest ja asukohast ning äravoolu hulgast (Marttila jt 2010).

Süsteemi rajamiseks vajatav maa-ala ei ole suurem kui settebasseinide puhul, selle rajamine on odav ning kuivendussüsteemi korrastustöödega kergesti integreeritav. Lisaks on veetaseme mõõtmised näidanud, et vee talletamine suurvee äravoolu kontrollsüsteemis ei tõsta turvasmuldade veetaset (Marttila ja Kløve 2010a). Suure settekoormusega aladel oleks mõttekas rajada süsteemid koos settebasseinidega, et setete kinnipidamist veelgi suurendada. Pealevoolava vee hulka reguleerides tõstavad süsteemid ka teiste veekaitsemeetmete nt valgipuhastusalade tõhusust, mis suurveega ja suurte sadudega väheneb.

Puudused

Suurvee äravoolu kontrollsüsteem ei ole efektiivne vees lahustunud ainete kinnipüüdmisel, seega **ei tohiks see olla ainuke rajatav veekaitsemeede kuivenduslalal, kus lahustunud ainete hulk väljavoolus on kõrge** (Finér jt 2018). Samuti on nende efektiivsus väiksem suuremate valgalade (> 10 ha) ning langude korral (Hökkä jt 2011, Haahti jt 2018). Süsteemi konstruktsioonide pikaajalist toimimist võib mõjutada torude ummistumine, mistõttu tuleb neid seirata ja vajadusel setted ja takistused eemaldada (eelkõige vahetult pärast kraavivõrgustiku korrastamist ning ekstreemseid sadusid; Marttila ja Kløve 2010a, Finér jt 2020). Ummistumist aitab vältida sissevoolutoru suudme suunamine allapoole või ka filtrite paigaldamine.

Lisaväärtus elustikule

Paisu ette tekkinud veekogud või süvendid võivad pakkuda elupaika vee-elustikule, kuid täpsemad uuringud selle kohta puuduvad.

Soovitused rakendamiseks

Suurvee äravoolu kontrollsüsteem tuleb rajada enne kraavide puhastamist. Paisu rajamisel tuleks eelistada turvast (Marttila 2010) ning kergelt erodeeruvate muldade korral tuua sobiv materjal väljastpoolt kohale. Kontrollsüsteemi asukoha valikul on oluline, et konstruktsiooni tõkestav mõju avalduks võimalikult suurele osale puhastatud kraavivõrgule ning et paisu ees oleks piisavalt ruumi sinna kogunevale veele. Kõige efektiivsemalt töötab suurvee äravoolu kontrollsüsteem kogujakraavidel ja nende ristumiskohtades (Joensuu jt 2012, Finér jt 2020). Samuti võib sedalaadi süsteeme rajada olemasolevatele settebasseinidele nende tõhususe suurendamiseks (Kløve 2000).

Äravoolu reguleerivate torude läbimõõdu valikul tuleb lähtuda kuivendussüsteemi valgala suurusest. Soomes on kohalikele oludele vastavalt töötatud välja nomogrammid, mille abil leitakse valgala suurusele vastavad torude läbimõõdud. Näiteks 10 ha valgala puhul peaks torude diameeter olema 16 cm (Finér jt 2020). Liiga väikese läbimõõduga toru takistab vee liikumist kuivendussüsteemis, liiga suure läbimõõduga toru korral võib süsteemi tõhusus langeda (Finér jt 2018).

Valgpuhastusalad ehk valgväljakud (*overland flow fields, overland flow areas*)

Valgpuhastusalad ehk valgväljakud on looduslikud või taastatud märgalad maismaa- ja veekeskonna vahel (Walton jt 2020) millest (enne looduslikku veekokku voolamist) juhitakse läbi kuivenduskraavidest või drenaažisüsteemist pärinev vesi. See tähendab, et kraavid ei läbi valgpuhastusala vaid suubuvad sellesse (joonis 15). Metsaga kaetud valgaladele rajatakse valgpuhastusalad kuivendatud metsamaa ja kraavivõrgust vett vastuvõtva veekogu (eesvoolu) vahele, et parandada looduslikku veekokku voolava vee kvaliteeti (Hynninen 2011). Turvasmuldadel kasutatakse valgpuhastusaladena nii looduslikke kui taastatud hüdroloogiaga soolasid (Nieminen jt 2005a, Päivänen ja Hännell 2012). Põllumajandusmaastikes aga looduslikke või taastatud luha- ja lammialasid (Jabłońska jt 2020).



Joonis 15. Valgpuhastusala sissevool Põhja-Soomes (Finér jt 2018).

Mille või kelle jaoks rakendatakse

Suurepindalalisi valgpuhastusalasid kasutatakse kuivendussüsteemidest pärineva vee heljumosakeste, fosfori, lämmastiku (sh anorgaanilise lämmastiku), rauaühendite aga ka pestitsiidide eemaldamiseks (Koskiaho ja Puustinen 2005, Heikkinen jt 2018, Jabłońska jt 2020, Miettinen jt 2020a).

Tõhusus

Suurepindalalised valgpuhastusalad eemaldavad efektiivselt nii põllumajandusest pärinevat hajureostust (Walton jt 2020) kui kraavitatud metsaaladelt pärinevaid setteid ja vees lahustunud toitaineid (Silvan jt 2004). Valgpuhastusalad on efektiivsed, kui nende pindala moodustab vähemalt 0,5–1% ülesvoolu paikneva valgala suuruselt (Sallantausta jt 1998, Nieminen jt 2005a, Vikman jt 2010, Väänänen jt 2008). Valgpuhastusalad, mis moodustavad > 1% valgala pindalast võivad talletada > 70% heljumi kogustest (Nieminen jt 2005b) ja 100% fosforist (Väänänen jt 2008). Keskmise suurusega valgpuhastusaladel (0,15–0,23% valgala pindalast) on heljumi kinnipidamise tõhusus 50–60% ja fosforil 94%, samas valgpuhastusaladel, mille pindala < 0,1% valgala pindalast, heljumi vähenemist ei täheldatud (Nieminen jt 2005b), küll aga talletasid need 24–95% ulatuses fosforit (Väänänen jt 2008). Ka nitraatide akumulatsioonil olid kõige tõhusamad (93–100%) suurema pindalaga (> 1% valgala suuruselt) ja laiemad > 100 m valgpuhastusalad milles puudusid nähtavad voolukanalid, samas kui väiksema pindalaga (< 1% valgala) ja kuni 30 m laiuste valgpuhastusalade akumulatsioonivõime oli alla 16% (Vikman jt 2010).

Oluline on, et valgpuhastusala läbiv vesi ei moodustaks sinna kitsaid voolukanaleid, mistõttu vesi ei läbi valgväljakut ühtlaselt ning tingimused heljumi ja fosfori talletamiseks muutuvad ebasoodsaks (Väänänen jt 2008). Vee ühtlasel jaotumisel voolukiirus aeglustub ning vee viibeaeg ning kontakt taimestikuga ja setetega pikeneb, mistõttu on ainete neeldumise- ja settimisprotsessid tõhusamad (Nieminen jt 2005a, Väänänen jt 2006). Vee vooluteekonna pikendamine suurendab ka biokile pindala (vetikate ja mikroorganismide kooslus), mille kaudu eemaldatakse veest anorgaanilist lämmastikku (Heikkinen jt 2018).

Valgpuhastusalade suhteline suurus on ka lahustunud toitainete tõhusa akumulatsiooniseaduseks. Suurel pindalal ja suurema taimestiku katvuse juures on suhteline toitainete koormus väiksem ja toitainete talletamise tõenäosus suurem (Nieminen jt 2005a). Suured sooad ja lodud on efektiivsemad toitainete sidujad kui kitsad kaldaäärsed puhverribad (Fisher ja Acreman 2004). Samuti on näidatud, et suured lammialad suudavad siduda 100% põllumajandusest tulenevast heljumist ning fosfori ja lämmastiku reostusest (Chescheir jt 1987, Jabłońska jt 2020). Kui valgpuhastusaladel jaotus vesi ühtlaselt ja puudusid möödavoolukanalid, siis toimus heljumi, fosfori, lämmastiku ja rauaühendite talletamine ka talvel, kuigi külmumisvabal ajal on talletamiseefektiivsus siiski suurem (Heikkinen jt 2018).

Metsakuivenduses peetakse valgpuhastusalasid praegu kõige tõhusamateks veekaitsestruktuurideks (Nieminen jt 2018a), kuid selleks on vaja suhteliselt suuri alasid (Nieminen jt 2005a). Turbaaladel toimivad, vee puhastamise seisukohast, kõige tõhusamalt valgpuhastusalad, millel on looduslike turbaaladega sarnased omadused (sh taimestik; Postila jt 2014). Tahkete osakeste ja fosfori talletamine suureneb koos kuivendussüsteemidest

pärineva vee ning märgaladel kasvava sambla ja turba pinnasekihtide vahelise kontakti suurenemisega (Heikkinen jt 1995, 2018). Fosfori sidumine turbas on tõhusaim aeroobsetes tingimustes (peamiselt 0–15 cm turbahorisondis); anaeroobsetes tingimustes vees lahustunud fosfori kontsentratsioon aga tõuseb (Heikkinen jt 1995), seetõttu on fosfori talletamine väiksem madalama pH-ga muldade ja turbasammalde domineerimise korral. Kuivendamata turbaaladele rajatud valgpuhastusalad on täheldatud kogu- ja anorgaanilise fosfori vähenemist 40–55% (Heikkinen jt 2002, Kløve jt 2012). Mõnel juhul on valgpuhastusalad, esimestel aastatel pärast rajamist, olnud fosfori allikaks, kuid seejärel hakanud fosforit talletama (Postila jt 2014). Toitainerikka ja tiheda puistuga kaetud kuivendatud turbaalade valgpuhastusaladeks taastamisel on anorgaanilise lämmastiku leostumine suurem kui toitainevaese ja hõreda puistuga kaetud aladel (Koskinen jt 2011).

Puudused

Kui valgpuhastusalale jääb toimivaid (kinniajamata) kraave, siis suurendavad need vee ebaühtlast jaotumist ja vee voolukiirust. Suure voolukiiruse juures on aga vee kontakt turbakihi, sambla ja soontaimedega limiteeritud, samuti lüheneb sellistes tingimustes aeg, mis on vajalik vee erinevateks puhastumisprotsessideks (sh settimiseks, nitrifikatsiooniks, denitrifikatsiooniks; Heikkinen jt 2018).

Kui valgpuhastusalaks kavandatav ala paikneb väga tasasel maastikul, võib kraavide blokeerimise ja täitmisega kaasneda ülejutusrisk, seda kuni paarisaja meetrini ülesvoolu (Finér jt 2018). Valgväljakute planeerimist tuleks vältida ka järskudele nõlvadele, kuna uhterosiooni (*rill erosion*) tõttu võivad alale tekkivad voolukanalid vähendada vee viibeaga valgpuhastusalal ja sedakaudu ka selle toimimise tõhusust (Vought jt 1994). Erineva languga valgpuhastusalade efektiivsuse uuringus näidati, et kui need olid rajatud aladele languga 0,4% kuni 1,5% (kaldenurk 0,23°–0,86°), oli nende toimimiseefektiivsus võrdne, kuid liiga järsunõlvalistel ja ka liiga tasastel aladel efektiivsus vähenes (Postila 2007).

Valgpuhastusaladel, mille pindala moodustab < 1% valgalast ja laius alla 30 m, on lämmastiku ja fosfori akumulereerimisvõime üsna madal (Vikman jt 2010, Väänänen jt 2008), seda eriti suurte koormuste korral (Liljaniemi jt 2003), mistõttu pole selliste väikeste ja kitsaste alade rajamine põhjendatud (Hynninen jt 2010).

Soovitused rakendamiseks

Looduslike soolade ja ohustatud märgala kasvukohatüüpide kasutamist valgpuhastusaladena tuleb vältida, kuna toitainete ja setete juurdevoolu tõttu muutub oluliselt nende alade taimestik (Hynninen jt 2011). Kuivendatud turbaalade taastamisel (kraavide täitmine, tammitamine) ja valgpuhastusaladena kasutuselevõtmisel tuleb eelistada toitainevaese pinnase ja hõreda puistuga alasid, kuna toitainerikka ja tiheda puistuga turbaaladel on taastamisjärgselt täheldatud anorgaanilise lämmastiku leostumist (Koskinen jt 2011). Lisaks ei tasu valgpuhastusalasid rajada tiheda puistuga turbaaladele, kuna sellistel aladel on turba aktiivse veejuhtivusega kiht alla 20 cm, ilma puistuta aladel võib see olla aga kuni 70 cm (Postila jt 2015).

Valgpuhastusalasid võiks eelkõige rajada kuivendatud turvastunud või turvasmullaga metsaaladele, kus heljumi kogus on suur ning settetiigid sellise heljumi püüdmisel ei toimi

(Timmusk 2022). Valgpuhastusalad kujundatakse kuivendatud metsa- või põllumaa ja kraavivõrgust vett vastuvõtva veekogu (eesvoolu) vahele. Valgpuhastusala rajamiseks blokeeritakse olemasolevad kogujakraavid pinnasega ning vesi suunatakse passiivselt või vajadusel sissevoolukraavi kasutades, valgpuhastusalale. Valgpuhastusala toimimisel on väga oluline, et vesi leviks ühtlaselt üle kogu ala. Vajadusel saab vee ühtlast jaotumist reguleerida sissevoolukraavist lähtuvate madalate ja kahvlitaoliselt hargnevate vagukraavidega (Finér jt 2020).

Valgpuhastusalade pindala peab moodustama vähemalt 0,5–1% valgala suurusest ja olema vähemalt 100 m laiune. Põllumajandusmaastikes toimivad valgpuhastusaladena kõige efektiivsemalt luha- ja lammialad (niidud). Suured soolad, lodud ja luhaniidud toimivad efektiivsemalt toitainete sidujatena kui kitsad kaldaäärsed puhveralad. Mida enam sarnaneb valgpuhastusalaks taastatud soola looduslikule alale (nt puittaimestik hõre või puudub, pinnataimestikus valdavalt tarnad ja turbasamblad), seda tõhusamalt see toimib. Luha- ja lamminiitude tõhusamaks toimimiseks soovitatakse neid regulaarselt niita ja nende alt koristada (Jabłońska jt 2020).

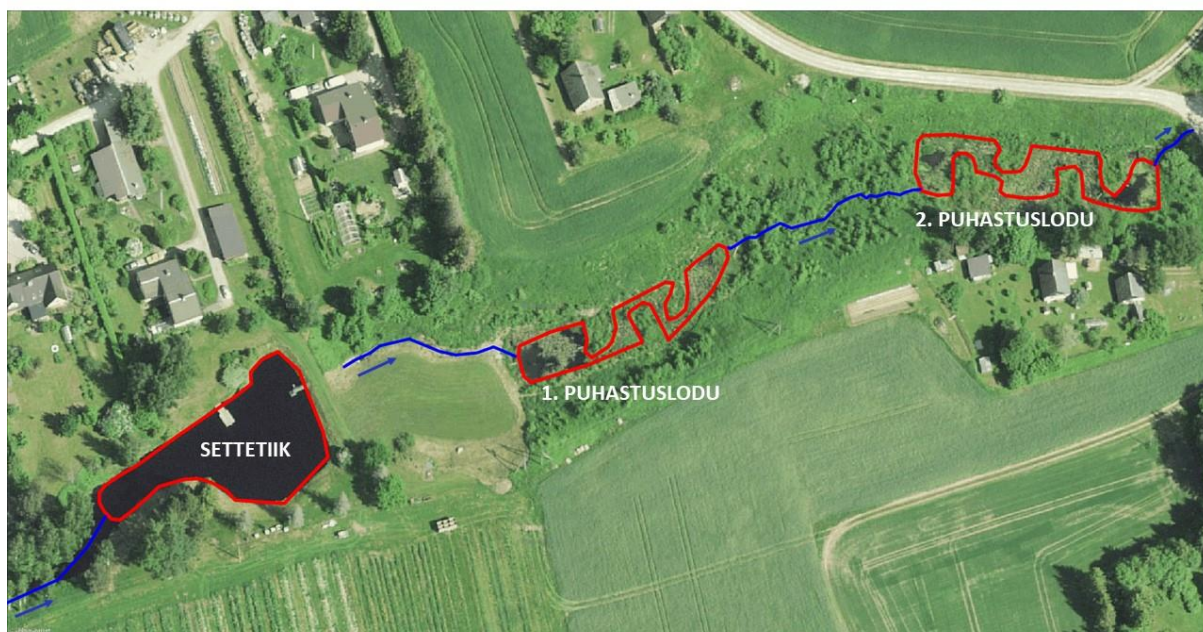
Tehismärgalad (sh **puhastuslodud** ja **avaveelised tehismärgalad**: *constructed wetlands*)

Tehismärgalad on inimese poolt kavandatud ja rajatud mitmekesise veetaimestiku ja -loomastikuga märgalad või märgala kompleksid, mis jäljendavad looduslikke märgalasid (joonis 16; Koskiaho ja Puustinen 2005). **Puhastuslodud** on taimestikuga madalaveelised (0,3–0,5 m) märgalapuhastid, mis rajatakse eesvoolule (Maaparandussüsteemide projekteerimismidid) ja mis toimivad biofiltritena (Vymazal 2007, Tournebize jt 2017). **Suudmelodud** rajatakse drenaažsüsteemi pinnavee bioloogiliseks puhastamiseks voolunõva suubumiskohta. Suudmelodu eraldatakse eesvoolust või kraavist ülevoolulävendiga.

Mille või kelle jaoks rakendatakse

Puhastuslodusid ja avaveelisi tehismärgalade komplekse rajatakse põllumajandusmaastikes hajureostuse, peamiselt toitainete ja toiteelementide äravoolu vähendamiseks ja pinnavee kvaliteedi parandamiseks, kasutades seejuures looduslikke veepuhastusmehhanisme (Koskiaho ja Puustinen 2005, Kasak jt 2018). Puhastuslodudes/avaveelistel tehismärgaladel toimub setete, toitainete ja taimekaitsevahendite filtreerimine ja ümbertöötlamine mitmete füüsikaliste, keemiliste ja bioloogiliste protsesside koostoimes (Dunne jt 2005, Koskiaho ja Puustinen 2005, Kadlec ja Wallace 2009, Locke jt 2011, Vymazal ja Bfezinova 2015). Koskiaho ja Puustinen (2005) koostatud ülevaateartikli põhjal on neist olulisemad:

- toiteelemente (N, P) sisaldavate osakeste (mittelahustunud aine osakeste) settimine puhastuslodu põhjakihti;
- toitainete sisaldavate osakeste filtreerumine läbi puhastuslodu pinnase ja taimestiku;
- lahustunud fosfori talletumine puhastuslodu pinnases, taimestikus;
- lämmastiku nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni protsessid;
- toiteelementide sidumine taimede biomassi.



Joonis 16. Vända tehismärgala-kompleks Tartumaal, mis koosneb settetiigist ja sellest allavoolu paiknevast kahest madalaveelisest puhastuslodust (Rannap jt 2020 järgi).

Tõhusus

Puhastuslodude/avaveeliste tehismärgalade rajamine on tõhus meede setete, toitainete ja saasteainete vähendamiseks pinnavees (Gregoire jt 2009, Vymazal ja Bfezinova 2015). Vee puhastumist tehismärgalas mõjutavad mitmed tegurid, millest väga oluline on vee viibeaeg (Wörman ja Kronnäs 2005, Gregoire jt 2009), vee sügavus (Reed jt 1988), põhjasubstraadi omadused (Heikkinen jt 1995, Liikanen jt 2004, Pant ja Reddy 2003) ning bioloogilised tegurid, nagu mitmekesine taimestik ja mikroobikooslused (Huttunen jt 1996, El Hawary jt 2018).

Puhastuslodu/avaveelise tehismärgala tõhusust määrab oluliselt selle osakaal valgala pindalast. Mida suurema osakaalu tehismärgala moodustab, seda väiksem on sissevoolava vee hulk pindalaühiku kohta ja seda pikem on vee viibeaeg (Koskiaho ja Puustinen 2005). On näidatud, et kõige tõhusamalt toimub lämmastiku ja fosfori veest eemaldamine suure valgala suhtega (5%) puhastuslodudes (Koskiaho 2005). Näiteks Lätis läbi viidud puhastuslodu uuringus (Grinberga ja Lagzdins 2018), kus puhastuslodu moodustas 0,5% valgala, selgus et $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ ja kogulämmastiku kontsentratsioonid vähenesid väljavoolus vastavalt 13%, 15% ja 16%. $\text{PO}_4\text{-P}$ ja kogufosfori kontsentratsioonid vähenesid vastavalt 38% ja 36%. Koguheljumist peeti kinni aga 31%.

Denitrifikatsiooniks, fosforiühendite settimiseks ja absorptsiooniks on vajalik küllalt pikk viibeaeg. Vända ojale rajatud avaveelise tehismärgala kompleksi puhul on näidatud, et vee pikem viibeaeg suurendab oluliselt üldist fosfori eemaldamise efektiivsust (Kasak jt 2018). Fosfori tõhusaks eemaldamiseks on oluline, et puhastuslodus oleks kindlasti madalaveelisi alasid (< 20 cm), sügavama vee korral ei ole eemaldamisprotsess efektiivne (Moustafa 1999). Seetõttu on oluline, et tehismärgalad rajataks laugekaldalistena, et tagada võimalikult ulatuslik

madalaveeline ala. Looduslike märgalade jälgendamine võimaldab puhastuslodus/avaveelisel tehismärgalal mitmekesiste hüdroloogiliste tingimuste tekkimist, mis omakorda soodustavad märgalataimestiku ja mikroobide kasvu ja paljunemist ning sedakaudu suurendavad saasteainete metabolismi nii aeroobsetes kui anaeroobsetes tingimustes (Gregoire jt 2009). Et aeglustada veevoolu ja setete tõttu kinni kasvamist, tuleks puhastuslodu ette rajada settetiik (Must 2022).

Uuringus, kus võrreldi erinevate puhastuslodude toimimist Eestis, Soomes ja Lätis, leiti et varieeruvus tõhususes, eriti fosfori eemaldamisel, olenes suuresti veetaimestikust (Kill jt 2022). Veetaimestik (eriti suurtaimestik) vähendab vee voolukiirust ja jaotab seda alal ühtlasemalt, toimides filtrina ja parandades oluliselt heljumi settimisprotsessi (Koskiaho ja Puustinen 2005, El Hawary jt 2018). Seejuures on oluline, et puhastuslodu veetaimestik oleks mitmekesine – esineks nii veesambas hõljuvaid, veealuseid, ujulehtedega kui ka veest väljaulatuvaid taimi. Sel moel tekitatakse, nii veesambas kui setetes, küllaldaselt kasvusubstraati denitrifitseerivatele mikroobidele (Weisner jt 1994, Kadlec ja Wallace 2009) ja biokilele (Koskiaho ja Puustinen 2005). Vetikad varustavad vett hapnikuga ja omastavad toitaineid, bakterid aga lagundavad orgaanilisi aineid (Pettecrew ja Kalff 1992, Gumbrecht 1993a, b). Taimetuured stabiliseerivad puhastuslodu pinnast, mis vähendab varem settinud materjali veesambasse tagasi sattumise ohtu. Üks tõhusamaid saasteainete eemaldajaid on pilliroog. Vesi liigub pilliroo varte vahelt läbi ning vartel elavad mikroorganismid lagundavad orgaanilist ainet. Samuti kasvavad bakterid pilliroo risoomide ümber, tootes hapnikku, mis aitab vee puhastumisele kaasa (El Hawary jt 2018). Nii pilliroo kui ka laialehise hundinuia risoomide kaudu transporditakse hapnikku puhastuslodu pinnasesse. Sel moel suureneb hapnikusisaldus pinnase ja vee kokkupuutekihis, suurendades fosfori pinnasesse imendumist. Talvel moodustab taimestik koos lumega isoleeriva katte, mis takistab puhastuslodu põhjapinnase külmumist. Kuigi [Maaparandussüsteemi projekteerimismäärde](#) soovitatakse puhastuslodudes kasutada valdavalt pilliroogu ja hundinuia, on siiski oluline, et veetaimestik oleks mitmekesisem ning veekogus leiduks lisaks ka veesambas hõljuvaid (nt vesikuusk), veesiseseid ja ujulehtedega (nt penikeeled, särjesilm) taimi. Seejuures tuleb kindlasti **vältida võõrliikide**, näiteks kanada vesikatku, **veekogudesse istutamist**.

Puudused

Puhastuslodude tõhusus sõltub suuresti nende disainist ja asukohast (Kill jt 2022). Kui puhastuslodu/avaveelise tehismärgala ja selle valgala suhe on liiga väike (< 1%) võib vesi märgala läbida liiga kiiresti, mis ei ole piisav saasteainete tõhusaks eemaldamiseks (Mander jt 2017).

Suurem osa äravoolust ja toitainete ärakandest põllumajandusmaastikes toimub talvisel või varakevadel ajal, samas kui toitainete talletumine märgalas on tõhusaim just soojematel aastaaegadel, eriti suvel (Loigu jt 2011). Lisaks on puhastuslodud vähem tõhusad fosfori sidumisel (Timmusk 2022). Efektiivsuse tõstmiseks tuleks tehismärgala ette rajada sügavamad settetiigid, millega pikendatakse täiendavalt vee viibeaega puhastussüsteemis jahedamal aastaajal (Kadlec ja Knight 1996).

Suvekuudel (juulist-augustini) võivad puhastuslodud ja tehismärgalad olla olulisteks kasvuhoonegaaside (CH₄, CO₂, N₂O) emiteerijaiks. CH₄ ja CO₂ heitkogused suurenevad

kõrgemate C, N ja P kontsentratsioonide juures, samuti väiksema pindala ja järsema kalda kaldenurga korral ehk pindala suurenedes ja kalda kaldenurga vähenedes CH₄ ja CO₂ heitkogused vähenevad (Peacock jt 2021). Lisaks näitasid Peacock jt (2021) oma uuringus, et nii CO₂ heide kui ka kontsentratsioon olid nullilähedased, kui veekogu vee pH oli > 8. Dilämmastikoksiidi (N₂O) emissioon suureneb aga kõrgematel temperatuuridel, kõrgema NO₃ kontsentratsiooni ja suurema voolukiiruse korral, kuna vee viibeag puhastuslodus lüheneb (Mander jt 2021).

Avaveelise tehismärgalasüsteemi rajamiseks on vajalik vettpidavat ja hüdroloogiliselt kaitstud põhjaveega pinnast. Nitraaditundlikul alal tuleks tehismärgala rajada kaitstud põhjaveega kohta või rajada sellele infiltratsioonitõke, nt vettpidav ja tihendatud vähemalt 30 cm paksune savipõhi (Loigu jt 2011).

Lisaväärtus elustikule

Põllumajandusmaastikesse rajatud puhastuslodud/avaveelised tehismärgalad mitmekesisitavad maastikku ning suurendavad bioloogilist mitmekesisust, luues märgalaelupaiku veelindudele, kahepaiksetele ja vee selgrootutele (Hansson jt 2005, Koskiahho 2005, Becerra-Jurado jt 2012, Strain jt 2017, Rannap jt 2020).

Eesti praktika

Riigikontrolli aruande kohaselt (2020) oli Eestis suuremaid (üle 60 m² põhja pindalaga) märgalapuhasteid kasutusel 9. Neist vaid 3 (Vända ca 5000 m², Palasi 570 m² ja Pöögile 320 m²) vastasid projekteerimistingimustes kirjeldatud kriteeriumitele. [Maaparandussüsteemide registri](#) andmetel (17.11.2023) on Eestis rajatud 15 puhastuslodu. Timmusk (2022) andmetel on puhastuslodusid rajatud 32 ja suudmelodusid 132.

Eestis hinnatud 34-st suudmelodust seitsme toimimine ja efektiivsus oli puudulik ning 17-l madal (Timmusk 2022). Peamiste põhjustena toodi välja taimestiku või ülevoolu lävendi puudumist. Suurte valgaladega drenaažsüsteemides, kus hajukoormuse levikuohuga ala moodustab vaid väikese osa valgalast (suuruse kriteeriumiks vähemalt 1 m² hajukoormuse levikuohuga ala ha kohta), on projekteeritud suudmelodud toitainete sidumiseks tõenäoliselt liiga väikesed (vee viibeag liiga lühike). Puhastuslodudest (kokku 33) hinnati taimestiku või hooldustööde puudumise tõttu puudulikuks 10 (Timmusk 2022). Nii näiteks kanduvad setted, settebasseini hoiutööde tegemata jätmisel või settekoormuse alahindamisel (settebassein jääb üldse ehitamata), edasi puhastuslodusse. Puhastuslodu madala efektiivsuse põhjusena on välja toodud ka ühtlase veekihi puudumist, mille tagajärjel tekivad mättad ja kõrgemad võsastunud kohad, mis tekitavad puhastuslodus kitsa voolusängi, vähendades sellega puhastusefektiivsust.

Soovitused rakendamiseks

Puhastuslodusid/avaveelisi tehismärgalasid tuleb rajada suure hajureostuse ohuga kohtadesse, ehk sellistesse kohtadesse, kus toitained jõuavad vette hajusalt, suurelt alalt. Tehismärgala rajamine on eesmärgipärane eelkõige intensiivpõllumajandusega ja erosiooniohtlikes piirkondades. Lesta jt (2006) analüüsi kohaselt on Eestis umbes 100 000 ha kuivendusest ja intensiivsest põllumajandusest rikutud maad, mida oleks võimalik märgalana taastada. Samuti võiks suuremate settebasseinide allavoolu jääva osa laiemaks, laugenõlvaliseks ja taimestunud

puhastuloduks kujundada, et lisada settebasseinile tõhusam veepuhastamise funktsioon ja muuta need sobivamaks elupaigaks märgalaelustikule.

Puhastuslodu/avaveelise tehismärgala tõhususe määrab selle osakaal valgala pindalast. Mida suurem osakaal, seda väiksem on sissevoolu hulk tehismärgala pindalaühiku kohta ja seda pikem on vee viibe aeg märgalal. Seetõttu peaks puhastuslodu või mitmest lodust koosneva avaveeliste tehismärgalade süsteemi kogupindala moodustama vähemalt 1% valgalt. Toitainete (lämmastiku ja fosfori) eemaldamine toimub kõige tõhusamalt suure valgala suhtega (5%) tehismärgalades (Liikanen jt 2004). Seejuures võib ühe suure tehismärgala asemel rajada mitmest puhastuslodust koosneva süsteemi (nt Vända ojale rajatud tehismärgala süsteem).

Peamiselt mõjutab puhastuslodu tõhusust vee viibe aeg lodus. Veevoolu aeglustamiseks tuleks puhastuslodu ette rajada settetiik, mis vähendab samas ka setete hulka lodus ja pidurdab lodu kinnikasvamist (Must 2022). Lodust läbivoolav vesi peaks viibima märgalal umbes 1,5 ööpäeva, reoainete kõrge kontsentratsiooni korral aga kauem (Talpsep jt 2012). Märgalade dimensioneerimisel on soovitatud võtta arvutuslikuks vooluhulgaks $Q_{kev.maks50\%}$, viibeajaks 0,5 tundi ning maksimaalseks voolukiiruseks 1 cm/s (Tehismärgalade... 2008), mis langeb kokku Soome vastavates juhendites esitatuga (Kosteikkojen... 1996). Tegelikult jääb viibe aeg mõnevõrra väiksemaks, kuna osal puhastuslodu mahust ei toimu veevahetust. Selle iseloomustamiseks kasutatakse mõistet hüdrauliline efektiivsus, mille suurendamiseks soovitatakse kasutada voolu juhtimiseks suunajaid (Timmusk 2022).

Kuna avaveelised tehismärgalad on seda efektiivsemad, mida enam nad omadustelt looduslike märgalasid jäljendavad, tuleb nende rajamisel sellega arvestada. Seetõttu tuleb puhastuslodu/avaveelise tehismärgala koha valikul arvestada nii pinnasega (savi või saviliiv) kui ka maastiku omapäraga – tehismärgala tuleb rajada vettpidava aluskihiga madalamatele aladele ning sobitada oma kujult maastiku reljeefiga. Kui tegemist on vett läbilaskva (nt liivapinnasega), siis tuleb tehismärgala põhi katta vettpidava kihiga (nt saviga). Kindlasti ei tohiks kasutada tehiskihke materjale (nt geotekstiil), mis raskendavad veekogu hilisemat setetest puhastamist. Puhastuslodude/avaveeliste tehismärgalade rajamisel endistele põllumaadele on oluline esmalt eemaldada fosforirikas pinnasekiht (ca 30 cm), sest pealmist pinnasekihti eemaldamata võib puhastuslodu ise fosfori allikaks muutuda (Koskiahho 2005).

Puhastuslodu/avaveeline tehismärgala tuleb kujundada võimalikult laugete kallastega (nõlvus 1:6), mis võimaldab madalaveelise kaldaala moodustumist (vee maksimaalne sügavus 20 cm). Samas peab tehismärgalal olema kindlasti ka püsiva veega ala (maksimaalne sügavus 1 m). Selline ülesehitus pakub mitmekesiseid hüdroloogilisi tingimusi, kus mõned märgala osad on püsivalt veega kaetud ja teised ajutiselt üleujutatud. Kujunenud tingimused võimaldavad erinevate märgalataimede ja mikroobide kasvu ja paljunemist ning soodustavad saasteainete metabolismi aeroobsetes ja anaeroobsetes tingimustes. Erinevate saasteainete tõhusa vähendamise saavutamiseks peaks märgala projekteerimine hõlmama ka sissevooluvee viibeaja maksimeerimist (Gregoire jt 2009).

Puhastuslodude tõhusaks toimimiseks tuleb neid seirata ning vajadusel umbes 5–6 aasta järel setetest ja liigest taimemassist puhastada (hinnang põhineb Vända ojal asuva tehismärgalakompleksi praktikal). Suuremapindalaliste tehismärgalade setetest puhastamise välp võib pikem olla. Tihedast taimestikust (sh veepeeglit paksu matina katvast taimestikust)

ja setetest puhastamine on vajalik, et vähendada CH₄ emissiooni (Oliveira-Junior jt 2018), hapnikupuudust (anoksiat) veesambas (Kosten jt 2016) ja eemaldada akumulbeerunud toit- ja saasteaineid. Vee-elustikust lähtuvalt on sobivaim aeg puhastuslodu setetest puhastamiseks hilissuvisel või varasügisel madalveeperioodil (augustist-septembri lõpuni). Metaani emissioonist lähtuvalt on veetaimestiku niitmiseks parim aeg sügisel (septembris-oktoobris) kuna kasvuperioodi lõpus on toitained veel taimede maapealsetes osades, kuid metaani emissioon, pärast taimestiku niitmist, on sel ajal oluliselt madalam kui nt augustis (Kasak jt 2020). Akumulbeerunud setteid on otstarbekas kasutada väetisena põldudel ning taimestiku niitmise käigus kogutud biomassi saab kasutada nt biogaasi tootmiseks.

Puhverribad (ka **puhvervöönd**, **puhverala**, **kaldapuhver**: *buffer zones*, *wetland buffer zones*, *riparian buffer zones*)

Puhverriba (sh veeseadusega kehtestatud **veekaitsevöönd**) on veekogu kaldal paiknev taimestunud vöönd (Lee jt 2004, Mayer jt 2007). Maaparanduse leevendusmeetmena toimivad puhverribad sedakaudu, et seovad saasteaineid ja taimetoitaineid enne kuivendusvõrku või veekokku jõudmist. Eespool käsitletud valgpuhastusalad toimivad puhverribadega sarnaselt, kuid seovad saasteainete ja taimetoitainete seda osa mis on juba kuivendusvõrku jõudnud, kuna valgpuhastusalale suunatakse vesi kuivendussüsteemidest.

Mille või kelle jaoks rakendatakse

Põllumajandusmaastikes kasutatakse puhverribasid hajukoormuse (sh lämmastiku- ja fosforühendite, aga ka taimekaitsevahendite) akumul eerimiseks, nii settimise, taimede poolt omastamise, denitrifikatsiooni kui pinnasesse neeldumise kaudu (Staddon jt 2001, Laurén jt 2007) ning haritud alalt kraavi kantava erodeeritud materjali kinnipidamiseks. Metsamaastikul jäetakse lageraielankide ja (voolu)veekogu vahele majandamata ala (kaldapuhver), et vähendada veekogu toitainete (sh heljumosakeste ja fosfori) koormust ja säilitada veekogu bioloogilist mitmekesisust (Miettinen jt 2012). Lisaks aitavad kaldaäärsed puhverribad erodeeruvaid kaldaid stabiliseerida ja kaitsevad põllumaad üleujutuste eest (Qiu ja Prato 2001).

Puistutega puhverribadel on peale toitainete omastamise veel ka nõlva kindlustav ja veepeeglit varjutav mõju, mis vähendab hooldustööde mahtu (Timmusk 2022). Puhvrite rakendamine välistab või piirab teatavaid tegevusi veekogu lähistel, nt väetiste ja taimekaitsevahendite laotamine, maaharimine, loomade karjatamine, vähendades sel moel otsest riski veekvaliteedi halvenemisele (Loigu jt 2011).

Tõhusus

Nii heljumi kui toitainete talletamist reguleerib puhverriba laius ning seda läbiva vee jaotumine ja voolukiirus. Puhvrid töötlevad pinnavee äravoolu kõige tõhusamalt aeglaste, madalaveeliste ja hajutatud vooluhulkade korral ning kõige ebatõhusamalt kiirete, sügavaveeliste ja kontsentreeritud vooluhulkade juures (Lee jt 2003). Mida suuremal pindalal, ühtlasemalt ja aeglasema vooluga saastunud vesi puhverribasid läbib, seda parem on tulemus (Chescheir jt 1987).

Puhverribade väga oluliseks funktsiooniks on toitainete talletamine taimestiku poolt (Huttunen jt 1996, Silvan jt 2004). Selle efektiivsus sõltub puhvertsooni pindalast ja vee liikumisest läbi

puhverriba (Laurén jt 2007). Taimestunud puhvrite pinnasel on suurem võime saasteainete neeldumiseks ja lagundamiseks kui nendega külgnevatel põllumuldadel (Staddon jt 2001). Mulla tüüp, pinnase niiskuserežiim ja bio-geokeemia on olulised tegurid, mis reguleerivad lämmastiku eemaldamist puhveralal. Nt lämmastiku eemaldamine pinnases on oluliselt tõhusam kui pinnapealne eemaldamine (Mayer jt 2007).

Loodusliku või looduslähedase taimestikuga puhverriba laius võib varieeruda 1–50 meetrini sõltuvalt valgla või veekogu suuruselt, looduslikest ja põllumajandustootmise tingimustest või keskkonnakaitselistest eesmärkidest (Stutter jt 2009). Suurema kaldega põllu ja veekogu vahel peaks puhvervöönd kindlasti laiem olema (Loigu jt 2011). Kahel Lõuna-Eesti jõeäärsel põllul tehtud mõõtmised näitasid, et lämmastiku ja fosfori püüdjatena on tõhusad 30–50 m laiused niidust ja lepikust koosnevad puhverribad (Kuusemets jt 2001). Puhverriba kogulämmastiku eemaldamisprotsent suurema reostuskoormusega alal oli 85% ja väiksema reostuskoormusega alal 84%, kogufosfori eemaldamisprotsendid olid vastavalt 40% ja 78%. Ka Walton jt (2020) on näidanud, et põllumajandusmaastikus osutusid lehtpuudega kaetud kaldapuhvrid NO_3 ja kogulämmastiku kinnipidamisel tõhusamateks kui üksnes rohttaimestikuga kaldapuhvrid. Täiendava võimalusena toitainete eemaldamiseks soovitasid Kuusemets jt (2001) rohumaa niitmist ning puistu raiet, kusjuures biomass tuleb alalt eemaldada. Need tegevused on vajalikud eelkõige puhverribadel, mida läbib kõrge toitainesisaldusega vesi, mitte lausaliselt. Kaldaalal kasvavad puud tagavad veekogu varjulisuse, mis on vee-elustiku seisukohast väga oluline, seetõttu peab veekogude kaldavööndis lageraieid vältima (Rajakallio jt 2021). Jabłońska jt (2021) näitasid oma uuringus, et kõrgeim lämmastiku eemaldamise efektiivsus (92%) oli puhverribades, kus taimestik niideti ja seejärel koristati. Niidetud alade taimestik erines niitmata alade taimestikust suurema veest talletatud süsiniku ja fosfori sisalduse poolest. Taimestiku niitmine võib stimuleerida üldist lämmastiku eemaldamist, kuid niidetud biomassi tuleb kindlasti alalt eemaldada. Niidetud taimestiku koristamata jätmise tõttu võib puhverribade toitainete eemaldamise efektiivsust ajutiselt väheneda, seda taimse biomassi potentsiaalselt kiirema lagunemise tõttu.

Lämmastiku sidumisel on taimede poolt omastamine, mikroobsete mehhanismide järel tähtsusetel teisel kohal (Mander jt 1995, Hefting jt 2005, Mander jt 2017, Jabłońska jt 2021). Lämmastiku omastamine taimede poolt on tõhus juhul, kui vesi läbib pinnasekihti, kus asuvad taime risoomid ja juured (Laurén jt 2007). Norra kogemused on näidanud, et konkreetse liigi valikust olulisem on puhverriba taimestiku omadused, seda nii taimestiku kõrguse aga eriti tiheduse osas (Owenius ja van der Nat 2011). Mitmekesise juuresügavusega segataimestik tagab taimede poolt toitainete omastamise nii pealmistest kui ka sügavamatest mullakihtidest ning suurendab taimejuurte abil puhverribal mullaprofiili stabiliseerimist. Põõsaste ja puude lisamine suurendab oluliselt saaste- ja taimtoiteainete vähenemist ka talvel, seda üksnes rohttaimestikuga kaetud puhverribadega võrreldes. Puude juurestik jätkab toitainete omastamist ka talvisel perioodil ning stabiliseerib mulda veelgi, kuna juured ulatuvad sügavamatesse mullakihtidesse. Sobivateks liikideks on lepp, paju ja kask, kuna nende toitainete omastamisvõime on kõrge, samas on aga nende lehestik suhteliselt hõre, mis ei varjuta liigselt puhverriba rohttaimestikku (Owenius ja van der Nat 2011).

Põllumajandusmaastikus tuleks veekogude kaldavööndi puhverribade rolli ulatusliku ja pikaajalise reostuse ohjamisel oluliselt enam väärtustada (Walton jt 2020). Veekogude ääres

asuvate kaldapuhvrite säilitamine või nende rajamine võib ka majanduslikult tasuv olla (sh vähendades erosiooniriski ja pinnase kadu, võimaldades kõrvalsaadusena heina või bioenergiat toota ning vähendades vee puhastamiskulusid; Qiu ja Prato 1998, Walton jt 2020). Veekaitsevööndeid on märgalade rajamise kõrval peetud oluliselt tulupõhisemaks toitainete ärakande vähendamise meetmeks kui näiteks loomkoormuse piiramist või haritava maa pindala vähendamist (Jacobsen jt 2004; 2011). Veekaitsevööndid funktsioneerivad ka Põhjamaade tingimustes aastaringselt ühtemoodi hästi, kuigi aastati võib puhastusefekt varieeruda (Loigu jt 2011).

Puudused

Puhverriba laiuse suurendamine haritava maa arvelt tähendab põllu pindala vähenemise tõttu saamata jäänud tulu. Samas puhvervööndite rajamine ja hooldus ise väga kulukad ei ole ning puhverribade säilitamine või rajamine pakub alternatiivi teistele, kulukamatele veekaitsemeetmetele.

Puhverriba puhverdusvõime kasvab perioodil, mil taimestik ja selle juurestik välja arenevad. Hiljem võib väljakujunenud kaitsevööndi efektiivsus aga vähenema hakata (Dorioz jt 2006; Stutter jt 2009), seda eriti fosfori kinni püüdmisel. Puhverriba küllastub aja jooksul fosforist, sealhulgas ka selle orgaanilistest vormidest, mida seni on peetud mullas püsivaks, aga mis võib bioloogiliste protsesside tulemusena kergesti liikuvaks muutuda ja mullast välja leostuda (Dorioz jt 2006, Turner 2005). Seega võivad puhverribad teatavatel juhtudel mulla fosforiringe kiirenemisele kaasa aidata. Ka võib puhverriba puistu toitainete (vähemalt lämmastiku) omastamine nende vananedes väheneda (Mander jt 2005).

Lisaväärtus elustikule

Kaldapuhvrid tagavad vooluveekogudele vajaliku varjulisuse, luues nii varje- ja toitumispaiku kaladele ja teistele veelistele ja pool-veelistele organismidele. Lisaks on kaldataimestikul oluline osa ojade struktuuri ja toimimise, samuti bioloogilise mitmekesisuse tagamisel, mistõttu on ojade ääres kasvavate puistute säilitamine äärmiselt vajalik (Muotka ja Syrjänen 2007). Puistuga kaetud kaldapuhvrid mõjutavad põllumajandusmaastikus asuvate ojade makrofüütide ja põhjaselgrootute kooslusi, kompenseerides osaliselt põllumajanduse hajureostuse negatiivset mõju (Turunen jt 2019). Kaldapuhvrid on elupaigaks tolmeldajatele ja biotõrjes osalevatele liikidele (sh jooksiklased, kahepaiksed, linnud) ning toimivad liikumiskoridoridena metsloomadele. Puhverribade lisaväärtuseks on süsiniku sidumine (Miettinen jt 2012, Jabłońska jt 2020) ning põllumajandusmaastiku rekreatiivse ja esteetilise väärtuse suurendamine (Qiu ja Prato 2001, Miettinen jt 2012).

Eesti praktika

Veeseaduses on **veekaitsevööndi** laiused kehtestatud järgmistele veekogudele:

- Läänemeri, Peipsi, Lämmi- ja Pihkva järv ning Võrtsjärv – 20 m;
- teised järved, jõed, ojad, allikad, kanalid, peakraavid ja maaparandussüsteemide avatud eesvooludena kasutatavad vooluveekogud – 10 m;
- peakraavid ja maaparandussüsteemide avatud eesvooludena kasutatavad kraavid valgalaga alla 10 km² – 1 m.

Veeseadusest tulenevalt on veekaitsevööndis hajukoormuse vältimiseks keelatud:

- 1) puu- ja põõsarinde raie Keskkonnaameti nõusolekuta, välja arvatud maaparandussüsteemi ehitamiseks ja hoiuks;
- 2) maaharimine, väetise ja reoveesette kasutamine ning sõnnikuhoidla ja -auna paigaldamine;
- 3) keemilise taimekaitsevahendi kasutamine;
- 4) pinnase kahjustamine ja muu tegevus, mis põhjustab veekogu ranna või kalda erosiooni või hajuheidet.

Lisaks võib maaparandussüsteemi projekteerimismisnormi alusel rajada ka **veekaitsevööndi laiendeid**, mille puhul arvestatakse pinnase tüüpi, nõlva kallet ja pikkust. Kui veekaitsevööndi laiendil kasvab puittaimestik kavandatakse sinna kujundusraiega põõsarindeta puistu, mille puuvõrade liituvus on kuni 60% (Timmusk 2022).

Soovitused rakendamiseks

Põllumajandusmaastikus peavad veekaitsevööndid (puhverribad) olema eesvooludel ja looduslikel veekogudel (sh karst ja karstijärvik) vähemalt 10 m laiused, kuid võimalusel laiemad (Kuusemets jt 2001, Loigu jt 2011) ja kulgema katkematult veekogu ääres (Jabłońska jt 2021). Laiemat puhverriba tuleks kaaluda savika mulla ning suure nõlva korral, kui põhiliseks koormuse allikaks on maaharimine. Nitraaditundlikul alal soovitatakse veekaitsevööndi laiuseks 30 m ning veehaarete ümber 50 m (Valdmaa jt 2008). Tiikide, looduslike väikeveekogude ja kraavide puhveralad peavad olema vähemalt 3 m laiused. Juhul kui tegemist on kahetasandilise (liitprofiiliga) kraaviga või kui kraavid on lauge kaldaga (kalda nõlvus vähemalt 1:3 või laugem), võiks kraavi kaldanõlva (kahetasandilise kraavi korral ka lammiala) puhverriba sisse arvata.

Puhverriba kujundus peab oluliselt suurendama pinnavee viibeaega puhvris. Selleks tuleb kujundusraidega tagada piisav valgus rohurinde kujunemiseks ja kareduse suurendamiseks. Selleks peab puistu võrade horisontaalne liituvus olema 60–80% (Aleksand 2007).

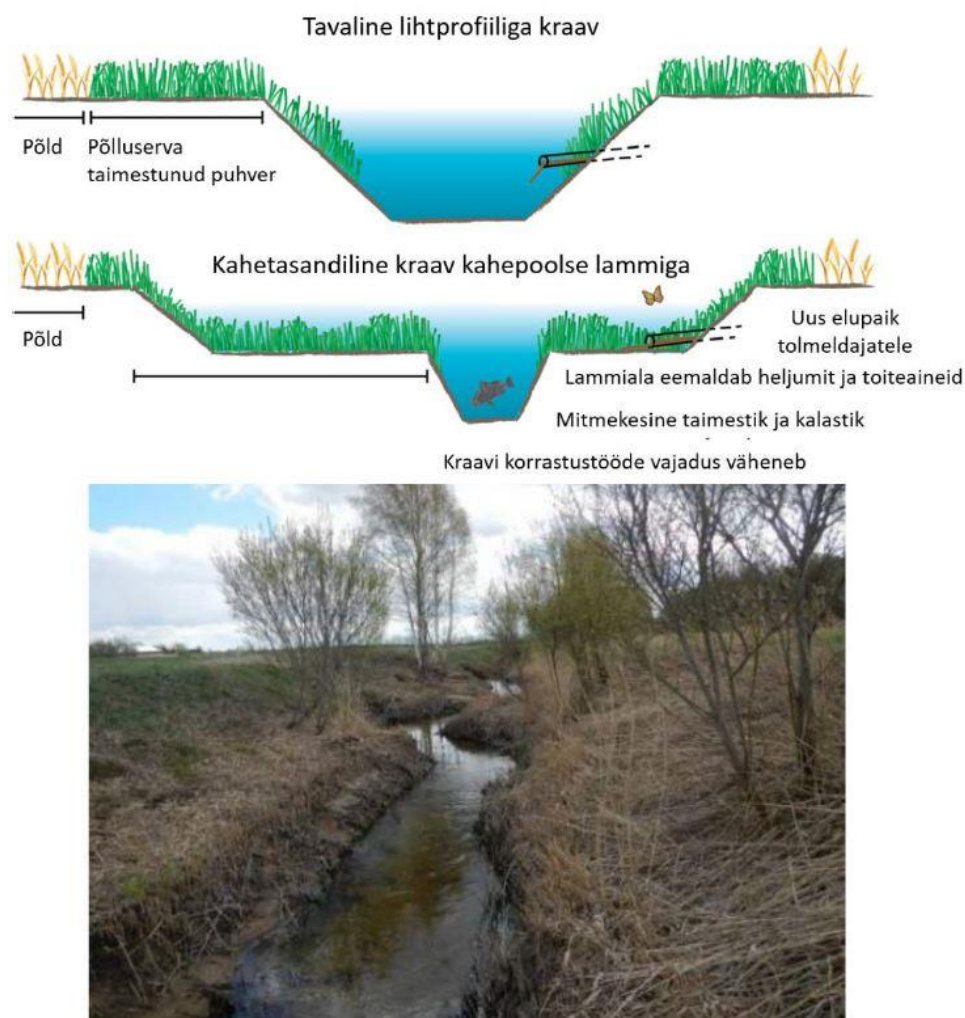
Rohttaimestikuga veekaitsevööndeid ja puhverribasid tuleb niita, kusjuures lopsakas mahaniidetud haljasmass tuleb alalt eemaldada, et vältida materjali lagunemisel vabanevate toitainete sattumist vette (Kuusemets jt 2001, Loigu jt 2011, Walton jt 2020, Jabłońska jt 2021). Metsamaastikus tuleks lageraielankide ja (voolu)veekogu vahele jätta majandamata (raietest puutumata va sanitaarraied) kaldapuhver (sh veekaitsevöönd), et vähendada veekogu toitainete (sh heljumosakeste ja fosfori) koormust ning suurendada veekogu bioloogilist mitmekesisust. Juhul kui puhverriba asustavad koprad ning nende tegevus mõjutab kuivendussüsteemi toimimist, tuleb lahendus leida konkreetsest kohast ja olukorrast lähtuvalt.

Liitprofiiliga ehk kahetasandilised kraavid (*two-stage ditch*)

Liitprofiiliga ehk kahetasandilise kraavi puhul ümbritseb peakraavi veetaimedega kaetud tasane lammiala (joonis 17) ehk kraavi nõlv on astmeline. Kraavi ehitus jälgendab looduslikku oja. Inseneripraktikas tähistab sama mõistet kraav, mille ristlõige on liitprofiil.

Mille või kelle jaoks rakendatakse

Kahetasandilisteks on kujundatud peamiselt õgvendatud ojasid või looduslikesse veekogudesse suubuvaid kraave põllumajandusmaastikel (Bernard jt 2007, Åström 2021). Tänu laugetele nõlvadele väheneb erosioonioht, taimestunud lamm püüab kinni reostust ja aitab suurvee ajal vältida põllu üleujutust. Lammialaga kraavitus suurendab ka piirkonna bioloogilist mitmekesisust.



Joonis 17. Kahetasandilise kraavi läbilõike skeem (kohandatud allikast Västilä jt 2021) ja iseeneslikult kahetasandiliseks kujunenud voolusäng Eestis (Valdmaa 2022).

Tõhusus

Kahetasandiline kraav vähendab erosiooni ning toitainete ja setete kandumist allavoolu, kuna üleujutatav lammiala aeglustab veevoolu ning võimaldab toitainetel settida. Normaalse veeseisu korral toimib lamm puhvrina, kui sinna drenivesi suunata (vt joonis 18). Lammimulla anaeroobsed tingimused soodustavad denitrifikatsiooni. Lammialal kasvav taimestik toimib ka biofiltrina. Ameerika soja-maisi drenitud põldude kogujakraavi uuringus leiti, et kahetasandiline kraav eemaldab tõhusalt fosforit (sh kogufosfori kuni 65% aastas 0,2 km lõigu kohta, lahustunud fosfor kuni 11%) ning heljumit (kuni 65%), kuid kõrged nitraadi-

kontsentratsioonid ei pruugi väheneda (Hodaj jt 2017). Külmemäe kliimaga piirkondade kahetasandiliste kraavide veepuhastusvõimet ei ole piisavalt uuritud ning fosfori eemaldamise protsendid võivad märksa väiksemad olla. Lõuna-Soomes uuritud kahetasandiline kraav eemaldas kahe aasta jooksul pärast kaevamist 2,1% heljunit ja 3,5% fosforit ühe kilomeetri kohta aastas (Västilä jt 2021). Siiski soovitasid autorid kahetasandilist kraavi hea lahendusena põllumajandusreostuse vähendamiseks. Tõhusus varieerub olenevalt vooluhulgast, toitainete koormusest ja lammialal toimuva denitrifikatsiooni ja lämmastiku omastamise määra (Mahl jt 2015, Hodaj jt 2017), mida kauem on lamm üle ujutatud seda rohkem toitaineid eemaldatakse (Roley jt 2012). Võrdluseks tuleks hinnata ka analoogseid lihtprofiiliga kraave, kuna ka tavalistes taimestunud kraavides toimub mõningane vee puhastumine. Kahetasandilised kraavid, mille nõlvuse ja lammiala laiuse kujundamisel on arvestatud konkreetse asukoha ja pinnasega, on suhteliselt stabiilsed, isepuhastuvad ning ei vaja regulaarset hooldust (Kallio jt 2010, Krider jt 2017, Åström 2021, Västilä jt 2021).

Lisaväärtus elustikule

Kahetasandiliseks ümberkujundatud kraavides suureneb taime- ja loomastiku liigirikkus, kuna nõlvasid ning lammialasid asustavad erinevad kooslused. Lammialad võivad kuivadel aastatel olla tolmeldajatele olulisteks nektari korje kohtadeks (Västilä jt 2021). Lisaks on kahetasandilises kraavis vee sügavus ja voolukiirus varieeruvam, pakkudes mitmekesisemaid elupaiku kaladele ja veesalgrootutele, mistõttu sarnanevad sealsed kalakooslused looduslike ojade kooslustele (DeZiel jt 2019, Västilä jt 2021).

Puudused

Kahetasandilised kraavid vajavad rohkem ruumi (nii kraavi kui ka väljavõetava pinnase jaoks) kui tavalised kuivenduskraavid, mis vähendab mõnevõrra haritava maa-alade suurust. Samas on lisaruumi vajadus võrreldav kaldaäärsete puhverribade rajamiseks vajaliku maa-alaga. Kahetasandilisi kraave ei ole otstarbekas rajada ka turvasmuldade alla, kus kraavi nõlvade ja lammiala taimekasv on aeglasem ning kus see võib kujuneda heljuni allikaks.

Soovitused rakendamiseks

Kraavid tuleb rajada stabiilse nõlvaga. Lammiala laius peab soovitatavalt olema kaks kuni neli korda põhikanali laiusest suurem (Bernard jt 2007), kuid tuleks dimensioneerida vastavalt maksimaalsetele vooluhulkadele. Astmelisi nõlvu võiks kujundada eelkõige drenivee kogujakraavidele, kuna tavalised kaldapuhvrid drenivett ei puhasta – see liigub puhvri alt läbi. Ka eesvoolude korrastamisel soovitatakse need kahetasandilisteks kujundada jättes olemasoleva särgi põhja puutumata, laiendades hoopis kraavi ülemist osa (Kasak ja Piirimäe 2019). Kirjanduse ülevaate põhjal prognoosivad Västilä jt (2021) kahetasandilistest kraavidest märgatavat kasu juhul, kui need katavad minimaalselt 10–20% kraavide kogupikkusest. Mõnel pool on kraavid nõlvaerosiooni ja setete kuhjumise tagajärjel iseeneslikult looklevaks ja kahetasandiliseks kujunenud. Enamasti toimivad sellised looklevad kraavid ka maaparanduslikul eesmärgil, lisaks aga veepuhastajate ja elupaikade pakkujana, mistõttu on mõistlik neid säilitada või vaid minimaalselt puhastada (Kasak ja Piirimäe 2019). Kuna lämmastiku eemaldamisel ei ole kahetasandilised kraavid väga tõhusad, tuleks neid puhastuslõudega kombineerida.

Seadedrenaaž ja adaptiivne kuivendus

Seadedrenaažisüsteemis reguleeritakse äravoolu spetsiaalsete seadmete või rajatistega. Seadedrenaaž võimaldab maa liigse kuivamise vältimisele lisaks ka eesvoolu reostumist vähendada ning seda peetakse Põhjamaades tõhusaks meetmeks. Veetaseme reguleerimist kraavivõrgus saab teha paisregulaatoriga (Paavonen 2022). Kui regulaator on suletud, hoitakse toitaineid koos veega põllul kauem kinni (Timmusk 2022). Eesti katsepõllul tehtud prognoosi järgi võiks see meede, olenevalt aastast, vähendada lämmastikukoormust umbes 15–50% ja fosfori koormust 8–40% (Kasak jt 2016). Regulaator tuleks kindlasti sulgeda enne väetamist, et väetis ei kanduks veega ära, vaid seotaks mullas ja omastataks taimede poolt (Kasak jt 2016). Ajavahemikul 2009–2018 on Eestis rajatud 43 seadedrenaaži 3600 ha-l, valdav osa neist ajavahemikus 2009–2011, kuid praeguseks ei ole need kõik enam töökorras (Riigikontroll 2020).

Seadedrenaaži puudusteks loetakse asjaolusid, et süsteemi saab kasutada ainult tasasel maal, et regulaatori lähiümbruses võib veetase kerkida liiga kõrgele ning et regulaatorite avamine ja sulgemine nõuab aega (Kasak jt 2016). Meede ei sobi savika ega turbase pinnase korral, kuna vee äravoolu vähenedes drenisüsteemi kaudu, võib suurendada pindmine ärakanne ja toitainete leostumine sügavamale põhjavette (Loigu jt 2011).

Metsamaastikes soovitatakse senisest enam kasutada **adaptiivset kuivendust**, seda eriti tõenäoliselt sagenevaid suviseid põudasid arvestades, mis takistavad puistu juurdekasvu ja muudavad puud kahjuritundlikuks (George jt 2020). Sellises süsteemis suletakse väljavool, kui muld muutub puude jaoks liiga kuivaks. Seadmedrenaaž ja adaptiivne kuivendus vähendavad potentsiaalselt ka kasvuhoonegaaside emissiooni turvasmulladest, kuna kõrgem pinnasevee tase pärsib orgaanilise aine lagunemist (Purola ja Lehtonen 2022).

Kraavide setetest puhastamise vähendamine

Erodeerunud setete ja heljumi kinnipüüdmisest tõhusamad on erosiooniriski vähendavad meetmed (Nieminen jt 2018b). **Kraavide setetest puhastamise ulatust ja sügavust kontrollides** on võimalik vähendada nii korrastustööde järgset setete transporti kui ka toitainete ja pestitsiidide väljakannet kuivendusosalalt. Haahti jt (2018) modelleerimisuuringu kohaselt ei kaasnenud nende meetmetega veetaseme tõusu (vähemalt kehva veejuhtivusega sügava turvasmullaga aladel), mistõttu ei mõjuta nad negatiivselt ka puistu kasvu. **Väga oluliseks sette allavoolu kandumist minimeerivaks võtteks on ka korrastustööde tegemine veevaesel ajal.**

Erosioonirisk oleneb pinnasest ja vee voolukiirusest. Erosiooniohtlikud on liivapinnased, mis on tuvastatavad Maaameti geoportaali mullakaartilt, aga täpsemalt omaaegselt mõõtkavas 1:2000 kuivendusprojekti joonistelt. Olemasoleva, taimestikuga kaetud ja stabiliseerunud nõlva pinna erosiooni vältimiseks tuleb vältida korrastamistööde ajal selle puutumist ning koondatud pinnavee sissevoolukohtadesse rajada sissevoolunõvad (vt [Taimestunud kraavinõlvade säilitamine](#)). Hüdrauliliselt mittearvutatud kraavidel saab voolusängi erosiooniohtu hinnata tema langu ja põhja pinnase alusel kasutades projekteerimisnormis toodud nomogrammi, suurema valgala korral maksimaalse vooluhulga alusel arvutatud voolukiiruse võrdlemisel antud pinnaseliigile lubatavaga.

Erosiooniriski vähendamiseks ja kraavielustiku säilitamiseks saab osa kraave või kraavilõike, mis asuvad erosiooniohtlikul mullal ja/või millel on nähtav vool ja väljakujunenud taimestik, puhastamata jätta. Puhastamata jätmiseks on sobivamad sellised kraavid, kus vesi voolab ka ilma hooldustöödeta hästi ning kus ei ole riski, et veetase tõuseks liiga kõrgele pärssimaks puistu kasvu. Võimalusel võib ka kogujakraavid osaliselt puhastamata jätta, kuna kvartalisiseste kuivenduskraavidega võrreldes on neis vooluhulk ja seega ka erosioonirisk enamasti suurem (Joensuu 2002). Ka vooluveekogudesse suubuvatel kraavidel tuleks kraavi suudmepoolne lõik puhastamata jätta. Soomes on katsetatud LIDAR põhist GIS analüüsi puhastamata kraavilõikude ja valgpuhastusaladele sobilike kohtade leidmiseks. Ligi pooled mudeli asukoha soovitused valgpuhastusaladele ning 77% puhastamata kraavilõikudele hinnati maaparandusspetsialistide poolt sobilikeks (Niemi jt 2023).

Kraavide osaline puhastamine on kõige lihtsamini rakendatav (ja odavam) meede ning toimib ka aladel, kus näiteks suurvee äravoolu kontrollsüsteemi kasutamine ei pruugi tõhus olla (nt suurema languga aladel; Haahti jt 2018). Selle meetme tõhusus sõltub nii kraavide seisundist ehk sügavusest ja taimestikust, kui ka sellest kui hästi ollakse erosiooniohtlikke kraave võimalised tuvastama. Samas ei tohi puhastamata kraavilõigud paisutust tekitada, st takistada reguleeriva võrgu toimimist. Pikiprofiili analüüsiga ja korrastamisele eelneva kraavi seisundi uuringuga saab määrata, arvestades suubuvate kuivendussüsteemi suudmete asukohti ja kõrgusi, puhastamata jäetavate lõikude asukohad (selle mõju ulatuse).

Kraavide osaline puhastamine pakub lisaväärtust ka elustikule, võimaldades säilida vee-selgrootute kooslustel, mis kraavide rekonstrueerimisel teisenevad või kaovad (Vaikre jt 2020). Eri suktessiooniliste koosluste esinemine maastikul suurendab ka kuivendusala kogumitmekesisust. Näiteks kiilide puhul on näidatud, et kraavide osaline puhastamata jätmine toetab samaaegselt nii täiskasvanud kiile (peavad avatud kraavide kohal jahti) kui ka vastseid, kelle arvukus oli suurem just puhastamata kraavide taimestikurohketes lõikudes (Painter 1999). Säiliv taimestik, eriti turbasamblad, vähendavad kraavide metaaniheidet (Rissanen jt 2023).

Kraavide sügavuse reguleerimine ja vagukraavitus

Piisavalt sügava turbakihi aladel oleks üheks erosiooni ja setete transpordi vähendamise võimalikuks lahenduseks kraavide puhastamine ilma mineraalmuldi avamata. Samuti võib lausalise kraavide puhastamise asemel keskenduda vaid raiesmike uuenemistingimuste parandamisele vagukraavituse abil. Mineraalmullad (eriti peenfraktsioonilised aleuriit- ja liivmullad, osakeste suurusega $\varnothing < 0,6$ mm) on turvasmuldadega võrreldes erosioonitundlikumad, ning seetõttu on mineraalmullani kaevatavates kraavides heljumi transport suurem (Joensuu jt 1999, Holden jt 2007, Tuukkanen jt 2016). Kuna heljumi sisalduse varieeruvus väljavoolus sõltub suuresti mineraalmullani ulatuvate kraavide pikkusest, saab heljumi vähendamiseks kraavide korrastamise asemel kasutada raiesmikel vagukraavitust (*remedial ditching*) (Nieminen jt. 2018b). Mineraalmuldadel ei pruugi sellisest võttest aga abi olla. Vagukraavitus saab olla metsakuivenduse keskkonnamõju leevendav meede vaid siis, **kui see asendab kraavide puhastamist ning kui vesivagusid ei ühendata kraaviga** ning neid kasutatakse vaid noortele puudele sobiva juurdumiskoha loomiseks, mitte ülepinnaliseks lauskuivenduseks. Vagukraavitus võib tõenäoliselt suurendada metaani heidet, kuid vastavad mõõtmised seni puuduvad (Rissanen jt 2023).

Taimestunud kraavinõlvade säilitamine

Üks võimalus erosiooni vähendamiseks on jätta taimestunud kraavinõlvad puutumata, puhastades setetest vaid kraavipõhjad olemasoleva kraavi laiuselt ja üksnes setteid eemaldades ning samal ajal kraavi mitte süvendades (joonis 18). Rootsis on see meetod tähelepanu pälvinud, kuid täpsemad uuringud selle tõhususest puuduvad (Nieminen jt 2018a). Erosiooniriski saab vähendada ka setteid vaid ühelt kraavikaldalt eemaldades, samas vastaskaldal, -nõlval ja -nõlvajalamil taimestikku säilitades. Samas võib erosioon toimuda ka kraavi põhjast või puhastatud nõlvalt, kuid ilmselt on selle mõju siiski väiksem kui kraavi täielikul puhastamisel.



Joonis 18. Kraavipõhja puhastamine spetsiaalse kopaga (Finér jt 2018).

Taimestunud kraavid põllumajandusmaastikus

Põllukraavid on (võrreldes drenaažkuivendusega) abiks põllumajandusest pärineva sette- ja toitainekoormuse ning hajureostuse kinnipüüdmisel enne selle eesvoolu jõudmist. Taimestunud kraavide funktsioneerimisest reostuskoormuse vähendajatena on koostatud teaduskirjanduse ülevaade (Dollinger jt 2015), milles näidatakse, et taimestikurikkad ja aeglase vooluga kraavid toimivad tõhusalt setete, toitainete ja pestitsiidide kinnipüüdmisel. Kraavide toitainete kinnipüüdmis- ja talletusvõime sõltub mitmest protsessist: neeldumisest, keemilisest teisenemisest, taimede poolt omastamisest ning toitainetega seostunud osakeste settimisest. Kraavides mis pakuvad elupaika taimedele ja mikroobidele, on toitainete akumulereimisvõime suurem, kuna need organismid kasutavad toitaineid oma kasvuks ja arenguks. Seega vähendavad taimestikurikkad kraavid tõhusalt toitainekoormust, mis muidu allavoolu kanduks. Taimestik püüab kinni ka lahustunud pestitsiide. Aeglase vooluga (alla 0,3 m/s) tiheda taimestikuga kraavis võib mitme pestitsiidi kontsentratsioon väheneda isegi 90% (Dabrowski jt 2005, Dollinger jt 2015). Pestitsiidide optimaalne kinnipüüdmine sõltub, lisaks taimestiku rohkusele, ka setete tekstuurist ja varise omadustest. Nii vähendavad allavoolu kanduvate pestitsiidide hulka enim tüsedad varisekihi ja peentekstuuriliste setetega taimestikurikkad kraavid. Orgaaniline materjal (taimestik, varis), eriti humifitseerunud orgaaniline materjal, on

pestitsiididele heaks sorbendiks. Mis toimub kinnipüütud pestitsiididega edasi, sõltub pestitsiidi omadustest, mõned adsorbeeritakse savi- ja orgaanika külge elektrostaatiliselt, mõned lagundatakse aegamisi bioloogiliselt (Gregoire et al. 2009). Ülalkirjeldatust lähtuvalt vähendab kraavide setetest ja taimestikust puhastamine nende veepuhastusvõimet. Kui taimestik hakkab reguleeriva võrgu tööd takistama, võiks kraavi korrastamist teha lõikude kaupa (vt [Kraavide setetest puhastamise vähendamine](#)).

Settepüüdurid

Kraavivõrgu korrastustööde ajal on settekoormuse vähendamiseks kasutatud **heina- ja põhupakke/palle**, kuid nagu ebapärlikarbi elupaikade taastamise projekti kogemused Eestis näitavad, teeb põhupallide suurus (raske õigesse kohta transportida ja paigaldada) ja sage vahetamisvajadus nende kasutamise keeruliseks, et tõhus toimimine tagada. Sette edasikandumise vältimiseks soovitatakse kasutada ka **setteekraani** (filterkangast), mis takistab suuremate osakeste ja hõljumi liikumist allavoolu ([Kuivendussüsteemide eesvoolude veekeskonda säästva hoiu põhimõtted](#)). Paraku setteekraanide kasutamise tõhususe kohta uuringud puuduvad.

Nii **setete kui toitainete püüdjana toimivad settebasseinidesse lisatud puittõkestid** (joonis 19). Sellist meetodit on katsetatud Soomes (Vuori jt 2021). Projekt hõlmas katsealasid viiel erineval valgalal: neist kolm Kesk-Soomes, üks Põhja-Pohjanmaal ja üks Lõuna-Karjalas. Leiti, et puidutõkestid vähendasid toitainete, orgaanilise süsiniku ja raua kontsentratsioone väljavoolus, samas kui hapnikusisaldus ei vähenenud. Puittõkestitega settebasseinid olid ka tõhusamad setete kinnipidamisel, kuna suurendasid vee viibeaega basseinis. Lisaks oli puidu lisamisel positiivne mõju veega seotud elustikule. Näiteks kahepaiksete kulleseid täheldati puittõketega settebasseinides massiliselt, mistõttu võib kulleste poolt omastatud toitainete veekogust väljaviimine olla märkimisväärne.



Joonis 19. Näiteid puittõkestitest settebasseinides (Vuori jt 2021).

Puittõkestite paigutamisel lähtuti põhimõttest, et nende kogupindala oleks ligikaudu 1 m² ühe kuupmeetri vee kohta. Puidu paigaldamiseks kaevati basseinidesse külgtaskud. Puitmaterjalina kasutati kraavide korrastustööde käigus kraavitrasside avamisel või muude raietööde käigus

tekinud peenemat puitu (nii mäнди, kuuske kui kaske). Selle meetodi kasutusvõimalusi nähti metsanduse kõrval ka põllumajandusmaastikes.

Lubjafiltrid drenaažisüsteemis

Lubjarikka materjali lisamine drenaažitorude tagasitäite sisse ja drenaažikaevude ümber vähendab fosfori kandumist allavoolu. Need vähendavad vee happesust ja selle kaudu sadestavad fosforit veest välja. Toimeaineks saab kasutada lupja või põlevkivituhka. Tänu drenaažikaevu tagasitäitesse lisatud lubjale vähenes Leedu katses üldfosfori aastane koormus väljavoolus kaks korda ja fosfaatfosfori koormus kolm korda (Šaulys ja Bastienė 2008). Lämmastikku lubjafilter ei püüa.

5.2.2. Leevendusmeetmed vee-elupaikade tagamiseks ja vee-elustiku toetamiseks

Kraavide korrastamisega kaasnevaid kuivendussüsteemide siseseid mõjusid leevendavate meetmete eesmärgiks on bioloogilise mitmekesisuse toetamine ning veekogude ja märgalade hüdro-morfoloogiliste tingimuste säilimine või jälgendamine. Leevendusmeetmete abil on võimalik taastada ja säilitada kuivendusaladel ja eesvooludes elupaikade ja populatsioonide vahelist sidusust. Leevendusmeetmed peaksid tagama kaldaäärsete ja vee-elupaikade kvaliteedi paranemise, kalade, vee-selgrootute ja kahepaiksete populatsioonide ja elupaikade säilimise ning üldise bioloogilise mitmekesisuse toetamise veekogude morfoloogiliste tingimuste mitmekesistamise kaudu (Vartia jt 2018).

Hoiutööde vähendamine eesvooludel

Eesvoolude setetest ja taimestikust puhastamisel võib olla oluline keskkonnamõju, seda nii veekogu hüdro-morfoloogiale kui ka elustikule. Näiteks parandab setete eemaldamine küll hapnikutingimusi, kuid suurendab NH_4 (ammooniumi) kontsentratsioone veesambas, veekogu sügavust ja voolukiirust (Brysiewicz jt 2022) ning seega ka erosioonipotentsiaali. Mõju elustikule ilmneb otseselt selle hävimises (elustik tõstetakse välja) kui ka elupaikade teisenemises. Seetõttu tuleks korrastamise käigus võimalikult vähe väljakujunenud elupaiku lõhkuda ja elustikku häirida, eemaldades setteid ja voolutakistusi (kivid ja puud) vaid niivõrd, kui see on vajalik maaparanduse toimimiseks. Näiteks jõekarplaste populatsioonide säilitamiseks suuremates vooluveekogudes on soovitatav setteid eemaldada vaid sängi keskelt (Aldridge 2000). Truupide ja drenaažisuudmete seiramine ning regulaarne puhastamine võib aidata ära hoida suuremahuliste hoiutööde vajadust. Üks võimalus keskkonnamõjude vähendamiseks oleks ka eesvoolude puhastamine lühikeste lõikude kaupa. See võimaldaks põhjaelustikul ja taimestikul kiiremini taastuda. Ka kaldapuistut tuleks võimalusel säilitada, kuna see reguleerib veekogu temperatuurirežiimi, mis on eriti oluline lõhejõgede puhul. Veesisest taimestikku niites võiks seda teha vähemalt 5 cm ülalpool põhjapinda või vaid ühelt kaldalt, et säiliks varjevõimalused vee-selgrootutele ja väikestele kaladele (Aldridge 2000). Hoiutööde kulude ja elustikumõju vähendamiseks oleks vaja setteid ja toitained kinni püüda enne, kui need eesvoolu jõuavad, kas setete ja toitainete kadu maastikus minimeerides või erinevate veekaitserajatistega nende veekogusse jõudmist tõkestades.

Kraavide ja eesvoolude mitmekesistamine

Elurikkuse osaliseks säilitamiseks ning elupaikade mitmekesistamiseks tuleks kuivendatud aladel rajatavad ja korrastatavad kraavid erilistel kujundada, seejuures kraavi morfoloogiat ja ümbritseva maastiku reljeefi jälgides. Näiteks tuleks säilitada olemasolevaid või tekkinud lookeid, kallaste nõlvust varieerida (madalamatesse kohtadesse laugenõlvalisi kraaviosi rajades) või kraavid kas osaliselt või täielikult kahetasandilistena planeerida (vt ka heapold.ee).

Kuivenduskraave, õgvendatud ojasid ja eesvoole on võimalik muuta elustikurikkamaks, rajades sinna looduslike vooluveekogude elemente (pais- ja puistangkärestikud, kudepadjandid kaladele ning varjed jõevähile) ja laiemaid süvikuid, kus vesi püsiks läbi suve (Rosenthal jt 2011). Ka [Maaparandussüsteemi projekteerimismäärused](#) soovitatakse kraavide isepuhastusvõime suurendamiseks ning ökoloogilise seisundi parandamiseks rajada eesvooludele **põhjapaise** (voolusängis süvikute ja koolmekohtade tekitamiseks või eesvoolu käänakul pörkenõlva uhtumisohu vähendamiseks), **kivipuisteid** (kõveruste tekitamiseks voolusängis või põhivoolu suunamiseks haruveekogusse või basseini), **soodi avamiskraave** (tagamaks veevahetust ning kalade pääsu eesvoolust sooti ja soodist eesvoolu ka miinimumveetaseme korral), **koelmupadjandeid kaladele ning tehiselupaiku vähkidele**.

Lisaks eesvooludele tuleks ülaltoodud võtteid rakendada ka suuremates kraavides ning õgvendatud ojaes ja jõgedes. Kruusapuistangud suurendavad suurselgrootute liigirikkust ja arvukust ning perifüütoni arvukust (Mueller jt 2014). Kalade puhul on aga näidatud, et õgvendatud ojaes voolusängi ja põhja mitmekesistamine suurte kivirahnude, kruusapuistangute, süvendite rajamise ning sootide taasavamisega, soodustas nendes veekogudes meriforelli kudumist, kuigi koorunud maimude tihedus jäi taastatud ojaes siiski looduslike ojaesga võrreldes tunduvalt madalamaks (Luhta jt 2012). Saksamaal läbiviidud uuringus leiti, et kruusapuistangute ja kivirahnude mõju kalade sigimisedukusele oli üpris lühiajaline (Mueller jt 2014). Lisaks oleneb taastamisedukus konkreetse veekogu omadustest, mh taastamiseelsest seisundist ning valgala maakasutusest ning võib seetõttu olla veekogu ti väga varieeruv. Näiteks leiti metaanalüüsis vooluveekogude taastamisest lõhilastele (Stewart jt 2009), et suuremates ojaes oli taastamisedukus madalam. Kuigi sängisisesed lokaalsed taastamisvõtted on vajalikud elupaikade mitmekesisuse taastamiseks vaesunud ojaes, ei ole neist eraldiseisvana tihtipeale abi, eriti kui maakasutus ja reostuskoormused jäävad samaks (Brettschneider jt 2023). Nii on näiteks Ahtama jõe ökoloogilist taastamisepotentsiaali jätkuva maaparanduse ja korrastamise tingimustes hinnatud ebarealistlikuks (Mehine jt 2021). **Pikaajaliste tulemuste saavutamiseks tuleks tähelepanu pöörata kogu valgala maakasutusele ja veekvaliteedi parandamisele.**

Voolu- aga ka teistes veekogudes on nii veekogu hüdro-morfoloogiliste protsesside kui elustiku seisukohast oluliseks elemendiks sinna juhuslikult, üleujutuste või tormide järgselt langenud puit (Montgomery jt 2003, Wondzelle ja Bisson 2003). Puutüved või suuremad oksad aeglustavad vee voolu ning mitmekesistavad voolusängi, tekitades võrendikke ning takistades setete transporti allavoolu (Montgomery jt 2003). Lisaks loob ja mitmekesistab (veesisene) jame puit elupaiku vee-selgrootutele, kahepaiksetele ja kaladele, näiteks toitumis-, kasvupinna-, varje- või varitsuspaigana (Wondzelle ja Bisson 2003). Siinjuures on oluline ka puidu kõvadus

ja ajaline stabiilsus pehme pinnase ja setetega võrreldes. Kraavide korrastamisel ja puidu eemaldamisel vee voolukiirus suureneb, mille tulemusel hakkavad voolusängis ladestunud setted liikuma ning settekoormus suureneb, samuti võib suureneda kallaste erosioon (Langford 1996). Seega tuleb eesvooludesse langenud puit võimalusel säilitada.

Kraavilaiendid

Kraavide elustikuväärtust on võimalik tõsta ka **kraavilaiendeid** (joonis 20) rajades. Kraavilaiendid on eelkõige metsakuivenduse mõjude leevendamiseks rajatud laiendid ja süvendid, mis mitmekesistavad kraave, pakkudes heterogeensemaid ja stabiilsemaid elupaiku ning suurendades seeläbi elustiku liigirikkust. Eestis läbiviidud eksperimentaalne uuring (Vaikre jt 2020), mille käigus rajati metsaaladele rekonstrueerimistööde käigus erinevaid leevendusveekogusid ja kraavilaiendeid, näitas et kraavilaiendite rajamine võib muidu ökolõksudena toimivad kraavid arvestatavateks toitumis- ja sigimispäikadeks muuta. Nii pakuvad kraavilaiendid, kuivemal suveperioodil ja kraavide kuivamisel, sobivat elupaika moonde mitteläbinud pruunide konnade kullestele, kui vesi püsib neis vähemalt juuli lõpuni. Suurema sügavuse tõttu säilib rajatud laiendites vesi ka siis, kui kraavid muus osas kuivavad, mis võimaldab kullestel ellujäämiseks ja moonde läbimiseks laienditesse liikuda (Remm jt 2018, Vaikre jt 2019). Samuti on kraavilaienditest leitud kaitsealuseid vee-selgrootuid, nagu lai-tõmmuujurit. Tõenäoliselt parandavad kraavilaiendid ka teatud kalade sigimis- ja elupaiku kraavides, kuid selle kohta eriuuringud praegu puuduvad.



Joonis 20. Kraavide rekonstrueerimise käigus rajatud kraavilaiendid. Fotod M. Vaikre.

Rajamissoovitused

Kraavilaiendid tuleb rajada kraavide korrastustööde käigus 20–30 cm kraavi põhjast sügavamale, et seal säiliks vesi ka siis, kui ülejäänud kraav ära kuivab. Kraavilaiendite puhul on oluline ka lauge kaldaala, mistõttu peab nõlvus olema vähemalt 1:2,5. Kraavilaiendi suurus tuleb valida nii, et vastavat nõlvust oleks võimalik saavutada, kuid laiend ei tohi olla kitsam kui kahekordne kraavi laius ja lühem kui 2 m. Kraavilaiendid tuleb rajada päikesele avatud madalamatele kraavilõikudele, seejuures võiks metsamaal eelistada ida-lääne suunalisi kraave

(pikemalt päikesele avatud). Kraavilaiendeid tuleb rajada selleks sobivatesse kohtadesse (st mitte igale kraavile) ning võimalusel üks 100 m kohta, et kahepaiksete kullased jõuaksid laienditesse enne kraavi kuivamist. Kraavide ristumiskohtadesse võib rajada suuremaid nurgalaiendeid. Kraavilaiendite rajamist tuleb vältida erosiooniohtlikel sügavatel hästilagunenud turvasmuldadel (joonis 21) või reguleerida laiendite nõlvust vastavalt mullatüübile. Kraavilaiendi rajamisel eemaldatav pinnas tuleb tõsta kraavisihile, mitte jätta vallina laiendi kaldaalale, et vältida toitainete leostumist vette ([vt ka lisa 3](#)). Kuivendus-süsteemide korrastustööde käigus rajatud tehnoloogilised settebasseinid, kui neid edaspidi ei puhastata, täidavad kraavilaienditega tõenäoliselt sama funktsiooni. Pruunidele konnadele kudemiseks sobivad need siiski vaid juhul, kui nõlvad on piisavalt lauged.



Joonis 21. Ebaõnnestunud kraavilaiend sügaval turbamullal. Foto M. Vaikre.

Leevendustiigid

Leevendustiigid rajatakse väikeveekogudest sõltuva elustiku toetamiseks kuivendusaladele. Ka settekoormuse ja toitainete vähendamiseks ettenähtud keskkonnarajatised (puhastuslodud /avaveelised tehismärgalad) võivad liikidele elupaiku pakkuda, eriti juhul kui nad oma omadustelt jälgendavad looduslike märgalasid (Girardin jt 2018, Kalnins ja Petaja 2018, Turunen jt 2019, Rannap jt 2020) või kui neid regulaarselt setetest puhastatakse (Le Viol jt 2009, Sun jt 2018). Enamasti settetiike ja puhastuslodusid siiski liikide elupaiganõudlusest lähtuvalt ei rajata ning neid pole ka maastikus piisavalt, et looduslike märgalade ja väikeveekogude kadu kompenseerida. Seetõttu on kuivendusest mõjutatud aladele vajalik rajada ka spetsiaalseid elustikku toetavaid väikeveekogusid.

Eestis on väikeveekogusid seni edukalt taastatud peamiselt ohustatud kahepaiksetele, nende sigimistingimuste parandamiseks avamaastikes (sh ka intensiivse põllumajandusega maastikes), kus looduslikud märgalad on hävinud või nende kvaliteet oluliselt langenud (Rannap jt 2009, Magnus ja Rannap 2019, LIFE-IP projekt). Seejuures on oluline nii väikeveekogude hulk kui ka paiknemine maastikul – edukaks on osutunud väikeveekogude klastritena rajamine (vähemalt 3 väikeveekogu klastris; Rannap jt 2009). Ka Šveitsis läbiviidud

uuring näitas, et väikeveekogude rajamine aitab kahepaiksete (sh kaitsealuste liikide) populatsioonide langustrende pidurdada, kui seda tehakse laialdaselt, maastiku mastaabis (Moor jt 2022). Lisaks pakuvad ohustatud kahepaiksetele rajatud sigimisveekogud sobivat elupaika ka teistele liikidele (Remm jt 2015b, Soomets jt 2016, Magnus ja Rannap 2019). Põllumajandusmaastikul spetsiaalselt bioloogilisele mitmekesisusele suunatud (vooluveekogudega ühendamata puhtaveeliste) tiikide rajamisel on elustikule samuti oluline positiivne mõju, võimaldades mageveetaimede mitmekesisuse vähenemist peatada ja seda isegi tagasi pöörata (Williams jt 2020). Vee-elupaikade loomine toetab ka maismaaelustikku, näiteks märgalade linde ning suurendab tolmeldajate ning röövputukate rohkest, millel on omakorda positiivne mõju kahjurikontrollile ning tolmeldamisele (Hill jt. 2021).

Eestis läbiviidud eksperimentaalne uuring, kus rekonstrueerimistööde käigus rajati metsaaladele erinevaid leevendusveekogusid, näitas, et see tegevus võib osutada tõhusaks meetmeks teatud vee-elustiku säilitamisele kuivendusaladel (Vaikre jt 2020). Leevendustiigid (joonis 22) suurendavad kahepaiksete arvukust ja mitmekesisust ning pakuvad elupaika ka ohustatud liikidele, kui nad on rajatud lähtuvalt liikide elupaiganõudlusest (Remm jt 2018, Vaikre jt 2019). Näiteks on kahepaiksete (sh rabakonna) sigimine arvukam sellistes veekogudes, kuhu tekib kevadeti üleujutatav kaldaala (joonis 22). Lisaks aitavad leevendustiigid säilitada vee-selgrootute mitmekesisust, kuna kraavide puhastamine põhjustab nii kraavides kui ka kraavitisest mõjutatud lompides vee-suurselgrootute mitmekesisuse vähenemist (Remm jt 2015, Soomets jt 2016, Vaikre jt 2019). Leevendustiigid pakuvad elupaika ka kuivendatud metsamaastikul muidu haruldastele avatud märgalasid asustavatele kiilidele (Vaikre jt 2019). Kuna eksperimentaalselt rajatud leevendusveekogud olid looduslike metsalompidega võrreldes suuremad ja sügavamad (ja sageli ka päikesele avatumad), ei kompenseerinud nad täielikult metsakuivendusega kaasnevat looduslike veekogude elustiku kadu ehk ei pakkunud elupaika ajutiste veekogude spetsialistidele (Vaikre jt 2020). Selle vältimiseks tuleb olemasolevaid looduslikke veekogusid säilitada. Erinevat tüüpi veekogude olemasolul korral maastikus on positiivne mõju vee-elustikule suurem (Hill jt 2021).

Leevendustiikide väärtus elustikule sõltub ka nende paigutusest maastikul ja hooldamisest (Girardin 2018). Lähestikku klastritena rajatud mitmed eriilmelised leevendusveekogud soodustavad nii selgrootute kui ka kahepaiksete liikumist veekogude vahel, populatsioonide säilimist ning isegi nende taastumist (Rannap jt 2009, Sun jt 2018).



Joonis 22. Kraavide rekonstrueerimise käigus rajatud leevendustiigid Tartumaal. Vasakul õnnestunud tiik, kus kahepaiksetest esinesid tähnikvesilik, rohu- ja rabakonn. Paremalt ebaõnnestunud tiik (liiga väike, järsud kaldad). Fotod M. Vaikre.

Rajamissoovitused

Leevendustiigid tuleb rajada kraavidest eraldiasetsevatena, et vältida nende asustamist kaladega. Eelistatud on niiskema kasvukohatüübi metsad (nt laane, salu, sooviku, rabastuv, soo ja kõdusoo mets ning palumetsades jänesekapsa või jänesekapsa-mustika kasvukohatüüp). Leevendustiike võib rajada ka põllumaale, näiteks püsirohumaadele. Leevendustiike ei tohi rajada looduskaitsealsetel väärtuslikes soolaikudes, allikate asemele, kaitsealuste liikide kasvukohta ega vääris-elupaikadesse.

Leevendustiigid tuleb rajada päikesele avatud madalamatesse kohtadesse (nt teede ja sihtide äärde) kuhu ka looduslikult vesi koguneb või kus on kõrge põhjaveetase. Tiigi kaldad peavad olema võimalikult lauged (nõlvus 1:6), et tekiks madalaveeline kiirelt soojeneva veega ala, mis on oluliseks sigimispaiaks kahepaiksetele (eriti raba- ja rohukonnale). Leevendustiigid peaksid pindalalt olema suuremad kui 100 m², vastasel juhul pole võimalik lauged kaldanõlvust saavutada. Väljakaevatud pinnast ei tohi tiigi kaldanõlvale ladestada, vaid see tuleb paigutada kaldaservast pisut kaugemale tasasele alale, et vältida pinnase tagasivalgumist ja toitainete leostumist vette. Pinnas tuleb laiali laotada ja tasandada. Tiigid peavad paiknema kogumikena, igas kogumikus 3–5 tiiki, kusjuures kogumi siseselt ei tohiks veekogude vaheline kaugus ületada 200 m ([vt ka lisa 3](#)). Vajadusel tuleb tiike ka hooldada, eemaldades nende kallastelt veepeeglit varjutavat võsa, puhastades tiike tihedast taimestikust (nt laialehine hundinui) ja akumuliseerunud setetest. Metsamaal võib tiike puhastada samaaegselt kraavide hooldusega. Põllumaal, kus toitainete sissekann on suurem, võib tiikide puhastamine vajalikuks osutuda iga 5–10 aasta tagant.

Eriotstarbeliste veekogude ümberkujundamine

Metsamaastikusse rajatud tuletõrjетиigid võivad samuti vee-elustikule (nt kahepaiksed, vee-suurselgrootud) elu- ja sigimispaiaks pakkuda, kuid sageli on nad varjulised, järsukaldalised ning tihti ka kaladega asustatud, mistõttu nad kahepaiksetele (va harilik kärnkonn) ja selgrootutele kvaliteetseid elu- ja sigimispaiaku ei paku. Kui **tuletõrjетиikide**, aga ka kuivendus-

vee **korduvkasutusega tiikide** rajamisel või maaparandussüsteemide korrastamise käigus, nende kaldad võimalikult laugeteks kujundada (nõlvus võimalusel 1:6), loob see tingimused madalaveelise kiiresti soojeneva veega kaldaala tekkeks, mis suurendab mikroelupaikade hulka veekogus ja loob elu- ja sigimispaidu veelistele ja pool-veelistele liikidele (joonis 23). Juhul kui tiigi kõiki kaldaid pole võimalik laugetena rajada (nt tuletõrjetiigi teepoolne kallas), on siiski oluline, et võimalikult suur osa kallastest oleksid lauged, eriti aga päikesele avatud põhjakallas. Kalade (enamasti hõbekogred) olemasolul tuleb tiik puhastustööde käigus veest tühjaks pumbata ja orgaanilisest settest ning taimestikust täielikult puhastada – sel viisil on võimalik ka kaladest vabaneda. Kaladest puhastamine on oluline, kuna kuivendamise tõttu on väikeste kaladeta veekogude (lompide, lonsikute) hulk maastikus kahanenud, mistõttu napib ka neile spetsialiseerunud liikidel elupaiku. Tiigi kaldaala, kindlasti aga selle lõunapoolne külg, tuleb päikesele avatuna hoida, et tagada vee soojenemine.



Joonis 23. Elustiku mitmekesisust hästi toetav tuletõrjetiik: üleujutatud madalaveelise kaldaalaga ja tänu külgnevale teele alaliselt päikesele avatud. Tartumaa Selgise. Foto M. Vaikre.

Kopra üleujutusala säilitamine

Koprad, ökosüsteemide ümberkujundajatena (*ecosystem engineers*), loovad oma ehitustegevusega, eriti just paisude ning kanalite rajamisega, kuivendatud aladele märgala ökosüsteeme, leevendades sel moel kuivenduse negatiivseid mõjusid (Vehkaoja 2016). Kopra loodud paisud ning sellega kaasnev üleujutusala ja tiikide moodustumine suurendab ja stabiliseerib veevarusid, aeglustab setete transporti, vähendab allavoolu kanduvat reostust talletades setteid ja toitaineid (Lamsodis jt 2006, Robinson jt 2020, Larsen jt 2021), alandab paisust allavoolu asuvate veekogude veetemperatuure ning tõstab veekogude kaldaala ökosüsteemide vastupidavust, mistõttu on kobra tegevust pakutud välja potentsiaalse meetmena kliimamuutustega kohanemiseks (Dittbrenner jt 2022). Koprapaisude tagajärjel tõusnud veetase, suurenenud avaveekogude ja märgalade hulk ning hea ühenduvus lammialadega, suurendab elupaikade mitmekesisust ning vee ökosüsteemide vastupanuvõimet nii looduslikele kui inimeste poolt tekitatud häiringutele (Hood ja Bayley, 2008, Larsen jt 2021). Nii pakuvad koprapaisutusega alad metsatulekahjude korral pelgupaika mitmetele liikidele (Fairfax ja Whittle 2020).

Heterogeenset maastikku luues aitavad koprad oluliselt kaasa bioloogilise mitmekesisuse suurenemisele (Thompson jt 2021). Kopra üleujutusala pakuvad elu- ja sigimispaid ning toitumisaalad nahkhiirtele, lindudele, kahepaiksetele, vee-selgrootutele, aga ka ohustatud kalaliikidele, nt vingerjale (Vehkaoja ja Nummi 2015, Remm jt 2018, Robinson jt 2020, Thompson jt 2021). Kobraste poolt paisutatud jõelõikudel ning rajatud kanalites võib veetase kõrge püsida ka suvisel madalvee perioodil, leevendades nii põuaga kaasnevaid mõjusid (Gurnell 1998, Westbrook jt 2006, Hood ja Larson 2015). Kopra üleujutustega võivad kaldataimestikus taas levima hakata märgaladele omased liigid (Nummi 1989). Lisaks tekib kopraste tegevuse tulemusena väga mitmekesisest ja eritüübilist surnud puitu (Thompson jt 2016), mis on oluliseks kasvusubstraadiks samblikele ja teistele seentele (sh saprootroofsetele kottseentele, Vehkaoja jt 2017) ning saproksüülsetele mardikatele (Lassauce jt 2011).

Kopraid on edukalt kasutatud degradeerunud vooluveekogudel nende loodusliku sängi ning lammiprotsesside taastamisel (Pollock jt 2014, 2015, Nummi ja Holopainen 2020). Koprad muudavad ka varjulised metsakuivenduskraavid kahepaiksetele sobivaks sigimispaidaks (Remm jt 2018). Seetõttu tuleb kobraste tegevust **kaitsealadel asuvatel kraavidel** ja kraavitusest mõjutatud aladel soosida, juhul kui koprapaisud ei ohusta vooluveekogudega seotud liikide (nt lõhilaste või ebapärlikarbi) elupaiku, ei põhjusta ulatuslikku majandusmetsade ja/või kaitsealuste taimeliikide kasvukohtade või teede üleujutamist.

Viimasel kümnendil on Eesti kaitsealadel hävitatud hulgaliselt kopramärgalasid (nt Karula RP 10-st inventeeritud kopramärgalast oli 2020. aasta suveks kuivendatud 8), mis on olnud kaitsealuste liikide (sh mudakonn, harivesilik, rabakonn, rohukonn, tiigikonn, suur-rabakiil, suur-tõmmuujur, vingerjas jt) elu- ja sigimispaidadeks või toitumisaaladeks (sh must-toonekurg). Eesti kaitsealadest on kobras kaitse-eesmärgiks seatud vaid Peipsiveere looduskaitsealal (Tannik 2021). Arvestades kopra olulisust märgaladest sõltuvate liikide elupaikade taastamisel, peab kaitsealade piiranguvööndites kopramärgalade likvideerimine toimuma vaid kaitseala valitseja nõusolekul ning keskkonnamõjude hindamise alusel.

5.2.3. Leevendusmeetmed maismaaelustiku toetamiseks

Puistu struktuuri kujundamine

Eesti lodumetsi ja jänesekapsa-kõdusoometsi võrrelnud uuring näitas, et kuivenduse negatiivset mõju looduskaitsealalt tähelepanuväärsetele sammaldele ja samblikele on võimalik leevendada mitmekesisest (laialehiste puude ja sanglepaga) puistut ja lamapuude rohkust soosides (Remm jt 2013). See võimaldaks hoida ja luua rikkalikumalt mikroelupaiku ja kasvusubstraate nii maapinnal kui puudel. Oluliseks elupaigaks sammaldele ja samblikele on näiteks hästilagunenud lamatüved. Ühtlasi leevendatakse nii ka teistele liigirühmadele avalduvaid kuivendusmõjusid. Näiteks avaldub kuivendusmõju tigudele lehtpuuvarise asendumises okkavarisega (Remm jt 2013, Remm ja Lõhmus 2016). Viljakamates kuivendatud majandusmetsades oleks seega kuivendusmõju leevendavaks meetmeks saarte, pärnade, vahtrate, tammede, jalakate, künnapuude ja sangleppade soosimine puistus ning surnud ja elus säilikpuude rohusus. Säilikpuid ei eemaldata metsast kunagi, nii et aja jooksul saavad neist lamapuud.

Puhvrid külgnevatele märgalalistele loodusväärtustele

Kuidas mõjutab kuivendussüsteemide korrastamine nendega külgnevaid maismaa (sh märgalade) kooslusi ja looduskaitseväärtusi, on suuresti uurimata küsimus. Ida-Eesti õhukestel turvasmuldadel ja soostunud metsades tehtud uuringust teame, et rekonstrueerimise järel võivad kraavivõrgust kuni 125 m kaugusel asuvad väikeveekogud kuivaks jääda (Vaikre jt 2020). Siirdesoodes võib kuivenduskraavide mõju ulatuda aga enam kui 250 meetrini (Paal jt 2016). Puistu liituvus vähenes kiiresti kuni 260–270 m kaugusele kraavist, sealt edasi aeglasemalt kuni 400 m kaugusele. Seega tuleb kraavivõrguga külgnevate ja märgaladest sõltuvate kaitseväärtuste hoidmiseks jätta külgneva märgala ümber puhverala, kus kraave ei korrastata. Sellise puhverala laius tuleb alapõhiselt täpsustada, sest kraavi mõju ulatus varieerub tugevalt reljeefi- ja mullaomadustest sõltuvalt. Kraavide puhastamise mõjuulatuse täpsemaid arvutusi on võimalik teha maapinna kõrgusmudeli ja aeratsioonivööndi hüdroloogiliste mudelite abil (Jarvis jt 2016), kuid Eestis selliseid mudeleid kahjuks koostatud pole, mistõttu on vastavad rakendusuuringud väga vajalikud.

Pinnavee äravoolu looduslikelt aladelt või piirdekraavidega ümbritsetud soost saab mõneti takistada ning servamäresid taastada, vee voolutee tõkestamisega, näiteks kogu piirdekraavi ulatuses vallide rajamisega. Hollandis on raba veerežiimi taastamiseks kasutatud 0,5–3 m kõrguseid kohalikku päritolu ja õhu käes kuivanud turbast rajatud valle (O’Kelly jt 2008). Tegemist on aga üsna kalli ja hooajalise lahendusega, kuna valli rajamine tõkestab vaid pinna-vee liikumist, samas kui kraavi kuivendav mõju säilib. Turbast tehtud vallid võivad ka aja jooksul kokku variseda ja/või hakata vett läbi laskma. Seetõttu on mõttekam kasutada puhveralasid, kus kraavid suletakse või jäetakse puhastamata.

5.3. Kompensatsioonimeetmed

Tasaarvestuseks (*offset*) nimetatakse meetmeid, mille puhul arendus- või majandustegevusest tulenev bioloogilise mitmekesisuse kadu mingis kohas kompenseeritakse mitmekesisuse samaväärse suurenemisega mingis teises kohas *No Net Loss* eesmärgiga. Tasaarvestust tehakse selliste tegevuste kahjulike mõjude hüvitamiseks, mida ei ole võimalik kohapeal vältida või minimeerida. See peaks toimuma peamiselt positiivsete majandamismeetmete kaudu (nagu degradeerunud elupaikade taastamine ja asenduselupaikade loomine) juhul kui bioloogilise mitmekesisuse vähenemine on prognoositav nii tegevuste läbiviimise ajal kui ka tulevikus (Tucker jt 2020). Seega võib näiteks märgala hävimisel mingi arendustegevuse raames nõuda arendajalt selle kompenseerimist märgala taastamise kaudu kusagil mujal.

Üldiselt järgib bioloogilise mitmekesisuse tasakaalustamise skeem kolmeastmelist leevendus-hierarhiat, mille järgimine võimaldab vastava arendusprojekti raames jõuda parima lahenduseni, leidmaks tasakaalu bioloogilise mitmekesisuse säilitamise ja eeldatava majandusliku kasu vahel (Tucker jt 2020):

- 1) võimaluse korral tuleks negatiivset mõju keskkonnale, sealhulgas bioloogilisele mitmekesisusele, **vältida** või ennetada;
- 2) kui vältimine pole võimalik, tuleks arendustegevuse kohapealset mõju **minimeerida** ja leevendada;
- 3) tasaarvestus- ja/või **kompensatsioonimeetmeid** tuleks rakendada viimase abinõuna.

USA teadlased (Ten Kate jt 2004) on märgalade mitmekesisuse kaitseks välja töötanud nn kompensatsioonimeetme panga (*mitigation bank*), mis tugineb varasematele kogemustele. See hõlmab erinevaid rakendatavaid meetmeid nagu:

- 1) degradeerunud elupaikade taastamine;
- 2) alade kaitse alla võtmine;
- 3) asenduselupaigad ja teised tegevused, mille eesmärgiks on vältimatute jääkkahjustuse korvamine.

Kompensatsioonimeetmete rakendamine ei pruugi alati soovitud lõppeesmärgini viia, kuid meetme rakendamisel bioloogilise mitmekesisuse degradeerumine siiski aeglustub (Burgin 2010). Näiteks tiigid, mis on rajatud kompensatsiooniks hävitatud märgalade asemele, võivad kahepaiksetele (eriti generalistliikidele), samaväärselt looduslike veekogudega, sigimispaijana toimida (Strain jt 2017). Samas võib näiteks allikasoode taasloomine olla üsna keerukas (Morris jt 2006). Kompensatsioonielupaikade rajamist ei saa pidada ainsaks järjepidevaks ning usaldusväärseks säästva majandamise mehhanismiks ning seda meetodit ei tohiks kindlasti rakendada kõrge kaitseväärtusega elupaiga kompenseerimiseks.

Et teha kindlaks, kas kompensatsiooniala vastab püstitatud eesmärgile, tuleb edukust hinnata kindlate bioloogiliste kriteeriumite alusel. Morris jt (2006) toovad taimekoosluste hindamisel välja liigirikkuse, -koosseisu ja haruldaste või kooslusele omaste liikide esinemise hindamise vajalikkuse. Ka Eesti soodes ja turvasmuldadel asuvates metsades kasvavatest taimeliikidest on selliseid nimestikke avaldatud (Kask 1982, Ingerpuu jt 2014). Samuti on selliste asenduselupaikade jätkusuutlikkuse üle otsustamisel vajalikud üksikute sihtliikide edukuse hinnangud, mis annavad võimaluse hinnata just vastava taksonirühma jaoks olulisi taastumisedukuse kriteeriume. Sellisteks indikaatorliikideks on eelkõige Eesti ja/või Euroopa tasandil kaitsvad märgade metsaelupaikade ja soode liigid (sh Loodusdirektiivi liigid ja Eestis ohustatud liigid).

Märgalade ja veekogude taastamise edukuse hindamisel on näiteks Ameerika Ühendriikides kasutatud bioloogilise terviklikkuse indeksit (IBI – *Index of Biotic Integrity*, Teels jt 2004). Indeks põhineb mõõdikutel, mis kogutakse regionaalselt mageveekogude kalastiku seire käigus. IBI arvutamise tulemus näitas, et loodud märgalade IBI oli madalam kui arendustegevuse käigus hävinud märgala oma (väiksem liigiline mitmekesisus, muutunud kooslused ja liikide arvukused). Lähtuvalt IBI-st, ei kompenseerinud loodud märgalad täielikult hävinud märgalade kadu, seda eriti vooluveeliikide puhul. Tuginedes ka teistele töödele (näit Detenbeck jt 1992) leiti, et taastumine võib aega võtta küll aastakümneid ning rajatud märgalad olid siiski eelduseks soovitud kalastiku taastumisele.

Kuivendusest puutumata või seni vähese kuivendusmõjuga alade puutumata jätmine peab saama tänapäevases, tugeva inimõjuga keskkonnas, primaarseks, sest leevendusmeetmed ei kompenseeri algse olukorra (st. välja kujunenud ökosüsteemi ning sealse elustiku) kadu. Mõne elustikurühma jaoks puuduvad kuivenduse mõju leevendusvõimalused ka jätkuva kuivenduse tingimustes. Praktiliselt võimatu on luua leevendusmeetmeid looduslike märgalade (lagesoode, soometsade) elustikule, mis taandub kuivenduse tõttu, kuna kuivenduse eesmärgiks ongi olnud nende ökosüsteemide kuivemaks muutmine. See tingib omakorda näiteks metsastruktuuri muutused, mistõttu võivad kuivenduse järgselt kaduda ka sobivad kasvupinnad teatud liikidele (nt Remm jt.2013). Kohati on siiski võimalik minevikus või kaasajal tehtud kuivendust osaliselt kompenseerida märgalade taastamisega lähikonnas.

6. Sotsiaalmajanduslikud tegurid

Leevendusmeetmete rakendamisega kaasnevad maaomanikule kulutused, mille hulka kuuluvad näiteks: (1) andmete kogumine (sh konsultatsioonid) sobiva meetme valikuks; (2) meetme rakendamine; (3) meetme tulemuslikkuse seire ning selle käigus hoidmine ja hooldamine. Meetme kuludena tuleb arvestada ka põllumajandustootja võimalikku saamata jäänud tulu, nt maakasutuse muutuse tõttu, kui seda ei kompenseerita. Need kulud määravad ära meetme valiku, meetme rakendamise edukuse ja selle tõhususe (Loigu jt 2011). Põllumajandusuuringute Keskuse uuringu (Maaparandussüsteemide... 2020) kohaselt tähtsustasid maa-omanikud keskkonnarajatiste (nt settetiikide, lodude rajamine, sootide avamine, tuulekaitseribade istutamine) eesmärke pigem vähe (keskmine skoor antud eesmärgile oli 3,6–3,7 punkti seitsmest). Kuna keskkonnaprobleemide jätkuva teravnemise tõttu on maaparanduspraktika muutused vältimatud, on väga oluline teadlikkuse tõstmine veekaitsemeetmete ja rajatiste vajalikkusest.

Eestis toetatakse maaparandusega seotud tegevusi mitmete **toetuskeemide ja -meetmete kaudu**:

- Maaelu Arengu Euroopa Põllumajandusfondist ja riigieelarvest toetatakse kuivendussüsteemide korrastamist, et parandada riigi poolt korrashoitavate ühiseesvoolude tehnilist ja ökoloogilist seisukorda [“Põllu- ja metsamajanduse taristu arendamise ning hoiu investeeringutoetus Maaeluministeeriumi valitsemisala riigiasutustele 2022”](#) (kogueelarve: 4 400 000 eurot).
- Eesti maaelu arengukava (MAK) 2014–2020 meede 4 aitab kaasa maatulundusmaa viljelusväärtuse suurendamisele ja sihtotstarbelisele kasutusele kuivendussüsteemide korrastamise ja juurdepääsuteede rajamise abil. Seda meedet saavad kasutada põllumajandusettevõtjatest sihtasutused. [“Investeeringud materiaalsesse varasse “tegevuse liigi 4.3 „Põllu- ja metsamajanduse taristu arendamine ja hoid”](#) (kogueelarve 49 miljonit eurot, 2022.a. maksti välja 6 240 000 eurot).
- Alates 2012. aastast makstakse erametsade majandamiseks ja parendamiseks metsamaaparandustööde toetust, mis hõlmab maaparandussüsteemide uuendustööde kava koostamist, kuivenduskraavide seisukorra parandamist, truupide uuendamist, vee suunamist läbi kuivenduskraavi või eesvoolu ning tööde vastuvõtmise akti koostamist. 2020. aastal oli erametsaomanike metsa maaparandusprojektide eelarve 250 000 EUR.
- Maaparanduslike keskkonnarajatiste ehitamist toetatakse [“Euroopa Liidu ühise põllumajanduspoliitika strateegiakava 2023–2027”](#) raames 812 000 euroga (põllumajandustaristu investeeringute kogueelarve on 28 500 000 EUR). Toetatakse maaparandussüsteemi keskkonnarajatiste rajamist, rekonstrueerimist ja uuendamist ning leevendusveekogude rajamist: setebasseinid, veekaitsevööndi laiendid ja puhastuslodud; eesvoolude põhjapaisud, -nõlvadele kivipuisted; eesvoolude nõlvade kujundamine lammialaks ja leevendusveekogud (süvendid kraavides jms); eesvoolude soodi avamiskraavid, koelmupadjandid, vähkide tehiselupaigad, tuletõrjetiidid. Toetust saavad taotleda nii füüsilised isikud, kohalikud omavalitsused kui ka põllu-majanduse ja erametsandusega tegelevad ettevõtjad, maaparandusühistud, MTÜ-d, põllumajandustootjast avaliku sektori asutused ning Regionaal- ja Põllumajandusministeeriumi valitsusasutused ja tema hallatavad riigiasutused.

Toetuste jagamise osas tõi Riigikontroll oma aruandes (2020) välja, et senine ühetaoline toetuste jagamise mehhanism vajab muutmist: maaparandustoetusi (maaparandussüsteemide korrastamiseks) tuleks jagada ennekõike sinna, kus oodatav tootlikkuse kasv on suurem ja keskkonnakahju väiksem. Näiteks maaparandust turvasmuldadel ei peaks toetama teistega võrdsetel alustel, sest tekivad kasvuhoonegaaside heited. Toetusi tuleks suunata sellistesse meetmetesse, mis aitavad väiksema panusega saavutada suuremat tõhusust reostuskoormuse vähendamisel ning täidaksid ühtlasi ka looduskaitsefunktsiooni. Näiteks näidati Soome uuringus, et kuigi **kahetasandilise kraavi rajamise** kulu on tavapärase kraaviga võrreldes 2,4 korda kõrgem (Västilä jt 2021), toimib kahetasandiline kraav tõhusamalt fosfori kinnipidamisel ning pakub mitmetele liikidele elupaika. Kuivõrd sellise kraavi rajamine on kollektiivne hüve, siis pakkusid autorid lahendusena välja kahetasandiliste kraavide rajamist riiklikult toetada (et motiveerida põllumehi seda meetet kasutama). Toetusskeemiga võiks tootjatele kompenseerida nii leevendusmeetmete rajamise kulu kui ka saamata jäänud tulu rajatise alla jäävalt maalt, kui selleks oli varem põllumajanduslikus kasutuses olev maa.

Teisalt toob ka meetmete rakendamata jätmine kaasa keskkonnakulud, mis hõlmavad näiteks keskkonnaseisundi hoidmist, loodushüvede taastootmist või keskkonnakahjude heastamist. Eestis ei ole veekeskkonnale tekitatud põllumajandusliku hajukoormuse ega põllumaade kuivendamisega kaasneva hüdro-morfoloogilise surve (nt loodusliku veerežiimi muutus) osas saastemakse kehtestatud, mistõttu on põllumajanduse veekasutusest tulenevad keskkonnakulud (nt toitainete kandumine veekogumitesse) katmata. Veekogumitel, kus põllumajanduse hajukoormust on hinnatud oluliseks, korvatakse keskkonnakulud täiendavate leevendavate meetmetega (Lääne-Eesti vesikonna veemajanduskava 2022–2027). Seega võib veekaitserajatiste ja leevendusmeetmete kohustuslikku rakendamist käsitleda ka kui “saastaja maksab” põhimõtet. Sotsiaalmajanduslik tasakaal tuleb leida keskkonna jätkusuutlikkuse ja toidu-julgeoluku tagamise vahel, sest viimase strateegiliseks ressursiks Eestis on põllumajandusmaa kasutus. Ka metsa- ja puidusektor, mis loob olulist kogulisandväärtust väljaspool suurlinna (nt Kesk- ja Lõuna-Eestis; Metsa- ja puidusektori... 2023), vajab tasakaalukat lähenemist, et tagada jätkusuutlikkus ka väiksemate raiemahtude korral.

Sotsiaalmajanduslikult on samuti oluline, et **maaparanduse negatiivseid keskkonnamõjusid leevendataks võimalikult kulutõhusalt**, kusjuures vastav analüüs peab kindlasti hõlmama nii meetme tõhusust reostuse eemaldamisel kui ökosüsteemi teenusete ja hüvede pakkumisel (tabel 4). Leevendamise kuludena on teaduskirjanduses seni arvestatud veereostuse vähendamise piirkulusid (*marginal abatement costs*), mida näidatakse erinevate meetmete abil reostuse vähendamise hindu võrreldes. Näiteks on Soomes heljumi hulga vähendamine **valg-puhastusaladel** odavam, kui **settebasseine** kasutades, kuna viimased on vee puhastajatena vähem tõhusad. Norras läbiviidud uuringus leiti, et fosfori talletamisel on suuremad (3000 m²) settetiigid väikestega (1000 m²) võrreldes kulutõhusamad (Hauge jt 2008). Eestis on aga uuritud, kui palju maksab väetiste kasutamise tõttu vette jõudva fosfori ja lämmastiku eemaldamine **tehismärgala** abil. Arvestades põllule väetistena külvatavate toitainete leostumise osakaalu, oli lämmastiku eemaldamise maksumuseks ca 0,2 eurot ja fosforil ca 0,3 eurot väetise kg kohta (Eesti keskkonnakasutuse... 2019).

Veekaitserajatiste rajamine on kallis ning ka hooldamine toob endaga kulud kaasa, mistõttu tasub kuivendussüsteemide ja eesvoolude korrastamise mõttekusele senisest rohkem

tähelepanu pöörata. Nii leidis Matero (2004), et fosfori väljakande piiramiseks on kuluefektiivsem vähendada kraavivõrgu korrastustöid, kui et rajada settebasseine ja valgpuhastusalasid, kuna nende rajatiste tõhusus toitainete talletamisel ei kompenseeri rajamise kulusid. Miettinen jt (2020b) leidsid, et kraavide puhastamine ei ole sotsiaalmajanduslikult seisukohast optimaalne, kui arvestada ka kahju vooluveekogudele ja nende elustikule ning lisada leevendusmeetmete rajamise maksumus. Nii võib korrastustööde tegemata jätmise olla mõistlikum kui nende tegemine. Sellist lähenemist soosib osati ka praegune olukord, kus näiteks eesvoolude uuendustöid tehakse mitu korda vähem, kui eeldatavalt vaja oleks, seda riigieesvoolude suure uuendus- ning hooldustööde mahu ja maksumuse tõttu (Riigikontroll 2020). Sellised reostuse kinni püüdmise või tekitamata jätmise maksumuse arvutused tuleks teha enne eesvoolude ja maaparandussüsteemide korrastustöid ka Eestis.

Tabel 4. Veekaitsemeetmete ja -rajatiste potentsiaalne tõhusus toitainete ja settereostuse vähendamisel (N – lämmastik, P – fosfor, S – setted; oranž – vähetõhus, kollane – keskmiselt tõhus, roheline – üsna tõhus), hinnangulised rajamis- ja hoolduskulud ning otsene positiivne mõju elusikule. Hoolduskulud ning maatulundusmaa kadu (saamata jäänud tulu) võivad oluliselt varieeruda, sõltuvalt näiteks mullatingimustest, reljeefist ja maakasutusest.

Meede/rajatis	Reostuse vähendamine			Rajamis-kulu	Hooldus-Kulu	Maa-tulundusmaa kadu	Mõju elustikule
	N	P	S				
Settebassein				keskmine	keskmine (setete eemaldamine)	pigem madal (põllumaal vajalik künnivaba ala 1–2 m)	pigem madal
Suurvee kontroll-süsteem				madal	Madal	tõenäoliselt puudub	pigem madal
Valgpuhastus-ala				madal	madal (vajadusel taimestiku eemaldamine)	pigem madal	keskmine
Puhastuslodu/ tehismärgala				kõrge	madal kuni keskmine (taimestiku, setete eemaldamine)	jah	kõrge
Puhverriba sh veekaitse-vöönd				puudub (uute vööndite puhul seemned)	madal (taimestiku eemaldamine)	jah	kõrge
Kahe-tasandiline ehk liitprofiiliga kraav				keskmine kuni kõrge	madal kuni keskmine	jah	kõrge
Seadedrenaaz				kõrge	pigem madal	ei	puudub

7. Ettepanekud metsa- ja põllumaa kuivendusmõjude leevendusmeetmete tõhustamiseks Eestis

Arvestades olemasoleva kuivendusvõrgu ulatust, mis hõlmab **kolmandiku Eesti maismaast** (1 372 130 ha), selle korrashoiu kulukust ning kaasnevat negatiivset mõju nii märgalade kui veekogude (sh rannikumere) ökosüsteemidele, samuti neist elupaikadest sõltuvatele liikidele, **ei ole uute kraavisüsteemide rajamine ega kuivendussüsteemi reguleeriva võrgu laiendamine jätkusuutlik**. Lisaks ei toeta selline tegevus EL veepoliitika raamdirektiivi, loodus- ja linnudirektiivi, Euroopa Liidu elurikkuse strateegia, Kliimamuutustega kohanemise arengukava ega ka teiste rahvusvaheliste lepete (sh HELCOM, Ramsar) eesmäärke.

Maaparanduse jätkuvast negatiivsest keskkonnamõjust tulenevalt, on vaja kuivendussüsteemide **korrastustööd (peamiselt sette ja taimestiku eemaldamine) senisest enam vajaduspõhiseks muuta**, järgides põhimõtet – vähem on parem, mis lähtub muuhulgas ka ökoloogilistest kaalutlustest (liikide ja elupaikade seisundist). Kehtivas õiguses on setete eemaldamine võimalik nii kuivendussüsteemi hooldus-, uuendus- kui ka rekonstrueerimistööde käigus. Arvestades asjaolu, et **kraavide korrastamisest tulenev settekoormus võib olla samaväärne esmakordse kuivendamise mõjuga**, tuleks nende mõistete sisu määruises üle vaadata. Igale suuremahulisele sette eemaldamisele (keskmise settekihi paksusega > 0,3 m) peab eelnema **eksperthinnang** (st sisuline hindamine vastava valdkonna eksperdi poolt, mille aluseks peab olema objektiivne teave; praegu KMH või Natura hindamine).

Arvestades kuivendussüsteemide negatiivset mõju looduslike metsaveekogude ja märgalade hüdroloogiale (sh soode ja väikeveekogude hävimine või nende hüdroperioodi oluline lühenemine, ojade ja jõgede lammialade kadu ning vooluveekogude veererežiimi oluline halvenemine), on praegu kasutatavad elustikku toetavad keskkonnarajatised (eesvooludele rajatavad põhjavallid, nõlvapuisted, soodi avamiskraavid, koelmupadjandid ning tehisurupuisted vähkidele) ebapiisavad. **Meetmed, mis on vajalikud looduslike märgalade ja väikeveekogude elustiku ning seisundi säilimiseks või parandamiseks, puuduvad praegu keskkonnarajatiste nimistust täielikult.**

Järgnevad soovitused toetavad "Märgade metsaelupaigatüüpide (*9080, *91D0, *91E0, 91F0 ning kõdusoometsad) tegevuskava" ja märgaladest sõltuvate liikide kaitse-tegevuskavade eesmärkide täitmist ning liikide soodsa seisundi saavutamist. Soovitused aitavad kaasa Veemajanduskavade (2022–2027) eesmärkide saavutamisele (sh pinna- ja põhjavee vähemalt hea seisundi saavutamisele ning kvaliteetse joogivee tagamisele).

7.1. Kuivendussüsteemide korrastamine kaitstavatel aladel

Looduskaitseseadusest tulenevalt võib **sihtkaitsevööndis** kaitse-eeskirjaga lubada olemasoleva kuivendussüsteemi hoiutoid, sh nende uuendamist, juhul kui see on vajalik kaitstava loodusobjekti säilitamiseks või ei kahjusta kaitstavat loodusobjekti. **Piiranguvööndi** kuivendussüsteeme võib rekonstrueerida, kuid uute süsteemide rajamine on üldjuhul keelatud (kui kaitse eeskirjas ei ole sätestatud teisiti). **Hoialadel** tuleb kuivendussüsteemide rajamisest ja rekonstrueerimisest Keskkonnaametile (KeA) teatada. Teatiste menetluse raames peab KeA hindama mõjusid elupaikade ja liikide seisundile.

Kaitse- või hoialadel asuvad kuivendussüsteemid:

- 1) Arvestades setete eemaldamisega kaasnevat olulist negatiivset mõju vee-elustikule peab **sihtkaitsevööndites** olema suuremahuline setete eemaldamine kuivendus-süsteemidest keelatud, kui see ei ole vajalik kaitse eesmärgi tagamiseks. Kuid ka sel juhul tuleb kaaluda tegevuse mõjusid erinevatele liigirühmadele ja elupaikadele.
- 2) **Kaitse- ja hoialadel asuvate eesvoolude** hooldamisele tuleb kehtestada loakohustus või tuleb eelnevalt koostada **eksperthinnang** (Natura aladel eelhinnang) plaanitava töö mõju kohta eesvoolu ökoloogilisele seisundile (mh elustikule). Kui eksperthinnangu kohaselt on tegemist väärtuslikuks elupaigaks kujunenud eesvooluga, tuleb välja töötada lahendused konkreetse eesvoolu põhiselt, kas hooldustöid minimeerides või tõhusaid leevendusmeetmeid kasutades.
- 3) **Kaitsealade piiranguvööndites** ning **hoialadel** tuleb hoiduda kuivendussüsteemide suuremahulisest sette eemaldamisest (keskmise settekihi paksusega $> 0,3$ m), mis praegu hõlmab nii kraavide uuendamist kui rekonstrueerimist, juhul kui see halvendab:
 - **märgalade** hüdroloogilisi tingimusi, mis kuuluvad järgnevate EL loodusdirektiivi elupaigatüüpide (nn Natura elupaigatüüpide) hulka: määrjad metsaelupaigad (9080*, 91D0*, 91E0*, 91F0); sood (7110*, 7140, 7150, 7160, 7210*, 7220*, 7230); määrjad niidud (1630*, 6430, 6450); jõed ja ojad (3260); karstijärved ja -järvikud (3180*) ning teised järve elupaigatüübid (3110, 3130, 3140, 3150, 3160);
 - keskkonnaministri määruse nr 73 „**Lõhe, jõeforelli, meriforelli ja harjuse kudemis- ja elupaikade nimistu**“ §-s 2 sätestatud veekogude veekvaliteeti või hüdroloogilisi tingimusi;
 - **märgala elupaikadest sõltuvate** punase nimestiku **ohustatud liikide** seisundit. Kõigi selliste liikide jälgimise asemel saab kasutada kaitsealuste suunisliikide valimit.

Kindlasti tuleb suuremahuline sette eemaldamine kuivendussüsteemidest keelata juhul kui eeltoodud elupaigatüübid või liigid on määratud kaitseala kaitse eesmärgiks. Eksperthinnagus tuleb lähteseisundina (mis ei tohi halveneda) arvestada väljakujunenud hetkeolukorda, mitte oletatavat kuivendussüsteemide rajamise järgset olukorda.

Kuivendussüsteemi mõjualas asuvad kaitsealad või hoialad:

- 1) Kaitse- või hoiala vahetus läheduses asuvate kuivendussüsteemide uuendamisele ja rekonstrueerimisele peab eelnema **eksperthinnang**, mis võib sisaldada ka hüdroloogilist modelleerimist. Kui eksperthinnangu alusel ohustab kavandatav tegevus kaitsealal asuvaid

väärtuslikke märgalasid (sh kopra üleujutusala) ja nendega seotud kaitsealuseid liike, tuleb rakendada mõjusid minimeerivaid leevendusmeetmeid, näiteks jätta piiri vahetus läheduses olevad kraavid uuendamata või rekonstrueerimata. 'Vahetu läheduse' ulatuse määrab konkreetse kuivendussüsteemi hüdroloogilise mõju ulatus. Kui selle kohta puuduvad andmed, tuleks arvestada ulatuseks vähemalt 400 m laiune puhver.

- 2) Arvestades asjaolu, et **must-toonekurg**, märgaladest sõltuva liigina, on jõudnud Eestis kriitilisse seisundisse ning et tegemist on katusliigiga, kelle toitumisalade kaitsmine ja säilitamine mõjutab positiivselt teisi veelisi- ja pool-veelisi liike, tuleb **must-toonekure pesapaikade ümbruses** (asustatud pesapuust kuni 20 km raadiuses) säilitada liigile (potentsiaalselt) sobivad toitumisveekogud (sh kalade poolt asustatud, looduslikus seisus). Uuendus- ja rekonstrueerimistöödele eelnevas **eksperthinnangus tuuakse välja konkreetsed, liigile sobivad toitumisveekogud** ja nende säilimiseks vajalikud tegevused.

7.2. Metsamaa

Riigimetsas on RMK kuivendussüsteemide majandamise strateegia kohaselt negatiivsete keskkonnamõjude vähendamiseks praegu kasutusel järgmised leevendusmeetmed: eesvooludele rajatavad settetiigid, suure languga eesvooludele ja kraavidele rajatavad kärestikud, kraavide nõlvadele rajatavad kaldakindlustused ning metsa iseloomust ja tuleohtlikkusest sõltuvalt rajatavad tuletõrje veevõtukohad. Kraavivõrgu rekonstrueerimisel rekonstrueeritakse alati eesvoolud, kuid kvartalisisesid kraave ei taastata juhul kui: (1) kraavid on asendatavad metsakvartali sihtidel paiknevate või rajatavate kraavidega; (2) kraavid ei oma tähtsust kuivendajatena; (3) kraavide taastamine eeldab kasvava metsa raiet rohkem kui 5 meetri laiuselt kraavi servast; (4) **kraavid läbivad sõnajala ja lodu kasvukohatüüpe**.

Maaparandusseaduse alusel erametsades leevendusmeetmete kasutamise ning keskkonnanajatislike ehitamise kohustust ei ole. Praegu kehtivate seaduste alusel on kuivendussüsteemi rekonstrueerimise projekteerimisel lubatud reguleeriva võrgu pindala suurendada kuni 10%, kuid mitte üle 10 ha, võrreldes olemasoleva kuivendussüsteemi reguleeriva võrgu pindalaga (Maaparandussüsteemide projekteerimismäärused).

Arvestades aga metsakuivenduse negatiivset keskkonnamõju, tuleb kuivendussüsteemide korrastamine viia rohkem **vajaduspõhiseks**. Vajaduspõhisus tähendab, et kuivendussüsteemide ehitus- ja hoiutööd ei tehta ilma objektiivse maaparandusliku ja majandusliku vajaduseta, et hoida ära tarbetuid keskkonnahäiringuid. Vajaduspõhisus tuleks sätestada üldise põhimõtena ka maaparandusseaduses.

Vajaduspõhisuse ettepanekud:

- 1) Vähendada kraavide korrastamist:
 - **väheproduktiivsetel soomuldadel** (IV–V boniteediga metsad) ning aladel, kus kuivendus suurendab puistu juurdekasvu vaid vähesel määral (angervaksa, karusambla, sinika, lodu, sõnajala ja naadi kasvukohatüüpides);
 - aladel, kus on ülekaalus (rohkem kui 50% kuivendussüsteemi pindalast) **kuivad kasvukohatüübid** (nt mustika, jänese kapsa-mustika, jänese kapsa, sinilille).

- 2) Arvestada senisest enam kasvava puistu koguaurumisega ning vähendada selle võrra kraavide korrastamist. Et sellist bioloogilist kuivendust hoida, võiks uuendusraiete asemel senisest enam **valikraieid** kasutada.
- 3) Arvestades põua perioodide sagenemise ja pikenemisega kaasnevat mulla veesisalduse vähenemist ja puude põuastressi, tuleks kuivendussüsteemides kaaluda **suurvee kontrollsüsteemide** kasutamist ja üldisemalt **adaptiivset kuivendust**.

Ettepanekud heljumi vähendamiseks:

Praegu kasutatakse kuivendatud metsaaladelt heljumosakeste transpordi vähendamiseks peamiselt settetiike, kuid nende tõhusus peenema sette ning toitainete (muuhulgas lahustunud orgaanilise süsiniku) püüdmisel on sageli ebapiisav. Seetõttu on teatud juhtudel vajalik nende kombineerimine või asendamine teiste meetmete või rajatistega.

- 1) Allavoolu kanduvate osakeste hulga vähendamiseks ja kraavielustiku säilitamiseks tuleb jätta osadest **kraavilõikudest setted välja tõstmata**, sh:
 - kogujakraavidest, kuna neis on vee voolukiirus ja erosioonikoormus suurem;
 - suure erosiooniriskiga lagunenud turbal (von Post-i skaalal väärtus $\geq H5$), liivadel ja saviliivadel olevatest kraavidest;
 - loodusliku ilmega kraavidest ja õgvendatud ojadest (nt nähtava vooluga, veesisese taimestikuga, voolusängis olevate lamapuude või suurte kividega, kahetasandiliseks kujunenud);
 - looduslikku veekogusse või eesvoolu suubuvatest kraavilõikudest.
- 2) **Settebasseinide tõhususe suurendamiseks** tuleks, lähtuvalt asukohast ja konkreetsetest tingimustest:
 - muuta basseinide kaldaid laugemaks;
 - tõhustada nende toimimist puittõkestitega;
 - kombineerida settebasseini suurvee äravoolu kontrollsüsteemidega;
 - kujundada basseini järele puhastuslodu (see võib olla ka laugenõlvaline taimestunud laiend settebasseini allavoolu jäävas osas).
- 3) Turvasmuldadega aladel tuleb settekoormuse vähendamiseks kasutada, kas settetiikidele lisaks või nende asemel tõhusamalt toimivaid **valgpuhastusalasid** ning võimalusel settetiike kombineerida **suurvee kontrollsüsteemidega**.
- 4) Sügavas turbas või liiva ja saviliiva alusmuldadel asuvate kraavide erosiooniriski vähendamiseks tuleb planeerida kraavide sügavus selliselt, et need ei avaks mineraalpinnast.
- 5) Raiejärgse liigniiskuse vältimiseks võib **vesivagusid ehk vagukraavitust** rajada uuendusraie järgselt ainult juhul, kui kraave ei ole uuendatud ega rekonstrueeritud või kui vesivagudesse kogunenud vett juhitakse kraavi või looduslikku veekokku läbi valgpuhastusala, takistades nii heljumi transporti. Vesivagusid tuleb kasutada vaid noortele puudele sobiva juurdumiskoha loomiseks, mitte ülepinnaliseks kuivenduseks.

Ettepanekud elustikumõju leevendamiseks:

Eestis on kuivenduse mõjuna märgi metsi ja lagesoid vähe säilinud. Kuna **rikkumata veerežiimiga elupaikadel on väga kõrge ökoloogiline väärtus**, on neid oluline säilitada.

Sestap tuleb keelustada uute kraavide rajamine kuivendamata madalsoo, siirdesoo, lodu, tarna, angervaksa, osja ja sõnajala kasvukohatüübi metsades ning lage- ja puissoodes.

Selleks, et **hoida kuivendussüsteemidega aladel kuivendustundlikku elustikku**, tuleb:

- 1) kuivendussüsteemide uuendamise ja rekonstrueerimise ning metsa majandamise käigus säilitada olemasolevaid väikeveekogusid ja märgalasid, näiteks allikaid, lompe, tiike, väikeseid ojasid ja kraavimulde taha tekkinud veekogusid;
- 2) jätta kraavilõigud, mis on looklevateks või kahetasandilisteks kujunenud, setetest puhastamata;
- 3) säilitada (st mitte kraaviga asendada, süvendada ega õgvendada) maaparandussüsteemi osaks olevad või selle maa-alale jäävad looduslikus süngis kulgevad vooluveekogud (ka kitsad lähteojad);
- 4) säilitada raiete käigus võimalikult palju sangleppi, saari, vahtraid, jalakaid, künnapuid, pärni, tammi ja haabu, et vähendada nende puuliikidega seotud organismide metsakuivenduse järgset kasvupindade mitmekesisuse kadu.

Lisaks säilitatavatele elupaikadele tuleb igas kuivendussüsteemis kasutusele võtta **kompensatsioonimeetmeid**:

- 1) leevendustiigid, väikeveekogudest sõltuva elustiku säilimiseks;
- 2) kraavilaiendid, kraavide mikroelupaikade heterogeensuse suurendamiseks;
- 3) suurematest kividest ja puutüvedest kärestikud, põhjavallid ja väikesed paisud kiirema vooluga kraavides, mille abil tekivad ülesvoolu aeglasema ja allavoolu kiirema vooluga lõigud;
- 4) madala kaldaga kraavilõigud, kuhu tekivad väikesed üleujutusalamad;
- 5) laugete kallastega päikesele avatud tuletõrjetiigid.

Elustiku ning elupaikade seisukohast lähtuvalt tuleb rekonstrueerimis- ja uuendusprojektidele (kui see hõlmab lausalist kraavide setete välja tõstmist) teha **eksperthinnang** kui:

- 1) rekonstrueerimis- või uuendusprojektiga hõlmatava kuivendussüsteemi maa-alast **rohkem kui 30%** kattub väärtuslike, kuivendusele ökoloogiliselt tundlike elupaikadega, mis kuuluvad **Euroopa Liidu loodusdirektiivi I lisa elupaigatüüpide** (nn Natura elupaigatüüpide) hulka: määrjad metsaelupaigad (9080*, 91D0*, 91E0*, 91F0), sood (7110*, 7140, 7150, 7160, 7210*, 7220*), määrjad niidud (1630*, 6430, 6450), jõed ja ojad (3260), karstijärved ja -järvikud (3180) ning teised järve elupaigatüübid (3110, 3130, 3140, 3150, 3160);
- 2) on alust arvata, et projekt mõjutab oluliselt alale jäävaid Eesti Looduse Infosüsteemi andmetel I–II kaitsekategooria liikide elupaiku, Euroopa Liidu loodusdirektiivi II või IV lisa liikide elupaiku või Euroopa Liidu linnudirektiivi I lisa liikide elupaiku;
- 3) on alust arvata, et projekt mõjutab oluliselt keskkonnaministri määruse nr 73 „**Lõhe, jõeforelli, meriforelli ja harjuse kudemis- ja elupaikade nimistu**“ §-s 2 sätestatud veekogusid.

7.3. Põllumajandusmaa

Põllumajanduse hajureostuse tõkestamiseks ja erosiooniohu vähendamiseks kasutatakse Eestis praegu peamiselt veekaitsevööndeid, veekaitsevööndi laiendeid (3–5 m, sõltuvalt erosiooniohtliku nõlva laiuselt), settetiike, puhastuslodusid või suudmelodusid. Nende meetmete tõhusus ei pruugi olla samaväärne lämmastiku ja fosfori kinnipidamisel, seega on parima tulemuse saavutamiseks oluline erinevate meetmete kombineerimine.

Ettepanekud reostuskoormuse vähendamiseks:

- 1) Kuna suurem osa reostuskoormusest pärineb **tavamaaviljelusega** (PST) aladelt, tuleb **puhastuslodude, avaveeliste tehismärgalade ja puhverribade** rajamine PST aladel kohustuslikuks muuta. Keskkonnarajatise rajamis- ja hoolduskulusid arvestades, võiks nende rajamist ja hooldamist riiklikult toetada.
- 2) Intensiivse põllumajandusega aladel (mh väetatavad rohumaad) tuleb dreniivesi enne selle eesvoolu suubumist läbi puhastuslodu või suudmelodu juhtida ning kasutada lubjafiltreid drenisüsteemides.
- 3) Kraavidel või kraavisüsteemidel tuleb enne suublasse või eesvoolu suubumist kasutada tõhusaid valgala reostuskoormust arvestavaid veekaitsemeetmeid.
- 4) Veekaitsevöönd peab olema taimestunud ala ning praegu Veeseaduses sätestatust laiem:
 - eesvooludel ja looduslikel veekogudel (sh karst, karstijärvik) vähemalt 10 m;
 - kraavidel, looduslikel väikeveekogudel ja tiikidel minimaalselt 3 m.

Laiemad veekaitsevööndid toimivad tõhusamalt nii hajureostuse kui setete talletamisel, luues samas varje- ja toitumispaiku mitmetele biotõrjet pakkuvatele lindudele, kahepaiksetele ja röövtoidulistele mardikatele ning tolmeldajatele. Kahetasandilistel (liitprofiiliga) kraavidel võiks kraavi lammiala veekaitsevööndi sisse arvestada. Lauge kaldaalaga kraavidel (nõlvus vähemalt 1:2,75) võib veekaitsevööndit arvestada kraavi keskjoonest.

Ettepanekud elustikumõju leevendamiseks:

- 1) Mitmekesisistada olemasolevaid kraave näiteks nende kallaste kaldenurka laugemaks muutes ning mõned kraavid (nt eesvooluks olevad kraavid, kogujakraavid, peakraavid) kas osaliselt või täielikult **kahetasandilisteks** konstrueerides või säilitades juba kahetasandiliseks kujunenud kraavid. Kahetasandilisi kraave võiks kasutada ka juhul, kui dreanažitorud suubuvad kraavi selle nõlvalt.
- 2) Säilitada **rohttaimestik põllukraavidel**. Taimestunud kraavid toimivad veepuhastitena, kui voolukiirus kraavis on madal (alla 0,3 m/s). Samuti pakuvad taimestikurikkad kraavid mitmekesisemaid elupaiku. Kraavide rekonstrueerimise asemel puhastada setetest vaid kraavi põhi või vajadusel kraavisisest rohttaimestikku niita. Niidetud taimemass tuleb kraavist kindlasti eemaldada.
- 3) Kraavide hooldamisel jätta puud ja põõsad vähemalt ühel (kuid võimalusel mõlemal) kraavikaldal raiumata, et stabiliseerida kraavinõlvu ja hoida vett jahedamana ning vähendada kraavide hooldamise vajadust. Kui ühel kaldal on vaja puittaimestikku eemaldada (näiteks masinate juurdepääsuks), siis tuleb töö planeerida nii, et vähemalt osa puudest-põõsastest säiliks.
- 4) Kujundada **settebasseini** allavoolu jääv kolmandik laugenõlvaliseks taimestunud puhastusloduks.

- 5) Rajada settebasseinidega kombineeritult **puhastuslodusid, avaveelisi tehismärgalasid** või **tehismärgalade süsteeme** või rekonstrueerida olemasolevad settebasseinid mitmeotstarbelisteks puhastuslodudeks või avaveelisteks tehismärgaladeks või osaks tehismärgala süsteemist.
- 6) Säilitada olemasolevaid väikeveekogusid ja märgalasid, näiteks allikaid, lompe, tiike, väikeseid ojasid ja karstiveekogusid.
- 7) Aladele, kus see ei sega põllumajandustootmist (nt püsirohumaad) võib rajada **leevendustiike**.

7.4. Eesvoolud

Riigi poolt korrashoitavaid eesvoole on 5400 kilomeetrit, ülejäänud eesvoolude (19 500 km) hoiukohustus on maaomanikel (Maaparandushoiukava... 2022). Eesvooludel tehakse hooldus- ja uuendustöid. Hooldustööd on eelkõige regulaarsed väiksemahulised tööd, nagu rohttaimestiku niitmine, puittaimestiku raie, eesvoolust ja kuivenduskraavist voolutakistuse (sete, risu) eemaldamine, truubi korrastamine. Uuendustööd (nt iganenud või lagununud osade uutega asendamine või täiendamine, sette suuremas mahus eemaldamine) nõuavad aga projekteerimis- ja uurimustöid. Eesvooludel eristab hooldamist uuendamisest sängist eemaldatava sette keskmine maht. Hooldamisel on see kuni $0,5 \text{ m}^3/\text{m}$ ja uuendamisel $0,5$ kuni $1,2 \text{ m}^3/\text{m}$. Üle 10 km^2 valgala eesvooludel on piiriks sette keskmine түsedus $0,3 \text{ m}$. Kui alla 10 km^2 valgalaga eesvooludel on eemaldatava sette keskmine maht üle $1,2 \text{ m}^3/\text{m}$ või üle 10 km^2 valgalaga eesvooludel on sette keskmine түsedus üle $0,6 \text{ m}$, siis on tegu eesvoolu rekonstrueerimisega, milleks tuleb lähtuvalt maaparandusseadusest taotleda luba (Kuivendussüsteemide hoiu põhimõtted). Eesvoolude korrashoidmine võib omakorda tekitada vastuolusid elustiku, näiteks kalade, jõevähi ja märgalade taimestiku kaitsega (Maaparandushoiukava... 2022).

Maaparandussüsteemi projekteerimismnormi nõuete kohaselt kavandatakse hajureostuse leviku ja erosiooniohu korral settebassein või puhastuslodu neile eesvooludele, mis suubuvad üle 10 km^2 suuruse valgalaga vooluveekogusse või järve. Eesvoolu ökoloogilise potentsiaali parandamiseks projekteeritakse vajadusel ka põhjapais/põhjakünnis, tehispõrkeveer, koelmupadjandid lõhelistele ja tehiselupaigad vähkidele ning avatakse loodusliku sängi soodid ([Kuivendussüsteemide eesvoolude veekeskonda säästva hoiu põhimõtted](#)).

Ettepanekud:

- 1) **Heljumi ja toitainete jõudmist eesvooludesse tuleb minimeerida**, vältides nende jõudmist kuivendussüsteemi või püüdes need kinni enne eesvoolu, kasutades selleks alale sobivaid ja tõhusaid veekaitsemeetmeid:
 - eesvoolu ja sellesse suubuvate kraavide täielikus või osalises pikkuses uuendamata ja rekonstrueerimata jätmise;
 - loduga kombineeritud settebasseini rajamine;
 - valgpuhastusala rajamine;
 - suurvee kontrollsüsteemi rajamine;
 - tehismärgalade rajamine.

Konkreetses meetmes valikul tuleb lähtuda veekogu reostustundlikkusest (kuivõrd setete ja toitainete sissekanne veekogu ökoloogilist seisundit mõjutab), ala maakasutusest, erosiooniohtlike muldade olemasolust ja muudest valgala parameetritest, mis määravad veekaitserajatise sobilikkuse ja tõhususe ([vt lisa 2 ja 3](#)). Vajadusel tuleb meetmeid omavahel kombineerida.

- 2) **Veekaitsemeetmeid** tuleb rakendada ka neile eesvooludele, mis suubuvad alla 10 km² valgala vooluveekogusse või järve, kuna väärtuslikeks elupaikadeks on ka oluliselt väiksemad veekogud.
- 3) **Kaitse- ja hoiualadel** asuvate eesvoolude hooldus- ja uuendustöödele tuleb kehtestada loakohustus või tuleb eelnevalt koostada **eksperthinnang** (Natura aladel eelhinnang) plaanitava töö mõju kohta eesvoolu ökoloogilisele seisundile (mh elustikule). Kui eksperthinnangu kohaselt on tööl oluline mõju väljakujunenud loodusväärtustele, tuleb välja töötada lahendused konkreetse eesvoolu põhiselt, kas minimeerides hooldustöid või kasutades tõhusaid leevendusmeetmeid.
- 4) Juhul kui eesvool kattub **lõhejõega** (keskkonnaministri määrus nr 73 § 2) või suubub sellesse, peaks eesvoolu hooldus- ja uuendustöödele eelnema **eksperthinnang** (Natura aladel eelhinnang). Eesvoolude puhul, mille suublaks on lõhejõed, tuleks kasutada valgala omadustest lähtudes tõhusaid veekaitsemeetmeid (nt tehismärgalasid, ülevoolualasid) ning eesvoolu suubuvatel kraavidel settetiike.
- 5) Eesvoolude hooldus- ja uuendustöödel peaks lähtuma **vajaduspõhisusest** ning vältima setete ja taimestiku eemaldamist, kui see ei takista maaparandussüsteemide nõuetekohast toimimist. Hooldus- ja uuendustööde vajadust tuleb eelnevalt hinnata ning peab põhinema objektiivsel teabel (nt konkreetsetel arvutustel).
 - Eesvooludest setete eemaldamisel tuleks väljakujunenud elupaiku ja elustikku võimalikult vähe lõhkuda ja häirida ning setteid ja voolutakistusi eemaldada vaid niivõrd, kui see on vajalik maaparanduse toimimiseks. Seejuures tuleb lähtuda dokumendist “Kuivendussüsteemide eesvoolude veekeskkonda säästva hoiu põhimõtted”;
 - Vältida tuleks puittaimestiku täielikku raiet, vähemalt eesvooluks oleva veekogu lõunakaldal;
 - Vältida tuleks kivide ja puude välja tõstmist. Oluliselt voolu takistavate kivide ja puude väljatõstmise korral tõsta need kohta, kus need voolu oluliselt ei takista.
- 6) Eesvooludeks olevad **kraavid** või veekogumid, mis on määratud **tugevasti muudetud veekogumite** nimistusse (kui need ei asu erosioonitundlikul pinnasel) võib osaliselt **kahetasandilisteks** kujundada.

7.5. Leevendusmeetmete tõhususe seire ning vajalikud uuringud

Leevendusmeetmete tõhusust on Eestis seni vähe uuritud ning nende rakendamise järgne seire puudub. Seireks sobilikud indikaatorid (nt elustiku, mulla ja/või veerežiimi muutus, vee keemilised ja füüsilised parameetrid) tuleb valida vastavalt leevendusmeetme eesmärkidele. Elustiku osas võib keskenduda ühe või mitme taksonirühma seirele. Seirata oleks vaja ka leevendusmeetmete võimalikke negatiivseid keskkonnamõjusid, näiteks tiikidest ja puhastusmärgaladelt eralduva metaani kogust, kopramärgalalt allavoolu kanduvate setete hulka jm. Sellist leevendusmeetmete tõhususe seiresüsteemi Eestis veel ei ole, kuid selle loomine riikliku seire osana on väga vajalik. Kuivendussüsteemi omanikele saaks samuti ette näha nende rajatiste tõhususe seire kohustuse ja/või toetuse määra sõltuvuse leevendusmeetme tõhususest.

Vajalikke kuivendussüsteemide ning leevendusmeetmete uuringuid Eesti kohta:

- 1) Soovikumetsade kuivendamise ja sealsete kuivendussüsteemide korrastamise mõju kuivendustundlikule elustikule, nt soontaimed, samblad, samblikud, teod, mulla-elustik. Kas soometsade kuivendamise ja turba kõdunemise tagajärjel tekkinud soovikumetsad pakuvad elupaika primaarsete soovikumetsade elustikule?
- 2) Maaparanduse kaugmõju ulatus külgenavete maismaa (sh märgalade) kooslustele ja selle leevendamine lagemadalsoodes, soo- ja soostuvates metsades ning märgadel niitudel.
- 3) Kraavide puhastamise mõjuulatuse analüüs maapinna kõrgusmudeli ja aeratsioonivööndi hüdroloogiliste mudelite abil.
- 4) Kraavide puhastamise mõju äravooluhulgale (miinimumvooluhulkadele, aastasele summaarsele äravoolule jne) ning seos põhjavee varudega.
- 5) Vähenenud infiltratsioonivõimega pinnalt (tihendatud pinnasega teed) pikaajaliselt toimuva äravoolu mõju sette kandumisel kraavidesse ja eesvooludesse.
- 6) Metsateede jaoks kaevatatavate ja korrastatavate kraavide kuivendav mõju metsaökosüsteemidele ja võimalused selle vähendamiseks.
- 7) Lahustunud orgaanilise lämmastiku, süsiniku ja fosfori väljakanne kuivendatud metsamaalt ning selle seos kuivendusintensiivsusega.
- 8) Erinevate maaparanduspraktikate mõju toitainekoormusele: laia-skaalaline uuring veekogumite toitainete kontsentratsioonidest ja keemilisest seisundist.
- 9) Kuivendussüsteemide korrastamise mõju kasvuhoonegaaside voogudele, muuhulgas kraavide roll kasvuhoonegaaside emiteerijana.
- 10) Kraavide korrastustööde mõju puistu juurdekasvule erinevates kasvukohatüüpides.
- 11) Puistu kuivendavat võimet arvestavate erinevate raie- ja kuivendusvõtete tasuvus ja keskkonnamõju.
- 12) Erinevate keskkonnarajatiste ja leevendusmeetmete (muuhulgas suurvee kontrollsüsteemid, valgpuhastusalad, kraavinõlvade puhastamata jätmine) sobivus Eesti maastikes, nende tõhusus hajureostuse vähendamisel ning selle sõltuvus reostuskoormustest, ilmastikust ja valgala omadustest.
- 13) Erinevate keskkonnarajatiste tasuvuse hinnang arvestades muuhulgas ka maaparanduse keskkonnamõjusid ning reostuse eemaldamise piirkulusid.

Kasutatud kirjandus

- Ahti, T., Hämet-Ahti, L., Jalas, J. 1968. Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. *Annales Botanici Fennici* 5: 169–211.
- Ahti, E., Päivänen, J. 1997. Response of stand growth and water table level to maintenance of ditch networks within forest drainage areas. In: Trettin, C.C., Jurgensen, M.F., Grigal, D.F., Gale, M.R., Jeglum, J.K. (toim), *Northern Forested Wetlands: Ecology and Management*. CRC Press, Lewis Publishers.
- Ahtikoski, A., Haikarainen, S., Hökkä, H., Penttilä, T. 2008. Ditch network maintenance in peatland forest as a private investment: short- and long-term effects on financial performance at stand level. *Mires and Peat* 3.
- Ahtikoski, A., Hökkä, H. 2019. Intensive forest management – does it pay off financially on drained peatlands? *Canadian Journal of Forest Research* 49: 1101–1113.
- Ahtikoski, A., Rämö, J., Juutinen, A., Shanin, V., Mäkipää, R. 2022. Continuous cover forestry and cost of carbon abatement on mineral soils and peatlands. *Frontiers in Environmental Science*: 405.
- Aldridge, D.C. 2000. The impacts of dredging and weed cutting on a population of freshwater mussels (*Bivalvia*: *Unionidae*). *Biological Conservation* 95: 247–57.
- Alekand, K. 2007. Juhend maaparandussüsteemi keskkonnakaitserajatiste kavandamiseks. I osa: Põllumajandusliku hajureostuse leviku ja erosiooni tõkestamine ning looduskahjude vähendamine. Põllumajandusministeerium, Tallinn.
- Alekand K., Timmusk, T. 2010. Meetme 1.8 raames rajatud maaparandussüsteemi keskkonnarajatiste efektiivsuse selgitamine. Eesti Maaülikool.
- Alm, J., Schulman, L., Walden, J., Nykanen, H., Martikainen, P. J., Silvola, J. 1999. Carbon balance of a boreal bog during a year with an exceptionally dry summer. *Ecology* 80: 161–174.
- Amatya, D., Skaggs, R., Gilliam, J., Hughes, J. 2003. Effects of orifice-weir outlet on hydrology and water quality of a drained forested watershed. *Southern Journal of Applied Forestry* 27: 130–142.
- Åström, M., Aaltonen, E.-K., Koivusaari, J. 2001. Effect of ditching operations on stream-water chemistry in a boreal forested catchment. *The Science of the Total Environment* 279: 117–129.
- Åström, M., Aaltonen, E.-K., Koivusaari, J. 2002. Impact of forest ditching on nutrient loadings of a small stream - a paired catchment study in Kronoby, W. Finland. *Science of the Total Environment* 297: 127–140.
- Åström, S.I. 2021. A two-stage ditch – a source or sinks of nutrients and sediment - evaluation of sediment loss and inundation frequency. Swedish University of Agricultural Sciences (Magistritöö).
- Bączyk, A., Wagner, M., Okruszko, T., Grygoruk, M. 2018. Influence of technical maintenance measures on ecological status of agricultural lowland rivers – Systematic review and implications for river management. *Science of The Total Environment* 627: 189–199.

[Baltic Sea Action Plan](#): 2021 update. Baltic Marine Environment Protection Commission.

- Becerra-Jurado, G., Harrington, R., Kelly-Quinn, M. 2012. A review of the potential of surface flow constructed wetlands to enhance macroinvertebrate diversity in agricultural landscapes with particular reference to Integrated Constructed Wetlands (ICWs). *Hydrobiologia* 692: 121–130.
- Belyazid, S., Giuliana, Z. 2019. Water limitation can negate the effect of higher temperatures on forest carbon sequestration. *European Journal of Forest Research* 138: 287–297.
- Bernard, J.M., Fripp, J., Robinson, K. (toim.). 2007. Two-Stage Channel Design. Käsiraamatust “Stream Restoration Design Handbook (National Engineering Handbook, 210VI, Part 654)”, US Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service.
- Bernot, M.J., Dodds, W.K. 2005. Nitrogen retention, removal, and saturation in lotic ecosystems. *Ecosystems* 8: 442–453.
- Biggs, J., von Fumetti, S., Kelly-Quinn, M. 2017. The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia* 793: 3–39.
- Blann, K., Anderson, L.J., Sands, G.R., Vondracek, B. 2009. Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 39: 909–1001.
- Brettschneider, D.J., Spring, T., Blumer, M., Welge, L., Dombrowski, A., Schulte-Oehlmann, U., Sundermann, A., Oetken, M., Oehlmann, J. 2023. Much effort, little success: causes for the low ecological efficacy of restoration measures in German surface waters. *Environmental Science Europe* 35: 31.
- Bring, A., Thorslund, J., Rosén, L., Rosén, L., Tonderski K., Åberg, C., Envall, I., Laudon, H. 2022. Effects on groundwater storage of restoring, constructing or draining wetlands in temperate and boreal climates: a systematic review. *Environmental Evidence* 11: 38.
- Brüsecke, J., Muotka, T., Huttunen, K.-L., Litjo, S., Lepo, W.-P., Jyväsjärvi, J. 2023. Drainage-induced browning causes both loss and change of benthic biodiversity in headwater streams. *Limnology and Oceanography Letters* 8: 620–627.
- Brysiewicz A., Czerniejewski P., Bonisławska M., Dąbrowski J. 2022. The effect of maintenance works to physical and chemical conditions of small rivers in agricultural areas. *Ecological Chemistry and Engineering S* 29:39–49.
- Buras, A., Rammig, A., Zang, C.S. 2019. Quantifying impacts of the drought 2018 on European ecosystems in comparison to 2003. *Biogeosciences* 17: 1655–1672.
- Burgin, S. 2010. 'Mitigation banks' for wetland conservation: a major success or an unmitigated disaster? *Wetlands Ecology and Management* 18: 49–55.
- Butlers, A., Lazdiņš, A., Kalēja, S., Bārdule, A. 2022. Carbon budget of undrained and drained nutrient-rich organic forest soil. *Forests* 13: 1790.
- Chescheir, G.M., Gilliam, J.W., Skaggs, R.W., Broadhead, R.G., Lea, R. 1987. The hydrology and pollutant removal effectiveness of wetland buffer areas receiving pumped agricultural drainage water. Water Resources Research Institute of the University of North Carolina.
- Chester, E.T., Robson, B.J. 2013. Anthropogenic refuges for freshwater biodiversity: Their ecological characteristics and management. *Biological Conservation* 166: 64–75.

- Costanza, R. de Groot, R., Sutton, P.C., Van der Ploeg, S., Anderson, S., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26: 152–158.
- Dabrowski, J.M., Bollen, A., Bennett, E.R., Schulz, R. 2005. Mitigation of azinphos-methyl in a vegetated stream: comparison of runoff and spray-drift. *Chemosphere* 62: 204–212.
- Deelstra, J., Eggestad, H., Iital, A., Jansons, V., Barkved, L. 2010. Time resolution and hydrological characteristics in agricultural catchments. *Status and Perspectives of Hydrology in Small Basins - IAHS Red books series 336*: 138–143.
- Detenbeck, N.E., DeVore, P.W., Niemi, G.J., Lima, A. 1992. Recovery of temperate-stream fish communities from disturbance: a review of case studies and synthesis of theory. *Environmental Management* 16: 13–53.
- DeZiel, B., Krider, L., Hansen, B., Magner, J., Wilson, B., Kramer, G., Nieber, J. 2019. Habitat improvements and fish community response associated with an agricultural two-stage ditch in Mower County, Minnesota. *Journal of the American Water Resources Association* 55: 154–188.
- Dittbrenner, B.J., Schilling, J.W., Torgersen, C.E., Lawler, J.J. 2022. Relocated beavers can increase water storage and decrease stream temperature in headwater streams. *Ecosphere* 13: e4168.
- Dollinger, J., Dagès, C., Bailly, J.S., Legacherie, P., Voltz, M. 2015. Managing ditches for agroecological engineering of landscape. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 35: 999–1020.
- Dorioz, J. M., Wang, D., Poulenard, J., Trevisan, D. 2006. The effects of grass buffer strips on phosphorus dynamics - a critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agricultura, Ecosystem ja Environment* 117: 4–21.
- Dreenivee seire 2021, [Taluvärava toiteelementide bilansi ja kasutuse uuring](#).
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Leveque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., Sullivan, C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163–182.
- Dunne, E.J., Reddy, K.R., Carton, O.T. 2005. *Nutrient Management in Agricultural Watershed – A Wetlands Solution*. Wageningen Academic Publishers, The Netherlands.
- Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamine II etapp. Lõpparuanne. 2019. Koostanud: OÜ Alkrane, Aija Kosk, SA Keskkonnaõiguse Keskus, Civitta Eesti AS.
- El Hawary, A., Shaban, M. 2018. Improving drainage water quality: Constructed wetlands-performance assessment using multivariate and cost analysis. *Water Science* 32: 301–317.
- [Elupaigatüüpide seisund 2019](#) (Natura 2000).
- Es-Salhi, M.A., Clément, M., St-Hilaire, A., Caissie, D., Courtenay, S.C. 2013. Influence of hydrological conditions and peat extraction operations on suspended sediment concentration and deposition in the East Branch Portage River, New Brunswick (Canada). *Water Quality Research Journal of Canada* 48: 4.
- ESDAC: [European Soil Data Centre](#). European Commission, Joint Research Centre.

- Etverk, I. 1998. Eesti riigimetsad ja nende majandamine 1918– 1998. Metsaamet, Tallinn.
- Fairfax, E., Whittle, A. 2020. Smokey the Beaver: beaver-dammed riparian corridors stay green during wildfire throughout the western USA. *Ecological Applications* 30: e02225.
- Finér, L., Mattsson, T., Joensuu, S., Koivusalu, H., Lauren, A., Makkonen, T., Nieminen, M., Tattari, S., Ahti, E., Kortelainen, P., Koskiahho, J., Leinonen, A., Nevalainen, R., Piirainen, S., Saarelainen, J., Sarkkola, S., Vuollekoski, M. 2010. Metsäisten valuma-alueiden vesistökuormituksen laskenta. Suomen ympäristökeskus.
- Finér, L., Ciuldiene, D., Libiete, Z., Lode, E., Nieminen, M., Pierzgalski, E., Ring, E., Strand, L., Sikström, U. 2018. WAMBAF – Good practices for ditch network maintenance to protect water quality in the Baltic Sea Region. *Natural resources and bioeconomy studies* 25/2018. Natural Resources Institute Finland, Helsinki.
- Finér, L., Härkönen, L., Jämsen, J., Joensuu, S., Leinonen, A., Andersson, E., Ågren, A., Čiuldienė, D., Lībiere, Z., Lomander, A., Pierzgalski, E., Ring, E., Sikström, U. 2020. Manual for constructing water protection structures at ditch network maintenance sites and for water retention in forests. *Natural Resources and Bioeconomy Studies* 66.
- Finér, L., Lepistö, A., Karlsson, K., Räike, A., Härkönen, L., Huttunen, M., Joensuu, S., Kortelainen, P., Mattsson, T., Piirainen, S. and Sallantausta, T. 2021. Drainage for forestry increases N, P and TOC export to boreal surface waters. *Science of the Total Environment* 762: 144098.
- Fisher, J., Acreman, M.C. 2004 Wetland nutrient removal: a review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences* 8: 673–685.
- Fraixedas, S., Linden, A., Meller, K., Lindström, Å., Keihs, O., Kålås, J.A., Husby, M., Leivits, A., Leivits, M., Lehtikoinen, A. 2017. Substantial decline of Northern European peatland bird populations: Consequences of drainage. *Biological Conservation* 214: 223–232.
- Gardner, R.C., Finlayson, C. 2018. Global Wetland Outlook: State of the World's wetlands and their services to people. Ramsar Convention Secretariat.
- GEMTEC. 1993. Design, installation and monitoring of siltation ponds, Peat Bog 567, Lamèque Island, New Brunswick. New Brunswick Department of Natural Resources and Energy, Open File 93–4.
- George, J.-P., Lang, M., Hordo, M., Metslaid, S., Post, P., Tamm, T. 2020. Potential of ecological modelling and smart-drainage development for mitigating adverse effects of future global change-type droughts for the Estonian forest sector. *Forestry Studies* 73: 98–106.
- Girardin, V. 2018. Source origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediment, and fate of organic contaminants in dragonfly larvae (Aeshnidae) from highway sedimentation ponds and natural ponds. University of Oslo (Magistritöö).
- Global Wetland Outlook: Special Edition 2021. Gland, Switzerland: Secretariat of the Convention on Wetlands.
- Gramlich, A., Stoll, S., Stamm, C., Walter, T., Prasuhn, V. 2018. Effects of artificial land drainage on hydrology, nutrient and pesticide fluxes from agricultural fields – A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 266: 84–99.

- Gregoire, C., Elsaesser, D., Huguenot, D., Lange, J., Lebeau, T., Merli, A., Mose, R., Passeport, E., Payraudeau, S., Schütz, T., Schulz, R., Tapia-Padilla, G., Tournebize, J., Trevisan, M., Wanko, A. 2009. Mitigation of agricultural nonpoint-source pesticide pollution in artificial wetland ecosystems – A review. *Raamatust: E. Lichtfouse (toim), Climate Change, Intercropping, Pest Control and Beneficial 293 Microorganisms, Sustainable Agriculture Reviews 2*.
- Grinberga, L., Lagzdins, A. 2018. Nutrient retention in surface flow constructed wetland in agricultural land in Latvia. *10.15544/RD.2017.179*.
- Gumbricht, T. 1993a. Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte systems. *Ecological Engineering 2*: 1–30.
- Gumbricht, T. 1993b. Nutrient removal capacity in submersed macrophyte pond systems in a temperate climate. *Ecological Engineering 2*: 49–61.
- Gurnell, A.M. 1998. The hydrogeomorphological effects of beaver dam-building activity. *Progress in Physical Geography 22*: 167–189.
- Haahti, K., Nieminen, M., Finér, L., Marttila, H., Kokkonen, T., Leinonen, A., Koivusalo, H. 2018. Model-based evaluation of sediment control in a drained peatland forest after ditch network maintenance. *Canadian Journal of Forest Research 48*: 130–140.
- Haapala, A., Muotka, T. 1998. Seasonal dynamics of detritus and associated macroinvertebrates in a channelized boreal stream. *Archiv für Hydrobiologie 142*: 171–189.
- Hansson, L.-A., Brönmark, C., Nilsson, P.A., Åbjörnsson, K. 2005. Conflicting demands on wetland ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both? *Freshwater Biology 50*: 705–714.
- Hasselquist, E.M., Lidberg, W., Sponseller, R.A., Ågren, A., Laudon, H. 2018. Identifying and assessing the potential hydrological function of past artificial forest drainage. *Ambio 47*: 546–556.
- Hauge, A., Buseth Blankenberg, A-G., Stedje Hanserud, O. 2008. Evaluering av fangdammer som miljøtiltak i SMIL. *Bioforsk Rapport 3*.
- Heath, D.J., Whitehead, A. 1992. A survey of pond loss in Essex, South-East England. *Aquatic Conservation 2*: 267–273.
- Hefting, M., Clement, J.-C., Bienkowski, P., Dowrick, D., Guenat, C., Butturini, A., Topa, S., Pinay, G., Verhoeven, T.A. 2005. The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe. *Ecological Engineering 24*: 465–482.
- Heikkinen, K., Ihme, R., Osmä, A.-M., Hartikainen, H. 1995. Phosphate removal by peat from peat mining drainage water during overland flow wetland treatment. *Journal of Environmental Quality 24*: 597–602.
- Heikkinen, K., Savolainen, M., Ihme, R., Lakso, E. 2002. The use of overland flow wetland treatment system for the purification of runoff water from peat mining areas — the service life of the system. In: Mander, U., Jenssen, P.D. (toim), *Natural Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates*. WIT Press, Southampton, Boston.
- Heikkinen, K., Karppinen, A., Karjalainen, S.M., Postila, H., Hadzic, M., Tolkkinen, M., Marttila, H., Ihme, R., Kløve, B. 2018. Long-term purification efficiency and factors affecting performance

- in peatland-based treatment wetlands: An analysis of 28 peat extraction sites in Finland. *Ecological Engineering* 117: 153–164.
- Heikurainen, L., Päivänen, J. 1970. The effect of thinning, clearcutting and fertilization on the hydrology of peatland drained for forestry. *Acta Forestalia Fennica* 104: 1–23.
- Heinonen, T., Pukkala, T., Asikainen, A., Peltola, H. 2018. Scenario analyses on the effects of fertilization, improved regeneration material, and ditch network maintenance on timber production of Finnish forests. *European Journal of Forest Research* 137: 93–107.
- Helm, A., Kull, A., Veromann, E., Remm, L., Villoslada, M., Kikas, T., Aosaar, J., Tullus, T., Prangel, E., Linder, M., Otsus, M., Külm, S., Sepp, K. 2020 (täiend. 2021). Metsa-, soo-, niidu- ja põllumajanduslike ökosüsteemide seisundi ning ökosüsteemiteenuste baastasemete üleriigilise hindamise ja kaardistamise lõpparuanne. ELME projekt. Tellija: Keskkonnaagentuur (riigihange nr 198846).
- Henley, W.F., Patterson, M.A., Neves, R.J., Lemly, A.D. 2000. Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: a concise review for natural resource managers. *Reviews in Fisheries Science* 8: 125–139.
- Herzon, I., Helenius, J. 2008. Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological Conservation* 141: 1171–1183.
- Hill, M.J., Greaves, H.M., Sayer, C.D., Hassall, C., Milin, M., Milner, V.S., Marazzi, L., Hall, R., Harper, L.R., Thornhill, I., Walton, R., Biggs, J., Ewald, N., Law, A., Willby, N., White, J. C., Briers, R.A., Mathers, K.L., Jeffries, M.J., Wood, P. J. 2021. Pond ecology and conservation: research priorities and knowledge gaps. *Ecosphere* 12: e03853.
- Hinojosa-Garro, D., Mason, C.F., Underwood, G.J.C. 2010. Influence of macrophyte spatial architecture on periphyton and macroinvertebrate community structure in shallow water bodies under contrasting land management. *Fundamental and Applied Limnology* 177: 19–37.
- Hodaj, A., Bowling, L., Frankenberger, J., Chaubey, I. 2017. Impact of a two-stage ditch on channel water quality. *Agricultural Water Management* 192: 126–137.
- Holden, J., Chapman, P.J., Labadz, J.C. 2004. Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical Geography* 28: 95–123.
- Holden, J., M. Gascoign, M., Bosanko, N.R. 2007. Erosion and natural revegetation associated with surface land drains in upland peatlands. *Earth Surface Processes and Landforms* 32: 1547–1557.
- Holgerson, M., Duarte, A., Hayes, M., Adams, M., Tyson, J., Douville, K., Strecker, A. 2019. Floodplains provide important amphibian habitat despite multiple ecological threats. *Ecosphere* 10: e02853.
- Holopainen, S., Lehtikainen, A. 2022. Role of forest ditching and agriculture on water quality: Connecting the long-term physico-chemical subsurface state of lakes with landscape and habitat structure information. *Science of the Total Environment* 806: 151477.
- Hood, G.A., Bayley, S.E. 2008. Beaver (*Castor canadensis*) mitigate the effects of climate on the area of open water in boreal wetlands in western Canada. *Biological Conservation* 141: 556–567.
- Hood, G.A., Larson, D.G. 2015. Ecological engineering and aquatic connectivity: a new perspective from beaver-modified wetlands. *Freshwater Biology* 60: 198–208.

- Horel, Á., Zsigmond, T., Farkas, C., Gelybó, G., Tóth, E., Kern, A., Bakacsi, Z. 2022. Climate change alters soil water dynamics under different land use types. *Sustainability* 14: 3908.
- Huhta, E., Helle, P., Nivala, V., Nikula, A. 2017. The effect of human-modified landscape structure on forest grouse broods in two landscape types. *Ecosphere* 8: e01950.
- Hurt, M. (koost.) 2021. Jõevähi (*Astacus astacus*) [kaitse tegevuskava](#). Kinnitatud Keskkonnaameti peadirektori asetäitja 20.10.2021 käskkirjaga nr 1-1/21/192.
- Huttunen, A., Heikkinen, K., Ihme, R. 1996. Nutrient retention in the vegetation of an overland flow treatment system in northern Finland. *Aquatic Botany* 55: 61–73.
- Häikiö, M. 1998. Laskeutusaltaan toimivuus maatalouden vesiensuojelussa. Suomen ympäristökeskuksen moniste 110.
- Härkönen, L.H., Lepistö, A., Sarkkola, S., Kortelainen, P., Raike, A. 2023. Reviewing peatland forestry: Implications and mitigation measures for freshwater ecosystem browning. *Forest Ecology and Management* 531: 120776.
- Hökkä, H., Alenius, V., Salminen, H. 2000. Kunnostusojitustarpeen ennustaminen ojitusalueilla. *Suo - Mires and Peat* 51: 1–10.
- Hökkä, H., Salminen, H., Ahtikoski, A., Kojola, S., Launiainen, S., Lehtonen, M. 2017. Long-term impact of ditch network maintenance on timber production, profitability and environmental loads at regional level in Finland: a simulation study. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 90: 234–246.
- Hökkä, H., Laurén, A., Stenberg, L., Launiainen, S., Leppä, K. and Nieminen, M. 2021. Defining guidelines for ditch depth in drained Scots pine dominated peatland forests. *Silva Fennica* 55: 10494
- Hynninen P, Sepponen P. 1983. The effect of drainage on the quality of brook water in the Kiiminki river basin, northern Finland. *Silva Fennica* 17: 23–43.
- Hynninen, A., Saari, P., Nieminen, M., Alm, J. 2010. Pintavalutus metsätaloustoimien valumavesien puhdistamisessa – kirjallisuustarkastelu. Use of peatland buffer areas for water purification in forested catchments – A review. *Suo – Mires and Peat* 61: 77–85.
- Hynninen, A. 2011. Use of wetland buffer areas to reduce nitrogen transport from forested catchments: Retention capacity, emissions of N₂O and CH₄ and vegetation composition dynamics. *Dissertationes Forestales* 129.
- Hynninen, A., Hamberg, L., Nousiainen, H., Korpela, L., Nieminen, M. 2011. Vegetation composition dynamics in peatlands used as buffer areas in forested catchments in southern and central Finland. *Plant Ecology* 212: 1803–1818.
- Iital, A., Loigu, E., Leisk, Ü., Pihlak, M., Pachel, K. 2010. Recent trends in nutrient concentrations in Estonian rivers as a response to large-scale changes in land-use intensity and life-styles *Journal of Environmental Monitoring* 12: 178–188.
- Iital, A., Klõga, M., Pihlak, M., Pachel, K., Zahharov, P., Loigu, E. 2014. Nitrogen content and trends in agricultural catchments in Estonia. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 198: 44– 53.
- Ilomets, M., Lode E., Pajula R., Sepp K., Truus L. 2006. Piirdekraavituse mõju rabanõlva taimkattele. Teoses: Kaasaegse ökoloogia probleemid. Frey, T. (toim.) Kaasaegse ökoloogia probleemid.

Loodushoiu majandushoovad. Eesti X ökoloogiakonverentsi lühiartiklid. Tartu 27. –28. aprill, lk. 44 –50.

- Ilomets, M., Kimmel, K., Stén C.-G., Korhonen, R. 2007. Sood Eestis ja Lõuna-Soomes. Tallinn.
- Ingerpuu, N., Nurkse, K., Vellak, K. 2014. Bryophytes in Estonian mires. *Estonian Journal of Ecology* 63: 3–14.
- Jabłońska, E., Wiśniewska, M., Marcinkowski, P., Grygoruk, M., Walton, C.R., Zak, D., Hoffmann, C.C., Larsen, S.E., Trepel, M., Kotowski, W. 2020. Catchment-scale analysis reveals high cost-effectiveness of wetland buffer zones as a remedy to non-point nutrient pollution in north-eastern Poland. *Water* 12: 629.
- Jabłońska, E., Winkowska, M., Wiśniewska, M., Geurts, J., Zak, D., Kotowski, W. 2021. Impact of vegetation harvesting on nutrient removal and plant biomass quality in wetland buffer zones. *Hydrobiologia* 848: 3273–3289.
- Jacobsen, B.G. 2011. Marginal cost of reducing nitrogen losses to water and air in Denmark. Conference Proceedings. Nitrogen & Global Change, Key findings – future challenges, Edinburgh.
- Jacobsen, B.H., Abildtrup, J., Andersen, M., Christensen, T., Hasler, B., Hussain, Z.B., Huusom, H., Dejgård Jensen, J., Sølvér Schou, J. and Ørum, J.E. 2004. Costs of Reducing Nutrient Losses from Agriculture - Analyses prior to the Danish Aquatic Programme III. Fødevarøkonomisk Institut Rapport nr. 167.
- Jansons, V., Lagzdins, A., Berzina, L., Sudars, R., Abramenko, K. 2012. Temporal and spatial variation of nutrient leaching from agricultural land in Latvia: long term trends in retention and nutrient loss in a drainage and small catchment scale. *Environmental and Climate Technologies* 7: 54–65.
- Jarvis, N., Koestel, J., Larsbo, M. 2016. Understanding preferential flow in the vadose zone: Recent advances and future prospects. *Vadose Zone Journal* 15: 1–11.
- Joensuu, S., Ahti, E., Vuollekoski, M. 1999. The effects of peatland forest ditch maintenance on suspended solids in runoff. *Boreal Environment Research* 4: 343–355.
- Joensuu, S., Ahti, E., Vuollekoski, M. 2001. Long-term effects of maintaining ditch networks on runoff water quality. *Suo* 52: 17–28.
- Joensuu, S. 2002. Effects of ditch network maintenance and sedimentation ponds on export loads of suspended solids and nutrients from peatland forests. Doctoral thesis, Finnish Forest Research Institute, Research Papers 868: 85–59.
- Joensuu, S., Kauppila, M., Lindén, M., Tenhola, T. 2012. Hyvän metsänhoidon suositukset – Vesiensuojelu. Tapio Oy, Helsinki, Finland.
- Johansen, S.L. 2013. Element accumulation and levels of four biomarkers in common frog (*Rana temporaria*) tadpoles in two sedimentation ponds and a naturally occurring pond. Norwegian University of Life Sciences (Magistritöö).
- Joosten, H. 1997. European mires: a preliminary status report. International Mire Consensus Group Members Newsletter 3: 10–13.
- Joosten, H. 2010. The Global Peatland CO₂ Picture; Wetlands International: Wageningen, The Netherlands.

- Jutila, E., Ahvonen, A., Laamanen, M., Koskiniemi, J. 1999. Adverse impact of forestry on fish and fisheries in stream environments of the Isojoki basin, western Finland. *Boreal Environment Research* 3: 395–404.
- Jutras, S., Plamondon, A.P. 2005. Water table rise after harvesting in a treed fen previously drained for forestry. *Suo* 56: 95–100.
- Juutinen, A., Tolvanen, A., Saarimaa, M., Ojanen, P., Sarkkola, S., Ahtikoski, A., Haikarainen, S., Karhu, J., Haara, A., Nieminen, M., Penttilä, T., Nousiainen, H., Hotanen, J-P., Minkkinen, K., Kurttila, M., Heikkinen, K., Sallantausta, T., Aapala, K., Tuominen, S. 2020. Cost-effective land-use options of drained peatlands-integrated biophysical-economic modeling approach. *Ecological Economics* 175: 106704.
- Juutinen, A., Shanin, V., Ahtikoski, A., Rämö, J., Mäkipää, R., Laiho, R., Sarkkola, S., Laurén, A., Penttilä, T., Hökkä, H., Saarinen, M. 2021. Profitability of continuous-cover forestry in Norway spruce dominated peatland forest and the role of water table. *Canadian Journal of Forest Research* 51: 859–870.
- Kadlec, R.H., Knight, R.L. 1996. *Treatment Wetlands*, First Edition. Boca Raton, Florida: CRC Press.
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D. 2009. *Treatment Wetlands*, Second Edition. Boca Raton, Florida: CRC Press.
- Kaimre, P., Sirgmet, R., Leppänen, J. 2004. Management of state forests in Estonia with comparison to Finland. – *Scandinavian Forest Economics* 40: 145–154.
- Kaisel, M., Kohv, K. Metsakuivenduse keskkonnamõju ülevaade. 2009. Eestimaa Looduse Fond, Keskkonnainvesteeringute Keskus, Tartu.
- Kallio, R., Ward, A., D'Ambrosio, J., Witter, J.D. 2010. A decade later: the establishment, channel evolution, and stability of innovative two-stage agricultural ditches in the midwest region of the United States. In 9th International Drainage Symposium held jointly with CIGR and CSBE/SCGAB Proceedings, 13-16 June 2010, Québec City Convention Centre, Quebec City, Canada. American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Kalnins, J., Petaja, G. 2018. Effectiveness of sedimentation ponds in forest drainage systems in heavy rain periods. *Research for Rural Development* 1: 155–162.
- Kalvite, Z., Libiete, Z., Bardule, A. 2017. Forest management and water quality in Latvia: identifying challenges and seeking solutions. Teoses: Proceedings of the 8th international scientific conference Rural Development 2017: 627–632.
- Kalvite, Z., Libiete, Z., Klavins, I. 2019. The efficiency of forest drainage system sedimentation ponds in the context of water quality. *Research for Rural Development* 1: 95–102.
- Karise, V., Metsur, M., Perens, R., Savitskaja, L., Tamm, I. 2004. Eesti põhjavee kasutamine ja kaitse. Eesti Põhjaveekomisjon.
- Karvak, J. 2022. Kuidas kulgevad Eesti jõed ja ojad? Konverentsi "Liigid, nende seisund tänases Eestis - kuidas edasi?" Poster-ettekanne.
- Kasak, K., Piirimäe, K., Vahtrus, S. 2016. Veekaitsemeetmed põllumajanduses. Käsiraamat tootjale.
- Kasak, K., Kill, K., Pärn, J., Mander, Ü. 2018. Efficiency of a newly established in-stream constructed wetland treating diffuse agricultural pollution. *Ecological Engineering* 19: 1–7.

- Kasak, K., Piirimäe, K. 2019. [Keskonnasõbralike põllumajanduslike kuivendusüsteemide eesvoolude hooldus ja uuendustööd.](#)
- Kasak, K., Valach, A.C., Rey-Sanchez, C., Kill, K., Shortt, R., Liu, J., Dronova, I., Mander, Ü., Szutu, D., Verfaillie, J., Baldocchi, D.D. 2020. Experimental harvesting of wetland plants to evaluate trade-offs between reducing methane emissions and removing nutrients accumulated to the biomass in constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 715: p.136960.
- Kask, R., Pikk, J., Kangur, A. 2021. Effect of growth conditions on wood properties of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Metsanduslikud Uurimused* 75: 176–187.
- Kask, M. 1982. A list of vascular plants of Estonian peatlands. Rmt: Frey, T., Masing, V., Roosalu, E. (toim.) Peatlands ecosystems. Academy of Sciences of the Estonian S.S.R., lk 39– 49.
- Kastridis, A. 2020. Impact of forest roads on hydrological processes. *Forests* 11: 1201.
- Kill, K., Grinberga, L., Koskiahho, J., Mander, Ü., Wahlroos, O., Lauva, D., Pärn, J., Kasak, K. 2022. Phosphorus removal efficiency by in-stream constructed wetlands treating agricultural runoff: Influence of vegetation and design. *Ecological Engineering* 180: 106664.
- Kimmel, K., Mander, Ü. 2010. Ecosystem services of peatlands: Implications for restoration. *Progress in Physical Geography* 34: 491–514.
- Klavina, Z., Klavins, I. 2022. Solutions and effectiveness of water protection structures in forest drainage system maintenance: examples from Latvia. *Rural development* 94–100.
- Kliimaministeerium [Kliimamuutustega kohanemise arengukava aastani 2030](#), Kliimaministeerium
- Kløve, B. 1997. Settling of peat in sedimentation ponds. *Journal of Environmental Science and Health* 32: 1507–1523.
- Kløve, B. 2000. Retention of suspended solids and sediment bound nutrients from peat harvesting sites with peak runoff control, constructed floodplains and sedimentation ponds. *Boreal Environment Research* 5: 81–94.
- Kløve, B., Saukkoriipi, J., Tuukkanen, T., Heiderscheidt, E., Heikkinen, K., Marttila, H., Ihme, R., Depre, L., Karppinen, A. 2012. Pre-estimation of loading on water bodies from peat production and new pollution control methods (TuVeKu). *The Finnish Environment* 35 (in Finnish with English summary).
- Kmoch, A., Kanal, A., Astover, A., Kull, A., Virro, H., Helm, A., Pärtel, M., Ostonen, I., Uemaa, E. 2021. EstSoil-EH: a high-resolution eco-hydrological modelling parameters dataset for Estonia, *Earth System Science Data* 13: 83–97.
- Koivusalo, H., Ahti, E., Laurén, A., Kokkonen, T., Karvonen, T., Nevalainen, R., Finér, L. 2008. Impacts of ditch cleaning on hydrological processes in a drained peatland forest. *Hydrology and Earth System Sciences* 12: 1211–1227.
- Kohv, K. 2010. Metsakuivenduse keskkonnamõju. Raamatus: Arukuusk, A. (koost). 60 aastat mehhaniseeritud metsakuivendust Eestis. Vali Press OÜ, lk 31– 52.
- Kollist, P. 1957. Kuivendamise mõju siirdesoometsade uuenemistingimustele. *Metsanduslikud uurimused* 1: 79–50.
- Kollist, P. 1976. EMI 1971-75. a. teadusliku töö lühiaruanne. Tartu, EMI.

- Kollist, P. 1988. Soode metsamajanduslik kasutamine. Koguteoses: Valk, U. (koostaja), Eesti sood. Valgus, Tallinn, lk 198–210.
- Korkeamäki, E., Suhonen, J. 2002. Distribution and habitat specialization of species affect local extinction in dragonfly Odonata populations. *Ecography* 25: 459–465.
- Korkiakoski, M., Tuovinen, J.-P., Penttilä, T., Sarkkola, S., Ojanen, P., Minkkinen, K., Rainne, J., Laurila, T., Lohila, A. 2019. Greenhouse gas and energy fluxes in a boreal peatland forest after clearcutting, *Biogeosciences* 16: 3703–3723.
- Korpela, L. 2004. The importance of forested mire margin plant communities for the diversity of managed boreal forests in Finland. Finnish Forest Research Institute. Research Papers 935: 1–60.
- Koskiahho 2005. Use of wetlands, ponds and buffer zones in Finland. Is living water possible in agricultural areas? Seminar on ecological engineering tools to combat diffuse pollution. Proceedings from NJF seminar no. 374.
- Koskiahho, J., Puustinen, M. 2005. Function and potential of constructed wetlands for the control of N and P transport from agriculture and peat production in boreal climate, *Journal of Environmental Science and Health* 40: 1265–1279.
- Koskinen, M., Sallantausta, T., Vasander, H. 2011. Post-restoration development of organic carbon and nutrient leaching from two ecohydrologically different peatland sites. *Ecological Engineering* 7: 1008–1016.
- Kosteikkojen ja laskeutuaaltaiden suunnittelu. 1996. Suomen Ympäristökeskuksen moniste 11. Helsinki. 50 lk.
- Kosten, S., Piñeiro, M., de Goede, E., de Klein, J., Lamers, L. P., Ettwig, K. 2016. Fate of methane in aquatic systems dominated by free-floating plants. *Water Research* 104: 200–207.
- Krider, L., Magner, J., Hansen, B., Wilson, B., Kramer, G., Peterson, J., Nieber, J. 2017. Improvements in fluvial stability associated with two-stage ditch construction in Mower County, Minnesota. *Journal of the American Water Resources Association* 53: 886–902.
- Kuglerová, L., Hasselquist, E.M., Sponseller, R.A., Muotka, T., Hallsby, G., Laudon, H. 2021. Multiple stressors in small streams in the forestry context of Fennoscandia: The effects in time and space, *Science of The Total Environment* 756: 143521.
- [Kuivendussüsteemide majandamise strateegia](#). 2011. Riigimetsa Majandamise Keskus, Tallinn.
- Kull, A. 2016. Soode ökoloogilise funktsionaalsuse tagamiseks vajalike puhvertsoonide määratlemine pikaajaliste häiringute leviku piiramiseks või leevendamiseks, II etapp. KIK projekti aruanne. Tartu Ülikool.
- Kurvits, K. 2022. Kuivendussüsteemi rekonstrueerimise mõju hariliku männi kasvule. Eesti Maaülikool (Bakalaureusetöö).
- Kuusemets, V., Mander, Ü., Lõhmus, K., Ivask, M. 2001. Nitrogen and phosphorus variation in shallow groundwater and assimilation in plants in complex riparian buffer zones. *Water Science and Technology* 44: 615– 622.
- Laas, E., Uri, V., Valgepea, M. 2011. Metsamajanduse alused. Tartu Ülikool.

- Łachacz, A., Kalisz, B., Sowiński, P., Smreczak, B., Niedźwiecki, J. 2023. Transformation of organic soils due to artificial drainage and agricultural use in Poland. *Agriculture* 13: 634.
- Laiho, R., Vasander, H., Penttilä, T., Laine, J. 2003. Dynamics of plant-mediated organic matter and nutrient cycling following water-level drawdown in boreal peatlands. *Global Biogeochemical Cycles* 17: 1053.
- Laine J. 1986. Kuivatustekniikan, kuivatussyvyyden ja puuston kasvun välisiä vuorosuhteita 25 vuotta vanhoilla ojitusalueilla. Tutkimussopimushankkeen Metsäojitettujen soiden ekologia' loppuraportti. Helsinki.
- Laine, J., Vasander, H., Laiho, R. 1995a. Long-term effects of water level drawdown on the vegetation of drained pine mires in southern Finland. *Journal of Applied Ecology* 32: 785–802.
- Laine, J., Vasander, H., Sallantausta, T. 1995b. Ecological effects of peatland drainage for forestry. *Environmental Reviews* 3: 286–303.
- Lakka, J., Kouki, J. 2009. Patterns of field layer invertebrates in successional stages of managed boreal forest: Implications for the declining Capercaillie *Tetrao urogallus* L. Population. *Forest Ecology and Management* 257: 660–607.
- Lamsodis, R., Morkūnas, V., Poškus, V., Povilaitis, A. 2006. Ecological approach to management of open drains. *Irrigation and Drainage: The journal of the International Commission on Irrigation and Drainage* 55: 479–490.
- Landry, J., Rochefort, L. 2012. The drainage of peatlands: impact and rewetting techniques. Impact of drainage of the floristic biodiversity. Department de phytologie, Université Laval.
- Langford, T. 1996. Ecological aspects of New Forest streams, draining one of Britain's unique areas. *Freshwater Forum* 6: 2–38.
- Lappalainen, M., 2008. Transport of sediment from peatland forests after ditch network maintenance. Aalto University (Magistritööl).
- Larmola, T., Rissanen, A.J., Ojanen, P., Stenberg, L., Kohl, L., Mäkipää, R., 2023. Mosses as biofilters for ditch methane emissions from forestry drained peatlands (No. EGU23-1382). Copernicus Meetings.
- Larsen, A., Larsen, J.R., Lane, S.N. 2021. Dam builders and their works: Beaver influences on the structure and function of river corridor hydrology, geomorphology, biogeochemistry and ecosystems. *Earth-Science Reviews* 218: 103623.
- Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H., Bouget, C. 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators* 11: 1027–1039.
- Lauhanen, R., Ahti, E. 2001. Effects of maintaining ditch networks on the development of Scots pine stands. *Suo* 52: 29–38.
- Lauhanen, R., Piironen, M.-L., Penttilä, T., Kolehmainen, E. 1998. Kunnostusojitustarpeen arviointi Pohjois-Suomessa. *Suo* 49: 101–112.
- Laurén, A., Koivusalo, H., Ahtikoski, A., Kokkonen, T., Finér, L. 2007. Water protection and buffer zones: how much does it cost to reduce nitrogen load in a forest cutting? *Scandinavian Journal of Forest Research* 22: 537–544.

- Laurén, A., Palviainen, M., Launiainen, S., Leppä, K., Stenberg, L., Urzainki, I., Nieminen, M., Laiho, R., Hökkä, H. 2021. Drainage and stand growth response in peatland forests – Description, testing, and application of mechanistic peatland simulator SUSI. *Forests* 12: 293.
- Le Viol, I., Mocq, J., Julliard, R., Kerbiriou, C. 2009. The contribution of motorway stormwater retention ponds to the biodiversity of aquatic macroinvertebrates. *Biological Conservation* 142: 3263–3171.
- Lee, K.H., Isenhardt, T.M., Schultz, R.C. 2003. Sediment and nutrient removal in an established multi-species riparian buffer. *Journal of Soil and Water Conservation* 58: 1–8.
- Lee, P., Smyth, C., Boutin, S. 2004. Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States. *Journal of Environmental Management* 70: 165–180.
- Lehtonen, A., Eyvindson, K., Härkönen, K., Leppä, K., Salmivaara, A., Peltoniemi, M., Salminen, O., Sarkkola, S., Launiainen, S., Ojanen, P., Rätty, M., Mäkipää, R. 2023. Potential of continuous cover forestry on drained peatlands to increase the carbon sink in Finland. *Scientific Reports* 13: 15510.
- Leisk, Ü., Hindrikson, M., Mandel, M. 2017. Vee koormusallikate ja nende mõju ajakohastamine, nende mõju vähendamise meetmete määramine Peipsi alamvesikonnas. Täiendatud versioon. Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ.
- Leivits, A. 2020. Eesti liikide punane nimestik - muutused ja suundumused. *Looduskaitse* 71: 20–23.
- Leppä, K., Hökkä, H., Laiho, R., Launiainen, S., Lehtonen, A., Mäkipää, R., Peltoniemi, M., Saarinen, M., Sarkkola, S., Nieminen, M. 2020. Selection cuttings as a tool to control water table level in boreal drained peatland forests. *Frontiers in Earth Science* 8: 576510.
- Lesta, M., Mäuring, T., Mander, Ü. 2006. Estimation of landscape potential for construction of free water surface wetlands for wastewater treatment in Estonia. *Environmental Management* 40: 303–313.
- LIFE-IP projekt "Loodusrikas Eesti" (ForEst&FarmLand LIFE18IPE/EE/000007).
- Liikanen, A., Puustinen, M., Koskiahio, J., Väisänen, T., Martikainen, P., Hartikainen, H. 2004. Phosphorus removal in a wetland constructed on former arable land. *Journal of Environmental Quality* 33: 1124–1132.
- Liljaniemi, P., Vuori, K.-M., Tossavainen, T., Kotanen, J., Haapanen, M., Lepistö, A., Kenttämies, K. 2003. Effectiveness of constructed overland flow areas in decreasing diffuse pollution from forest drainages. *Environmental Management* 32: 602–613.
- Liu, Q., Peng, C., Schneider, R., Cyr, D., McDowell, N. G., Kneeshaw, D. 2023. Drought-induced increase in tree mortality and corresponding decrease in the carbon sink capacity of Canada's boreal forests from 1970 to 2020. *Global Change Biology* 29: 2274–2285.
- Lizotte, R.E., Locke, M.A. 2018. Assessment of runoff water quality for an integrated best management practice system in an agricultural watershed. *Journal of Soil and Water Conservation* 73: 247–256.
- Locke, M.A., Weaver, M.A., Zablotowicz, R.M., Steinriede, R.W., Bryson, C.T., Cullum, R.F. 2011. Constructed wetlands as a component of the agricultural landscape: mitigation of herbicides in simulated runoff from upland drainage areas. *Chemosphere* 83: 1532–1538.

- Loigu, E., Iital, A., Pachel, K., Leisk, Ü. 2010. Fosfori- ja lämmastikukoormuse uuring punkt- ja hajureostuse allikatest. Fosforvähendite kaadmiumi reostusohu hindamine. Lepingu 4-11/61 lõpparuanne. Tallinna Tehnikaülikool.
- Loigu, E., Iital, A., Pachel, K., Piirimäe, K. 2011. Põllumajanduse hajukoormuse piiramise meetmete väljatöötamine ja nende tõhususe hindamine. Hinnang pinna ja põhjavee hea seisundi saavutamise ja veesäästu võimaluste kohta. Töövõtulepingu 4-1.1/279 lõpparuanne. Tallinna Tehnikaülikool.
- Louhi, P., Mäki-Petäys, A., Erkinaro, J., Paasivaara, A., Muotka, T. 2010. Impact of forest drainage improvement on stream biota: A multisite BACI-experiment. *Forest Ecology and Management* 260: 1315–1323.
- Ludwig, G. X., Alatalo, R. V., Helle, P., Nissinen, K., Siitari, H. 2008. Large-scale drainage and breeding success in boreal forest grouse. *Journal of Applied Ecology* 45: 325–333.
- Luhta, P.L., Huusko, A., Louhi, P. 2012. Re-building brown trout populations in dredged boreal forest streams: in-stream restoration combined with stocking of young trout. *Freshwater Biology* 57: 1966–1977.
- Lupikis, A., Lazdins, A. 2017. Soil carbon stock changes in transitional mire drained for forestry in Latvia: A case study. *Livestock Research for Rural Development* 1: 55–61.
- Lõhmus, A., Sellis, U. 2001. Must-toonekure toitumispaigad Eestis. *Hirundo* 14: 109–112.
- Lõhmus, A., Remm, L., Rannap, R. 2015. Just a ditch in forest? Reconsidering draining in the context of sustainable forest management. *BioScience* 65: 1066–1076.
- Lõhmus, A., Leivits, M., Peterhof, E., Zizas, R., Hofmanis, H., Ojaste, I., Kurlavicius, P. 2017. The Capercaillie (*Tetrao urogallus*) – An iconic focal species for knowledge-based integrative management and conservation of Baltic forests. *Biodiversity and Conservation* 26: 1–21.
- Lõhmus, E. 1984. Eesti metsakasvukohatüübid. Eesti NSV Agrotööstuskoondise Info- ja juurutus valitsus.
- Maaparandushoiukava 2022–2027, Lääne-Eesti vesikond. Põllumajandus ja Toiduamet. Eelnõu versioon 10.03.2022.
- Maaparandushoiutööde nõuded 2020. Riigi Teataja [I, 04.11.2020, 67](#)
- Maes, J., Musters, C.J.M., de Snoo, G.R. 2008. The effect of agri-environment schemes on amphibian diversity and abundance. *Biological Conservation* 41: 635–645.
- Magnus, R., Rannap, R. 2019. Pond construction for threatened amphibians is an important conservation tool, even in landscapes with extant natural water bodies. *Wetlands Ecology and Management* 27: 323–341.
- Mahl, U.H., Tank, J.L., Roley, S.S., Davis, R.T. 2015. Two-stage ditch floodplains enhance N-removal capacity and reduce turbidity and dissolved P in agricultural streams. *Journal of the American Water Resources Association* 51: 923–940.
- Mander, Ü (vastutav täitja). 2016. Süsiniku ja lämmastikuringe muudetud niiskusrežiimiga metsades. Lõpparuanne.

- Mander, Ü., Kuusemets, V., Ivask, M. 1995. Nutrient dynamics of riparian ecotones: a case study from the Porijogi River catchment, Estonia. *Landscape and Urban Planning* 31: 333–348.
- Mander, Ü., Lõhmus, K., Kuusemets, V., Ivask, M., Teiter, S., Augustin, J. 2005. Dynamics of nitrogen and phosphorus budgets in riparian grey alder forests. Teoses: Braskerud, B.C. (toim) Is living water possible in agricultural areas? Seminar on ecological engineering tools to combat diffuse pollution, Norway.
- Mander, Ü., Tournebize, J., Espenberg, M., Chaumont, C., Torga, R., Garnier, J., Muhel, M., Maddison, M., Lebrun, J.D., Uher, E., Remm, K., Pärn, J., Soosaar, K. 2021. High denitrification potential but low nitrous oxide emission in a constructed wetland treating nitrate-polluted agricultural run-off. *Science of The Total Environment* 779: 146614.
- Mander, Ü., Tournebize, J., Tonderski, K., Verhoeven, J.T.A., Mitsch, W.J. 2017. Planning and establishment principles for constructed wetlands and riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering* 103: 296–300.
- Manninen, P. 1998. Effects of forestry ditch cleaning and supplementary ditching on water quality. *Boreal Environmental Research* 3: 23–32.
- Martikainen, P., Nykänen, H., Crill, P., Silvola, J. 1993. Effect of a lowered water table on nitrous-oxide fluxes from Northern Peatlands. *Nature* 366: 51–53.
- Marttila, H., Tammela, S., Vuori, K.M., Ihme, R., Riihimäki, J., Hökkä, H., Yrjänä, T., Ahola, M., Luhta, P.L., Moilanen, E., Jämsen, J. 2008. Sustainable methods for peak flow control in boreal headwaters affected by peatland drainage. In *Proceedings of the 13th International Peat Congress. After Wise Use-The Future of Peatlands*. Tullamore, Ireland.
- Marttila, H., Kløve, B. 2009. Retention of sediment and nutrient loads with peak runoff control. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 13: 210–216.
- Marttila, H. 2010. Managing erosion, sediment transport and water quality in drained peatland catchments. University of Oulu, Faculty of Technology, Department of Process and Environmental Engineering (Doktoritöö).
- Marttila, H., Kløve, B. 2010a. Managing runoff, water quality and erosion in peatland forestry by peak runoff control. *Ecological Engineering* 36: 900–911.
- Marttila, H., Kløve, B. 2010b. Dynamics of erosion and suspended sediment transport from drained peatland forestry. *Journal of Hydrology* 388: 414–425.
- Marttila, H., Vuori, K.-M., Hökkä, H., Jämsen, J., Kløve, B. 2010. Framework for designing and applying peak runoff control structures for peatland forestry conditions. *Forest Ecology and Management* 260: 1262–1273.
- Marttila, H., Tammela, S., Kløve, B. 2012. Hydraulic geometry, hydraulics and sediment properties of forest brooks after extensive erosion from upland peatland drainage. *Open Journal of Modern Hydrology* 2: 59–69.
- Matero, J. 2004. Cost-effective measures for diffuse load abatement in forestry. *Silva Fennica* 38: 420.
- Matisone, I., Zumberga, A., Lībierte, Z., Gerra-Inohosa, L., Jansons, J. 2018. The impact of forest infrastructure reconstruction on expansion of potentially invasive plant species: First results from a study in Latvia. *Journal of Forest Science* 64: 353–357.

- Mayer, P.M., Reynolds, S.K., McCutchen, M.D., Canfield, T.J. 2007. Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of Environmental Quality* 36: 1172–1180.
- Mehine, M., Kupits, K., Jürgenstein, T. 2021. Ekspertihinnang veekogumite seisunditele Ahtama jõgi. Maves AS. Töö nr: 21082. 23 lk.
- Meland, S., Gomes, T., Petersen, K., Håll, J., Lund, E., Kringstad, A., Grung, M. 2019. Road related pollutants induced DNA damage in dragonfly nymphs (Odonata, Anisoptera) living in highway sedimentation ponds. *Scientific reports* 9: 1–15.
- [Metsa- ja puidusektori sotsiaalmajandusliku mõju analüüs](#). 2023. Ernst & Young Baltic AS:
- Miettinen, J., Ollikainen, M., Finér, L., Koivusalo, H., Laurén, A., Valsta, L. 2012. Diffuse load abatement with biodiversity co-benefits: the optimal rotation age and buffer zone size. *Forest Science* 58: 342–352.
- Miettinen, J., Ollikainen, M., Aroviita, J., Haikarainen, S., Nieminen, M., Turunen, J., Valsta, L. 2020a. Boreal peatland forests: ditch network maintenance effort and water protection in a forest rotation framework. *Canadian Journal of Forest Research* 00: 1–14.
- Miettinen, J., Ollikainen, M., Nieminen, M., Valsta, L. 2020b. Cost function approach to water protection in forestry. *Water Resources and Economics* 31: 100150.
- Mitchell, J.C. 2016. Restored wetlands in Mid-Atlantic agricultural landscapes enhance species richness of amphibian assemblages. *Journal of Fish and Wildlife Management* 7: 490–498.
- Montgomery, D.R., Collins, B.D., Buffington, J.M., Abbe, T.B. 2003. Geomorphic effects of wood in rivers. Teoses: Gregory, S., Boyer, K., Gurnell, A. (toim), *The ecology and management of wood in world rivers*, American Fisheries Society, Bethesda.
- Moor, H., Bergamini, A., Vorburgerb, C., Holdereggera, R., Buhler, C., Eggere, S., Schmidt, B.R. 2022. Bending the curve: Simple but massive conservation action leads to landscape-scale recovery of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 119: 1–8.
- Morris, R.K.A., Alonso, I., Jefferson, R.G., Kirby, K.J. 2006. The creation of compensatory habitats – can it secure sustainable development? *Journal of Nature Conservation* 14: 106–116.
- Moustafa, M.Z. 1999. Analysis of phosphorus retention in free-water surface treatment wetlands. *Hydrobiologia* 392: 41–53.
- Mueller, M., Pander, J. Geist, J. 2014. The ecological value of stream restoration measures: an evaluation on ecosystem and target species scales. *Ecological Engineering* 62: 129–139.
- Muotka, T., Paavola, R., Haapala, A., Novikmec, M., Laasonen, P. 2002. Long-term recovery of stream habitat structure and benthic invertebrate communities from in-stream restoration. *Biological Conservation* 105: 243–253.
- Muotka, T., Syrjänen, J. 2007. Changes in habitat structure, benthic invertebrate diversity, trout populations and ecosystem processes in restored forest streams: a boreal perspective. *Freshwater Biology* 52: 724–737.
- Must, M. 2022. Eesti kuivendussüsteemide keskkonnarajatised. Seisundi uuring. Eesti Maaülikool (Magistritöö).

- Mäkipää, R., Abramoff, R., Adamczyk, B., Baldy, V., Biryol, C., Bosela, M., Casals, P., Yuste, J.C., Dondini, M., Filipek, S., Garcia-Pausas, J. 2023. How does management affect soil C sequestration and greenhouse gas fluxes in boreal and temperate forests? – A review. *Forest Ecology and Management* 529: 120637.
- Nellis, R., Sellis, U., Väli, Ü., Nellis, R., Lauk, K. 2008. Preliminary results of GPS telemetry of black stork in Estonia: the breeding season. Presentation at 4th black stork conference. Uzlina Romania.
- Niemi, M., Ojanen, P., Sarkkola, S., Vasander, H., Minkkinen, K., Vauhkonen, J. 2023. Using a digital elevation model to place overland flow fields and uncleaned ditch sections for water protection in peatland forest management. *Ecological Engineering* 190: 106945.
- Nieminen, M., Ahti, E., Nousiainen, H., Joensuu, S., Vuollekoski, M. 2005a. Capacity of riparian buffer zones to reduce sediment concentrations in discharge from peatlands drained for forestry. *Silva Fennica* 9: 331–339.
- Nieminen, M., Ahti, E., Nousiainen, H., Joensuu, S., Vuollekoski, M. 2005b. Does the use of riparian buffer zones in forest drainage areas to reduce the transport of solids simultaneously increase the export of solutes? *Boreal Environment Research* 10: 191–201.
- Nieminen, M., Ahti, E., Koivusalo, H., Mattsson, T., Sarkkola, S., Laurén, A. 2010. Export of suspended solids and dissolved elements from peatland areas after ditch network maintenance in south-central Finland. *Silva Fennica* 44: 39–49.
- Nieminen, M., Koskinen, M., Sarkkola, S., Laurén, A., Kaila, A., Kiikkilä, O., Nieminen, T.M., Ukonmaanaho, L. 2015. Dissolved organic carbon export from harvested peatland forests with differing site characteristics. *Water Air Soil Pollution* 226: 181.
- Nieminen, M., Sallantausta, T., Ukonmaanaho, L., Nieminen, T.M., Sarkkola, S. 2017. Nitrogen and phosphorus concentrations in discharge from drained peatland forests are increasing. *Science of the Total Environment* 609: 974–981.
- Nieminen, M., Palviainen, M., Sarkkola, S., Laurén, A., Marttila, H., Finér, L. 2018a. A synthesis of the impacts of ditch network maintenance on the quantity and quality of runoff from drained boreal peatland forests. *Ambio* 47: 23–534.
- Nieminen, M., Piirainen, S., Sikström, U., Löfgren, S., Marttila, H., Sarkkola, S., Lauren, A., Finér, L. 2018b. Ditch network maintenance in peat-dominated boreal forests: review and analysis of water quality management options. *Ambio* 47: 535–545.
- Nieminen, M., Hökkä, H., Laiho, R., Juutinen, A., Ahtikoski, A., Pearson, M., Kojola, S., Sarkkola, S., Launiainen, S., Valkonen, S., Penttilä, T. 2018c. Could continuous cover forestry be an economically and environmentally feasible management option on drained boreal peatlands? *Forest Ecology and Management* 424: 78–84.
- Nieminen, M., Sarkkola, S., Hellsten, S., Marttila, H., Piirainen, S., Sallantausta, T., Lepistö, A. 2018d. Increasing and decreasing nitrogen and phosphorus trends in runoff from drained peatland forests—is there a legacy effect of drainage or not? *Water Air Soil Pollution* 229: 286.
- Nironen, M. 2017. Guide to the Geological Map of Finland – Bedrock 1:1 000 000. Geological Survey of Finland, Special Paper 60: 41–76.

- Nummi, P. 1989. Simulated effects of the beaver on vegetation, invertebrates and ducks. In *Annales Zoologici Fennici* 26: 43–52.
- Nummi, P., Holopainen, S. 2020. Restoring wetland biodiversity using research: Whole-community facilitation by beaver as framework. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 30: 1798–1802.
- Nurmla, M. 2010. Must-toonekure (*Ciconia nigra*) pesitsuspiirkondade vooluveekogud ja nende ajaloolised muutused. Eesti Maaülikool (Magistritöö).
- Normak, K., Vreimann, T., Kupits, K., Metsur, M. 2019. Olulised veemajandusprobleemid. Ida-Eesti vesikond, Lääne-Eesti vesikond, Koiva vesikond. MAVES.
- Ojanen, P., Minkkinen, K. 2020. Rewetting offers rapid climate benefits for tropical and agricultural peatlands but not for forestry-drained peatlands. *Global Biogeochemical Cycles* 34: e2019GB006503.
- O'Kelly, B.C. 2008. On the geotechnical design and use of peat bunds in the conservation of bogs. Teoses: *Proceedings of the First International Conference on Geotechnical Engineering*, Hammamet, Tunisia.
- Oliveira-Junior, E. S., Tang, Y., van den Berg, S. J., Cardoso, S. J., Lamers, L. P., Kosten, S. 2018. The impact of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on greenhouse gas emission and nutrient mobilization depends on rooting and plant coverage. *Aquatic Botany* 145: 1–9.
- Ovaska, S., Liski, E., Äijö, H., Häggblom, O., Paasonen-Kivekäs, M. 2021. Perusparannukset ja ravinnetase suomalaisessa peltoviljelyssä. Salaojituksen tutkimusyhdistys ry:n tiedote 36.
- Owenius, S., van der Nat, D. 2011. Measures for water protection and nutrient reduction. Baltic COMPASS, JTI – Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering. Rapport nr 2011- 0314-A.
- Paal, J. 1997. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Eesti Keskkonnaministeerium & ÜRO Keskkonnaprogramm, Tallinn.
- Paal, J. 2007. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat. Auratrükk, Tallinn.
- Paal, J., Leibak, E. (koostajad). 2013. Eesti soode seisund ja kaitstus. Eestimaa Looduse Fond, Tartu.
- Paal, J., Jürjendal, I., Suija, A., Kull, A. 2016. The impact of drainage on vegetation of transitional mires in Estonia. *Mires and Peat* 18: 02.
- Paavilainen, E., Päivänen, J. 1995. *Peatland Forestry: Ecology and Principles*. Ecological Studies. Springer.
- Paavonen, E. 2022. Modelling the spatio-temporal effects of damming in an agricultural ditch network. Aalto University (Magistritöö).
- Painter, D. 1999. Macroinvertebrate distributions and the conservation value of aquatic Coleoptera, Mollusca and Odonata in the ditches of traditionally managed and grazing fen at Wicken Fen, UK. *Journal of Applied Ecology* 36: 33–48.
- Palviainen, M., Finér, L., Laurén, A., Launiainen, S., Piirainen, S., Mattsson, T., Starr, M. 2014. Nitrogen, Phosphorus, Carbon, and Suspended Solids Loads from Forest Clear-Cutting and Site

- Preparation: Long-Term Paired Catchment Studies from Eastern Finland. *AMBIO* 43: 218–233.
- Pant, H.K., Reddy, K.R. 2003. Potential internal loading of phosphorus in a wetland constructed in agricultural land. *Water Research* 37: 965–972.
- Pavey, B., Saint-Hilaire, A., Courtenay, S., Ouarda, T., Bobée, B. 2007. Exploratory study of suspended sediment concentrations downstream of harvested peat bogs. *Environmental Monitoring and Assessment* 135: 369–382.
- Peacock, M., Audet, J., Bastviken, D., Cook, S., Evans, C.D., Grinham, A., Holgerson, M.A., Högbom, L., Pickard, A.E., Zieliński, P., Futter, M.N. 2021. Small artificial waterbodies are widespread and persistent emitters of methane and carbon dioxide. *Global Change Biology* 27: 5109–5123.
- Peacock, M., Granath, G., Wallin, M. B., Högbom, L., Futter, M. N. 2021. Significant emissions from forest drainage ditches—An unaccounted term in anthropogenic greenhouse gas inventories? *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 126: e2021JG006478.
- Peltovuori, T. 2006. Phosphorus in agricultural soils of Finland: characterization of reserves and retention in mineral soil profiles. University of Helsinki (Doktoritöö).
- Penu, P. 2012. Soostunud ja soomuldade orgaanilise süsiniku sisaldus ja vastavalt sellele 1: 10 000 mullakaardi võimalik korrigeerimine. Eesti maaelu arengukava 2007–2013 2. telje püsihindamine. Põllumajandusuuringute Keskus.
- Pettcrew, E.L., Kalff, J. 1992. Water flow and clay retention in submerged macrophyte bed. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 2483–2489.
- Piirainen, S., Finér, L., Andersson, E., Armolaitis, K., Belova, O., Čiuldienė, D., Futter, M., Gil, W., Glazko, Z., Hiltunen, T., Högbom, L., Janek, M., Joensuu, S., Jägrud, L., Libiete, Z., Lode, E., Löfgren, S., Pierzgałski, E., Sikström, U., Zarins, J., Thorell, D. 2017. Forest drainage and water protection in the Baltic Sea Region countries – current knowledge, methods and areas for development. Natural Resources Institute, Helsinki.
- Pikk, J. 2011. Metsakuivendus ja metsateed. Raamatus: Metsamajanduse alused: õpik kõrgkoolidele. Koostanud: E. Laas, V. Uri, M. Valgepea. Tartu. Tartu Ülikooli Kirjastus, lk. 543–556.
- Pikk, J., Valk U. 1994. Metsaparanduslike katsete tulemused siirdesoojustutes. Koost. L. Raid. MU väljaanne nr 26. Tartu: Eesti Vabariigi Riiklik Metsaamet, Eesti Metsanduse ja Looduskaitse Instituut, lk 44–57.
- Pikk, J., Seemen, H. 2000. Loss of peat on drained peatlands in Estonia. *Baltic Forestry* 6: 25–29.
- Pollock, M.M., Beechie, T.J., Wheaton, J.M., Jordan, C.E., Bouwes, N., Weber, N., Volk, C. 2014. Using beaver dams to restore incised stream ecosystems. *BioScience* 64: 279–290.
- Pollock, M.M., Lewallen, G., Woodruff, K., Jordan, C.E., Castro, J.M. 2015. The beaver restoration guidebook: working with beaver to restore streams, wetlands, and floodplains. Version 1.02. United States Fish and Wildlife Service, Portland, Oregon.
- Postila, H., 2007. Soistuvien metsäojitettujen turvemaiden käyttö vesiensuojelurakenteena turvetuotannon vesienpuhdistuksessa. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.

- Postila, H., Saukkoriipi, J., Heikkinen, K., Karjalainen, S.M., Kuoppala, M., Marttila, H., Kløve, B. 2014. Can treatment wetlands be constructed on drained peatlands for efficient purification of peat extraction runoff? *Geoderma* 228-229: 33–43.
- Postila, H., Ronkanen, A.-K., Marttila, H., Kløve, B. 2015. Hydrology and hydraulics of treatment wetlands constructed on drained peatlands. *Ecological Engineering* 75: 232–241.
- Potapov, A., Hordo, M., Metslaid, S. 2022. Kuivendussüsteemi rekonstrueerimise mõju puistu juurdekasvu ning põhjavee taseme dünaamikale. Keskkonnainvesteeringute Keskus Metsanduse programmi projekt nr 17442 Lõpparuanne. Eesti Maaülikool.
- Potapov, A., Mehtätalo, L., Kiviste, A., Metslaid, S., Kaart, T., Stanturf, J.A., Hordo, M. 2023. Basal area growth response of Scots pine to drainage: An analysis using a mixed-effects modelling approach. *Forest Ecology and Management* 532: 120825.
- Pothier, D., Prévost, M., Auger, I. 2003. Using the shelterwood method to mitigate water table rise after forest harvesting. *Forest Ecology and Management* 179: 573–583.
- Povilaitis, A., Lamsodis, R., Bastienė, N., Rudzianskaitė, A., Misevičienė, S., Miseckaitė, O., Gužys, S., Baigys, G., Grybauskienė, V. and Balevičius, G. 2015. Agricultural drainage in Lithuania: a review of practices and environmental effects. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science* 65: 14–29.
- Prevost, M., Plamondon, A.P., Belleau, P. 1999. Effects of drainage of a forested peatland on water quality and quantity. *Journal of Hydrology* 214: 130–14.
- Price, J.S., Heathwaite, A.L., Baird, A.J. 2003. Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: an overview of management approaches. *Wetlands Ecology and Management* 11: 65–83.
- Purola T, Lehtonen H. 2022. Farm-level effects of emissions tax and adjustable drainage on peatlands. *Environmental Management* 69: 154–168.
- Põdra, M., Maran, T. 2003. Euroopa naaritsa *Mustela lutreola* kaitse ja ohjamise tegevuskava Hiiumaal (2004–2008).
- Päivänen, J., Sarkkola, S. 2000. The effect of thinning and ditch network maintenance on the water table level in a Scots pine stand on peat soil. *Suo* 51: 131–138.
- Päivänen, J., Hånell, B. 2012. Peatland ecology and forestry — A sound approach. University of Helsinki Department of Forest Sciences Publications 3: 1–267.
- Qiu, Z., Prato, T. 1998. Economic evaluation of riparian buffers in an agricultural watershed. *Journal of American Water Resources Association* 34: 877–890.
- Qiu, Z., Prato, T. 2001. Physical determinants of economic value of riparian buffers in an agricultural watershed. *Journal of American Water Resources Association* 37: 295–303.
- Rajakallio, M., Jyväsjärvi, J., Muotka, T., Aroviita, J. 2021. Blue consequences of the green bioeconomy: Clear-cutting intensifies the harmful impacts of land drainage on stream invertebrate biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 58: 1523– 1532.
- Rannap, R., Lõhmus, A., Briggs, L. 2009. Restoring ponds for amphibians: A success story. *Hydrobiology* 634: 87–95.

- Rannap, R., Kaart, T., Iversen, L.L., de Vries, W., Briggs, L. 2015. Geographically varying habitat characteristics of a wide-ranging amphibian, the common spadefoot toad (*Pelobates fuscus*), in Northern Europe. *Herpetological Conservation and Biology* 10: 904–916.
- Rannap, R., Kaart, M. M., Kaart, T., Kill, K., Uemaa, E., Mander, Ü., Kasak, K. 2020. Constructed wetlands as potential breeding sites for amphibians in agricultural landscapes: A case study. *Ecological Engineering* 2020: 106077.
- Raukas, A., Teedumäe, A. (toim). 1997. *Geology and Mineral Resources of Estonia*. Estonian Academy Publishers, Tallinn. 436 lk.
- Reed, S.C., Middlebrooks, E.J., Crites, R.W. 1988. *Natural Systems for Waste Management and Treatment*, 1st ed. McGraw-Hill Book Company, New York.
- Rehell, S. 2017. Ilmastotekijöiden ja vesitalouden vaikutus minerotrofisten rimpipintojen esiintymiseen boreaalisissa suosysteemeissä. *Suo* 68: 41–66.
- Remm, L., Lõhmus, P., Leis, M., Lõhmus, A. 2013. Long-term impacts of forest ditching on non-aquatic biodiversity: conservation perspectives for novel ecosystems. *PLOS ONE* 8: e63086
- Remm, L., Lõhmus, A., Rannap, R. 2015a. Temporary and small water bodies in human-impacted forests: an assessment in Estonia. *Boreal Environment Research* 20: 603–619.
- Remm, L., Lõhmus, A., Maran, T. 2015b. A paradox of restoration: Prey habitat engineering for an introduced, threatened carnivore can support native biodiversity. *Oryx*, 49, 559–562.
- Remm, L., Lõhmus, A., 2016. Semi-naturally managed forests support diverse land snail assemblages in Estonia. *Forest Ecology and Management* 363: 159–168.
- Remm, L., Vaikre, M., Rannap, R., Kohv, M. 2018. Amphibians in drained forest landscapes: Conservation opportunities for commercial forests and protected sites. *Forest Ecology and Management* 428: 87–92.
- Remm, L., Kuresoo, L., Rünkla, M. 2020. Teejuht püsimetsandusse. Eestimaa Looduse Fond.
- Riigikontroll 2020. Maaparandussüsteemide korrastamise jätkusuutlikkus. Kas maaparandussüsteemide korrastamine on kestlik ja keskkonda säästev? Riigikontrolli aruanne Riigikogule. 15.05.2020.
- Rissanen, A.J., Ojanen, P., Stenberg, L., Larmola, T., Anttila, J., Tuominen, S., Minkkinen, K., Koskinen, M., Mäkipää, R. 2023. Vegetation impacts ditch methane emissions from boreal forestry-drained peatlands—Moss-free ditches have an order-of-magnitude higher emissions than moss-covered ditches. *Frontiers in Environmental Science* 11: 1121969.
- Robinson, C.T., Schweizer, P., Larsen, A., Schubert, C.J., Siebers, A.R. 2020. Beaver Effects on Macroinvertebrate Assemblages in Two Streams with Contrasting Morphology. *Science of the Total Environment* 722: 137899.
- Roley, S.S., Tank, J.L., Williams, M.A. 2012. Hydrologic connectivity increases denitrification in the hyporheic zone and restored floodplains of an agricultural stream. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 117: G00N04.
- Rosenvald, R., Lõhmus, A., Kraut, A., Remm, L. 2011. Bird communities in hemiboreal old-growth forests: the roles of food supply, stand structure, and site type. *Forest Ecology and Management* 262: 1541–1550.

- Rosenvald, R., Järvekülg, R., Lõhmus, A. 2014. Fish assemblages in forest drainage ditches: degraded small streams or novel habitats? *Limnologica* 46: 37–44.
- Runnel, K., Miettinen, O., Lõhmus, A. 2021. Polypore fungi as a flagship group to indicate changes in biodiversity—a test case from Estonia. *IMA fungus* 12: 1–31.
- Ruosteenoja, K., Markkanen, T., Venalainen, A., Raisanen, P., Peltola, H. 2018. Seasonal soil moisture and drought occurrence in Europe in CMIP5 projections for the 21st century. *Climate Dynamics* 50: 1177–1192.
- Saarinen, M., Alenius, V., Laiho, R. 2013. Kosteusolosuhteiden vaikutus siementen itämiseen ja taimien varhaiskehitykseen turvemaan metsänuudistusalan muokkauspinnoilla. *Mires and Peat* 64: 51–75.
- Sallantaus, T., Vasander, H., Laine, J. 1998. Metsätalouden vesistöhaittojen torjuminen ojitetuista soista muodostettujen puskurivyöhykkeiden avulla. *Suo* 49: 125–133.
- Sallinen, A., Tuominen, S., Kumpula, T., Tahvanainen, T. 2019. Undrained peatland areas disturbed by surrounding drainage: A large scale GIS analysis in Finland with a special focus on AAPA mires. *Mires and Peat* 24: 1–22.
- Salm, J.O., Kimmel, K., Uri, V. and Mander, Ü. 2009. Global warming potential of drained and undrained peatlands in Estonia: a synthesis. *Wetlands* 29: 1081–1092.
- Sarkkola S., Hökkä H., Koivusalo H., Nieminen M., Ahti E., Päivänen J., Laine J. 2010. Role of tree stand evapotranspiration in maintaining satisfactory drainage conditions in drained peatlands. *Canadian Journal of Forest Research* 40: 1485–1496.
- Sarkkola S., Hökkä H., Ahti E., Koivusalo H., Nieminen M. 2012. Depth of water table prior to ditch network maintenance is a key factor for tree growth response. *Scandinavian Journal of Forest Research* 27: 649–658.
- Sarkkola, S., Nieminen, M., Koivusalo, H., Laurén, A., Ahti, E., Launiainen, S., Nikinmaan, E., Marttila, H., Laine, J., Hökkä, H. 2013. Domination of growing-season evapotranspiration over runoff makes ditch network maintenance in mature peatland forests questionable. *Mires and Peat* 11: 1–11.
- Shah, N.W., Baillie, B.R., Bishop, K., Ferraz, S., Högbom, L., Nettles, J. 2022. The effects of forest management on water quality. *Forest Ecology and Management* 522: 120397.
- Shanin, V., Juutinen, A., Ahtikoski, A., Frolov, P., Chertov, O., Rämö, J., Lehtonen, A., Laiho, R., Mäkiranta, P., Nieminen, M., Laurén, A. 2021. Simulation modelling of greenhouse gas balance in continuous-cover forestry of Norway spruce stands on nutrient-rich drained peatlands. *Forest Ecology and Management* 496: 119479.
- Siksnane, I., Lagzdins, A. 2022. The effects of meteorological and hydrological conditions on nutrient losses from agricultural areas in Latvia. *Sciando* 26: 512– 523.
- Sikström U., Hökkä H. 2016. Interactions between soil water conditions and forest stands in boreal forests with implications for ditch network maintenance. *Silva Fennica* 50: 1416.
- Sikström, U., Jansson, G., Pettersson, F. 2020. Growth responses of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* after ditch cleaning – a survey in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 35: 1–16.

- Silvan, N., Vasander, H., Laine, J. 2004. Vegetation is the main factor in nutrient retention in a constructed wetland buffer zone. *Plant and Soil* 258: 179–187.
- Simola, H. 2017. Persistent carbon loss from the humus layer of tilled boreal forest soil. *European Journal of Soil Science* 69: 303–314.
- Sirin, A., Vompersky, S., Nazarov, N. 1991. Influence of forest drainage on runoff: main concepts and examples from central part of the USSR European territory. *Ambio* 20: 334–339.
- Skaggs, R.W., Tian, S., Chescheir, G.M., Amatya, D.M., Youssef, M.A. 2016. Forest drainage. Teoses: Amatya, D.M., Williams, T.M., Bren, L., de Jong, C. (toim), *Forest Hydrology: Processes, Management and Assessment*. CABI.
- Sloan, B.P., Basu, N.B., Mantilla, R. 2016. Hydrologic impacts of subsurface drainage at the field scale: Climate, landscape and anthropogenic controls. *Agricultural Water Management* 165: 1–10.
- Sloan, B.P., Mantilla, R., Fonley, M., Basu, N.B. 2017. Hydrologic impacts of surface drainage from the field to watershed scale. *Hydrological Processes* 31: 3017–3028.
- Sloan, T.J., Payne, R.J., Anderson, A.R., Bain, C., Chapman, S., Cowie, N., Gilbert, P., Lindsay, R., Mauquoy, D., Newton, A.J., Andersen, R. 2019. Peatland afforestation in the UK and consequences for C storage. *Mires and Peat* 23: 1–17.
- Soomets, E., Rannap, R., Lõhmus, A. 2016. Patterns of assemblage structure indicate a broader conservation potential of focal amphibians for pond management. *PLOS ONE* 11: e0160012.
- Soomets, E., Lõhmus, A., Rannap, R. 2017. Brushwood removal from ditch banks attracts breeding frogs in drained forests. *Forest Ecology and Management* 384: 1–5.
- Staddon, W.J., Locke, M.A., Zablotowicz, R.M. 2001. Microbiological Characteristics of a vegetative buffer strip soil and degradation and sorption of metolachlor. *Soil Science Society of America Journal* 65: 1136–1142.
- Stenberg, L., Tuukkanen, T., Finér, L., Marttila, H., Piirainen, S., Kløve, B., Koivusalo, H. 2015. Ditch erosion processes and sedimentation transport in a drained peatland forest. *Ecological Engineering* 75: 421–433.
- Stenberg, L., Leppä, K., Launiainen, S., Laurén, A., Hökkä, H., Sarkkola, S., Saarinen, M., Nieminen, M. 2022. Measuring and modeling the effect of strip cutting on the water table in boreal drained peatland pine forests. *Forests* 13: 1134.
- Stewart, G.B., Bayliss, H.R., Showler, D.A., Sutherland, W.J., Pullin, A.S. 2009. Effectiveness of engineered in-stream structure mitigation measures to increase salmonid abundance: a systematic review. *Ecological applications* 19: 931–941.
- Strack, M., Zuback, Y.C.A. 2013. Annual carbon balance of a peatland 10 yr following restoration, *Biogeosciences* 10: 2885–2896.
- Strain, G.F., Turk, P.J., Helmick, J., Anderson, J.T. 2017. Amphibian reproductive success as a gauge of functional equivalency of created wetlands in the Central Appalachians. *Wildlife Research* 44: 354–364.
- Strazds, M. 2011. Conservation ecology of the black stork in Latvia. University of Latvia (Doktoritöö).

- Stutter, M.I., Langa, S.J., Lumsdon, D.G. 2009. Vegetated buffer strips can lead to increased release of phosphorus to waters: a biogeochemical assessment of the mechanisms. *Environmental Science Technology* 43: 1858–1863.
- Suislepp, K., Rannap, R., Lõhmus, A. 2011. Impacts of artificial drainage on amphibian breeding sites in hemiboreal forests. *Forest Ecology and Management* 262: 1078–1083.
- Sun, Z., Brittan, J. E., Sokolova, E., Thygesen, H., Saltveit, S. J., Rauch, S., Meland, S. 2018. Aquatic diversity in sedimentation ponds receiving road runoff – what are the key drivers? *Science of the Total Environment* 610-611: 1527–1535.
- Šaulys, V., Bastienė, N. 2008. The impact of lime on water quality when draining clay soils. *Ekologija* 54: 22–28.
- Zare, M., Azam, S., Sauchyn, D. 2022. Impact of climate change on soil water content in southern Saskatchewan, Canada. *Water* 14: 1920.
- Zālītis, P., Zālītis, T., Lībiete-Zālīte, Z. 2010. Changes in stand productivity related to the deformation of drainage ditches. *Mežzinātne* 22: 103–115.
- Tahvanainen, T. 2011. Abrupt ombrotrophication of a boreal aapa mire triggered by hydrological disturbance in the catchment. *Journal of Ecology* 99: 404–415.
- Talpsep, I., Kasak, K., Piirimäe, K., Tamm, I. 2012. Tehismärgalad: põllumees puhastab vett. Eestimaa Looduse Fond, Tartu.
- Tannik, M. (koost.) 2021. *Kopra (Castor fiber) kaitse ja ohjamise tegevuskava*. Kinnitatud Keskkonnaameti peadirektori asetäitja 06.09.2021 korraldusega nr 1-3/21/504.
- Tanneberger, F., Tegetmeyer, C., Busse, S., Barthelmes, A., Shumka, S., Mariné, A.M., Jenderedjian, K., Steiner, G.M., Essl, F., Etzold, J., Mendes, C., Kozulin, A., Frankard, P., Milanović, A., Ganeva, A., Apostolova, I., Alegro, A., Delipetrou, P., Navrátilová, J., ... Joosten, H. 2017. The peatland map of Europe. *Mires and Peat* 19.
- Teels, B.M., Mazanti, L.E., Rewa, C.A. 2004. Using an IBI to assess effectiveness of mitigation measures to replace loss of a wetland-stream ecosystem. *Wetlands* 24: 375–384.
- Tehismärgalade projekteerimisjuhend. PB Maa ja vesi, Tallinn 2008.
- Ten Kate, K., Bishop, J., Bayon, R. 2004. Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case. IUCN, Insight Investment.
- Thompson, S., Vehkaoja, M., Nummi, P. 2016. Beaver-created deadwood dynamics in the boreal forest. *Forest Ecology and Management* 360: 1–8.
- Thompson, S., Vehkaoja, M., Pellika, J., Nummi, P. 2021. Ecosystem services provided by beavers *Castor* spp. *Mammal Review* 51: 25–39.
- Timmusk, T. 2007. Eesti riikliku arengukava raames maaparanduslike abinõude uuring kuivendatud maatulundusmaalt pärineva hajuresotuse vähendamiseks. Tartu, 88 lk.
- Timmusk, T. 2022. Drenaažkuivendusega põllumajandusmaal hajukoormuse leviku iseärasuste selgitamine ja hajukoormuse ohjamise meetodite täpsustamine. Lõpparuanne. I–III osa. Tartu.

- Tong, C.H.M., Nilsson, M.B., Drott, A., Peichl, M. 2022a. Drainage ditch cleaning has no impact on the carbon and greenhouse gas balances in a recent Forest clear-cut in boreal Sweden. *Forests* 13: 842.
- Tong, C.H.M., Nilsson, M.B., Sikström, U., Ring, E., Drott, A., Eklöf, K., Futter, M.N., Peacock, M., Segersten, J., Peichl, M. 2022b. Initial effects of post-harvest ditch cleaning on greenhouse gas fluxes in a hemiboreal peatland forest. *Geoderma* 426: p.116055.
- Toreti, A., Belward, A., Perez-Dominguez, I., Naumann, G., Luterbacher, J., Cronie, O., Seguni, L., Manfron, G., Lopez-Lozano, R., Baruth, B., van den Berg, M., Dentener, F., Ceglar, A., Chatzopoulos, T., Zampieri, M. 2019. The exceptional 2018 European water seesaw calls for action on adaptation. *Earth's Future* 7: 652–663.
- Torim, T., Sults, Ü. 2005. Metsakuivenduse peamised keskkonnaprobleemid. Raamatus: 50 aastat metsakuivendust Eestis, Tallinn.
- Toom, A. 2020. Lidari andmete kasutamise hindamiseks kuivendamise mõjusid Soosaare raba taimkatte kõrgusele. Eesti Maaülikool (Bakalaureusetöö).
- Tournebize, J., Chaumont, C., Mander, U. 2017. Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. *Ecological Engineering* 103: 415–425.
- Trettin, C.C., Jurgensen, M.F., Grigal, D.F., Gale, M.R., Jeglum, J.K. 1999. Northern Forested Wetlands Ecology and Management. CRC Press.
- Tucker, G.M., Quétier, F., Wende, W. 2020. Guidance on achieving no net loss or net gain of biodiversity and ecosystem services. Report to the European Commission, DG Environment on Contract ENV.B.2/SER/2016/0018, Institute for European Environmental Policy, Brussels.
- Turner, B.L. 2005. Organic phosphorus transfer from terrestrial to aquatic environments. Teoses: Turner, B.L., Frossard, E., Baldwin, D. (toim). *Organic Phosphorus in the Environment*. CABI: Wallingford, UK. lk 269–294.
- Turnock, D. 2001. Cross-border conservation in East Central Europe: The Danube-Carpathian complex and the contribution of the World Wide Fund for Nature. *GeoJournal* 54: 655–681.
- Turunen, J., Markkula, J., Rajakallio, M., Aroviita, J. 2019. Riparian forests mitigate harmful ecological effects of agricultural diffuse pollution in medium-sized streams. *Science of The Total Environment* 1: 495–503.
- Turunen, J., Valpola, S. 2020. The influence of anthropogenic land use on Finnish peatland area and carbon stores 1950–2015. *Mires and Peat* 26: 27.
- Tuukkanen, T., Stenberg, L., Finér, L., Marttila, H., Piirainen, S., Koivusalo, S., Kløve, B. 2016. Erosion mechanisms and sediment sources in a peatland forest after ditch cleaning. *Earth Surface Processes and Landforms* 41: 1841–1853.
- Vaikre, M., Remm, L., Rannap, R. 2015. Macroinvertebrate diversity and community structure in woodland pools and ditches and their response to artificial drainage. *Hydrobiologia* 762: 157–168.
- Vaikre, M., Rannap, R., Remm, L., Soomets, E. 2019. Leevendusveekogude rajamine metsaaladele kraavitamise mõjude leevendamiseks (KIK projekt 13227).

- Vaikre, M., Remm, L., Rannap, R. 2020. Forest ditch maintenance impoverishes the fauna of aquatic invertebrates: Opportunities for mitigation. *Journal of Environmental Management* 274: 111188.
- Valdmaa, T., Metsur, M., Noor, M. 2008. Veekaitse funktsiooniga metsaribade määratlemine põllumajandusmaale. *Maves AS. Töö nr: 8128. 25 lk.*
- Valdmaa, T. 2022. Paisutamise mõju [maaparandussüsteemidele](#). Slaidiesitlus
- Valgepea, M., Raudsaar, M., Karu, H., Suursild, E., Pärt, E., Sims, A., Kauer, K., Astover, A., Maasik, M., Vaasa, A., Kaimre, P. 2021. Maakasutuse, maakasutuse muutuse ja metsanduse sektori sidumisvõimekuse analüüs kuni aastani [2050](#). Keskkonnaagentuur, Eesti Maaülikool.
- Valgepea, M., Sirkas, F., Timmusk, T., Pärt, E., Suursild, E., Matson, T. 2022. Metsavarud. Kogumikus Aastaraamat Mets 2020. Keskkonnaagentuur.
- Vartia, K., Beekman, J., Alves, M., van de Bund, W., Bussettini, M., Döbbelt-Grüne, S., Halleraker, J.H., Karotki, I., Kling, J., Wallentin, J. 2018. WG ECOSTAT report on common understanding of using mitigation measures for reaching Good Ecological Potential for Heavily Modified Water Bodies, EUR 29132 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Veeseadus. Riigi Teataja I 22.02.2019, 1. <https://www.riigiteataja.ee/akt/110122020036>
- Vehkaoja, M., Nummi, P. 2015. Beaver facilitation in the conservation of boreal anuran communities. *Herpetozoa* 28: 75–87.
- Vehkaoja, M. 2016. Beaver in the drainage basin: an ecosystem engineer restores wetlands in the boreal landscape. University of Helsinki (Doktoritöö).
- Vehkaoja, M., Nummi, P., Rikkinen, J. 2017. Beavers promote calicoid diversity in boreal forest landscapes. *Biodiversity and Conservation* 26: 579–591.
- Vikman, A., Sarkkola, S., Koivusalo, H., Sallantausta, T., Laine, J., Silvan, N., Nousiainen, H., Nieminen, M. 2010. Nitrogen retention by peatland buffer areas at six forested catchments in southern and central Finland. *Hydrobiologia* 641: 171–183.
- Vought, L.B.-M., Dahl, J., Pedersen, C.L., Lacoursière, J.O. 1994. Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio* 23: 342–348.
- Vuori, K.-M., Joensuu, I. 1996. Impact of forest drainage on the macroinvertebrates of a small boreal headwater stream: do buffer zones protect lotic biodiversity? *Biological Conservation* 77: 87–95.
- Vuori, K.-M., Leppänen, M., Koljonen, S., Jämsén, J., Vaso, A., Keskinen, E., Hämäläinen, H., Nieminen, M., Huotari, E., Soimasuo, H. 2021. Puupohjaisilla uusilla materiaaleilla tehoa metsätalouden vesiensuojeluun ja vesistökunnostuksiin. *PuuMaVesi-hankkeen loppuraportti*.
- Väli, Ü., Nellis, R., Kaldma, K., Vainu, O., Sellis, U. 2021. Must-toonekure arvukus, sigimisedukus ja ellujäämus Eestis aastatel 1991–2020. *Hirundo* 34: 20–39.
- Västilä, K., Väisänen, S., Koskiaho, J., Lehtoranta, V., Karttunen, K., Kuussaari, M., Järvelä, J., Koikkalainen, K. 2021. Agricultural water management using two-stage channels: Performance and policy recommendations based on Northern European experiences. *Sustainability* 13: 9349.

- Väänänen, R., Nieminen, M., Vuollekoski, M., Ilvesniemi, H. 2006. Retention of phosphorus in soil and vegetation of a buffer zone area during snowmelt peak flow in southern Finland. *Water, Air and Soil Pollution* 177: 103–118.
- Väänänen, R., Nieminen, M., Vuollekoski, M., Nousiainen, H., Sallantausta, T., Tuittila, E.-S., Ilvesniemi, H. 2008. Retention of phosphorus in peatland buffer zones at six forested catchments in southern Finland. *Silva Fennica* 42: 211–231.
- Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various kinds of constructed wetlands. *Science of The Total Environment* 380: 48–65.
- Vymazal, J., Bfezinova, T. 2015. The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review. *Environment International* 75: 11–20.
- Walton, C.R., Zak, D., Audet, J., Petersen, R.J., Lange, J., Oehmke, C., Wichtmann, W., Kreyling, J., Grygoruk, M., Jabłońska, E., Kotowski, W. 2020. Wetland buffer zones for nitrogen and phosphorus retention: Impacts of soil type, hydrology and vegetation. *Science of the Total Environment* 727: 138709.
- Weisner, S.E.B., Eriksson, P.G., Graneli, W., Leonardson, L. 1994. Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. *Ambio* 23: 363–366.
- Westbrook, C.J., Cooper, D.J., Baker, B.W. 2006. Beaver dams and overbank floods influence groundwater–surface water interactions of a Rocky Mountain riparian area. *Water Resources Research* 42: W06404.
- Williams, P., Biggs, J., Stoate, C., Szczur, J., Brown, C., Bonney, S. 2020. Nature based measures increase freshwater biodiversity in agricultural catchments. *Biological Conservation* 244: 108515.
- Wondzell, S.M., Bisson, P.A. 2003. Influence of wood on aquatic biodiversity. *American Fisheries Society Symposium*, pp 249–263.
- Wörman, A., Kronnäs, V. 2005. Effect of pond shape and vegetation heterogeneity on flow and treatment performance of constructed wetlands. *Journal of Hydrology* 301: 123–138.
- Ülevaade koormusest, mida inimtegevus avaldab pinnaveele Ida-Eesti vesikond, Lääne-Eesti vesikond, Koiva vesikond. 2014. AS Infragate, riigihange nr 126710.
- Yli-Halla, M., Mokma, D.L. 1999. Problems encountered when classifying the soils of Finland. *European Soil Bureau research report no. 7*

Lisad

Lisa 1. Punase nimestiku ohustatud kategooriasse (CR, EN või VU) kuuluvad liigid (organismirühmade kaupa), millel oli EELIS ohuhinnangu lehel märgitud ohutegurina kuivendus (K), maaparandus (M), eutrofeerumine (E), reostus (R) ja/või veetaseme muutus (V).

Rühm	Ohukategooria/Liik		
	Kriitilises seisundis (CR)	Väljasuremisohus (EN)	Ohualdis (VU)
Putukad	<i>Acleris fimbriana</i> K	<i>Atemelia torquatella</i> K	<i>Ancylis subarcuana</i> K
	<i>Crabro ingricus</i> V	<i>Aterpia sieversiana</i> K	
	<i>Loxostege commixtalis</i> K	<i>Boloria frigga</i> (norra-kannikesetäpik) K	
	<i>Lyonetia pulverulentella</i> K	<i>Elachista eskoi</i> K	
	<i>Odynerus simillimus</i> K	<i>Erebia embla</i> (põhja-tõmmusilmik) K	
	<i>Parornix polygrammella</i> K	<i>Swammerdamia passerella</i> K	
	<i>Pediasia truncatella</i> K		
Ämblikulaadsed			<i>Hypsosinga heri</i> K
Limused	<i>Margaritifera margaritifera</i> (ebapärlikarp) K		<i>Vertigo geyeri</i> (luha-pisitigu) K
Kahepaiksed ja roomajad		<i>Bufo calamita</i> (kõre) V	<i>Triturus cristatus</i> (harivesilik) K
		<i>Pelobates fuscus</i> (harilik mudakonn) K	
Kalad	<i>Anguilla anguilla</i> (angerjas) M	<i>Salmo salar</i> (lõhe) M	<i>Coregonus albula</i> (rääbis) V
	<i>Coregonus lavaretus maraenoides</i> (peipsi siig) M		<i>Osmerus eperlanus</i> (peipsi tint) M
			<i>Rhodeus amarus</i> (euroopa mõrukas) M
			<i>Silurus glanis</i> (säga) M
			<i>Thymallus thymallus</i> (euroopa harjus) M
Linnud	<i>Calidris pugnax</i> (tutkas) M	<i>Asio flammeus</i> (sooräts) M	<i>Alcedo atthis</i> (jäälinde) V
	<i>Ciconia nigra</i> (must-toonekurg) K	<i>Aythya ferina</i> (punapea-vart) E	<i>Anas crecca</i> (piilpart) E
	<i>Circus cyaneus</i> (välja-loorkull) K	<i>Chlidonias niger</i> (mustviires) R	<i>Calidris falcinellus</i> (plütt) K
	<i>Clanga clanga</i> (suur-konnakotkas) K	<i>Gallinago gallinago</i> (tikutaja) M	<i>Circus pygargus</i> (soo-loorkull) K
	<i>Gavia arctica</i> (järvekaur) K	<i>Hydrocoloeus minutus</i> (väikekajakas) K	<i>Cygnus columbianus</i> (väikeluik) R
	<i>Lagopus lagopus</i> (rabapüü) K	<i>Luscinia svecica cyanecula</i> (luha-sinirind)V	<i>Fulica atra</i> (lauk) E
		<i>Lymnocyrtus minimus</i> (mudanep) K	<i>Gallinago media</i> (rohunepp) K
		<i>Milvus migrans</i> (must-harksaba) R	<i>Limosa limosa</i> (mustsaba-vigle) K
		<i>Podiceps grisegena</i> (hallpõsk-pütt) E	<i>Podiceps auritus</i> (sarvikpütt) V

Lisa 1 jätk	Kriitilises seisundis (CR)	Väljasuremisohus (EN)	Ohualdis (VU)
Linnud (jätk)		<i>Porzana porzana</i> (täpikhuik) K	<i>Tetrao urogallus</i> (metsis) K
		<i>Zapornia parva</i> (väikehuik) K	<i>Tringa totanus</i> (punajalg-tilder) K
		<i>Tachybaptus ruficollis</i> (väikepütt) K	
		<i>Tringa stagnatilis</i> (lammitilder) K	
Rõngussid		<i>Turdus iliacus</i> (vainurästas) K	
		<i>Tasserkidrilus acapillatus</i> E	<i>Hirudo medicinalis</i> (apteegikaan) V
			<i>Peipsidrilus saamicus</i> E
			<i>Tatriella slovenica</i> E
Taimed (paljasseemne-, katteseemne- ja sõnajalgtaimed)	<i>Aconitum lycoctonum</i> (kollane käoking) M	<i>Blysmus compressus</i> (lapik soonerohi) K	<i>Alisma gramineum</i> (väike konnarohi) V
	<i>Carex rhynchophysa</i> (nokktarn) K	<i>Carex heleonastes</i> (turvastarn) K	<i>Bidens radiata</i> (kiirjas ruse) E
	<i>Dactylorhiza osiliensis</i> (Saaremaa sõrmkäpp) K	<i>Cinna latifolia</i> (laialehine nestik) K	<i>Callitriche hermaphroditica</i> (sügis-vesitäh) R
	<i>Dactylorhiza praetermissa</i> (lääne-sõrmkäpp) K	<i>Circaea lutetiana</i> (pori-nõiakold) K	<i>Callitriche stagnalis</i> (tiik-vesitäh) V
	<i>Najas flexilis</i> (nõtke näkirohi) E	<i>Crepis mollis</i> (pehme koeratubakas) K	<i>Carex dioica</i> (kahekojane tarn) K
	<i>Rubus arcticus</i> (soomurakas) K	<i>Galium trifidum</i> (kolmismadar) K	<i>Carex disperma</i> (õrn tarn) K
	<i>Sparganium glomeratum</i> (kera-jõgitakjas) K	<i>Gentiana pneumonanthe</i> (sinine emajuur) K	<i>Ceratophyllum submersum</i> (sile kardhein) V
	<i>Sparganium gramineum</i> (ujuv jõgitakjas) E	<i>Isoetes lacustris</i> (järv-lahnarohi) R	<i>Corallorhiza trifida</i> (kõdu-koralljuur) K
	<i>Viola selkirkii</i> (laanekannike) K	<i>Juncus stygius</i> (rabaluga) K	<i>Cornus suecica</i> (rootsi kukits) K
		<i>Pinguicula alpina</i> (alpi võipätkas) K	<i>Dactylorhiza russowii</i> (Russowi sõrmkäpp) K
		<i>Potamogeton rutilus</i> (punakas penikeel) E	<i>Glyceria lithuanica</i> (kahar parthein) K
		<i>Saxifraga hirculus</i> (kollane kivirik) K	<i>Gymnadenia odoratissima</i> (lõhnav käoraamat) K
		<i>Selaginella selaginoides</i> (koldjas selaginell) K	<i>Hammarbya paludosa</i> (sookäpp) K
		<i>Senecio congestus</i> (muda-ristirohi) K	<i>Hedera helix</i> (harilik luuderohi) V
			<i>Herminium monorchis</i> (harilik muguljuur) K
			<i>Hydrocotyle vulgaris</i> (loim-vesipaunikas) K
			<i>Juncus subnodulosus</i> (tõmbiõiene luga) V
			<i>Ligularia sibirica</i> (harilik kobarpea) K
			<i>Liparis loeselii</i> (soohiilakas) K

Lisa 1 jätk	Kriitilises seisundis (CR)	Väljasuremisohus (EN)	Ohualdis (VU)
Taimed (jätk)			<i>Lycopodiella inundata</i> (harilik sookold) K
			<i>Pinguicula vulgaris</i> (harilik võipätakas) K
			<i>Potamogeton filiformis</i> (niitjas penikeel) E
			<i>Potamogeton pusillus</i> (väike penikeel) E
			<i>Potamogeton trichoides</i> (juus-penikeel) E
			<i>Rhinanthus rumelicus</i> (saaremaa robirohi) K
			<i>Rhynchospora fusca</i> (tume nokkhein) K
			<i>Swertia perennis</i> (püsiksannikas) K
			<i>Taxus baccata</i> (harilik jugapuu) V
			<i>Trisetum sibiricum</i> (siberi koldkaer) K
Samblad	<i>Amblyodon dealbatus</i> (tömphammas) K	<i>Barbilophozia floerkei</i> (Flörke parbik) K	<i>Anastrophyllum minutum</i> (väike ebatähtlehik) K
	<i>Bryum weigelii</i> (Weigeli pungsammal) K	<i>Cephalozia catenulata</i> (ketjas niitsammal) K	<i>Aplodon wormskioldii</i> (põhja lihthammas) K
	<i>Dichelyma capillaceum</i> (juus-kiilsirbik) V	<i>Dichelyma falcatum</i> (vesi-kiilsirbik) V	<i>Calliergon megalophyllum</i> (vesi-tömptipp) E
	<i>Meesia longiseta</i> (harjakas tahuksammal) K	<i>Loeskypnum badium</i> (järve-vasksirbik) K	<i>Cephaloziella elachista</i> (õrn niidiksammal) K
		<i>Meesia uliginosa</i> (soo-tahuksammal) K	<i>Cephaloziella spinigera</i> (kannus-niidiksammal) K
		<i>Sphagnum auriculatum</i> (kõrv-turbasammal) K	<i>Eucladium verticillatum</i> (männas- euklaadium) K
		<i>Sphagnum molle</i> (pehme turbasammal) K	<i>Fissidens arnoldii</i> (tõmbilehine tiivik) V
		<i>Splachnum rubrum</i> (punane põisik) K	<i>Fontinalis dalecarlica</i> (dalarna vesisammal) E
		<i>Tayloria tenuis</i> (väike trompetsammal) K	<i>Fontinalis squamosa</i> (soomus-vesisammal) K
			<i>Herzogiella striatella</i> (väike ebaulmik) V
			<i>Herzogiella turfacea</i> (lame ebaulmik) K
			<i>Lophozia ascendens</i> (pisi-lõhiksammal) K
			<i>Lophozia laxa</i> (raba-lõhiksammal) K
			<i>Lophozia obtusa</i> (tõmp lõhiksammal) K
			<i>Nardia insecta</i> (hõlmene nardia) V
			<i>Octodicerias fontanum</i> (allika-vesitiivik) E

Lisa 1 jätk	Kriitilises seisundis (CR)	Väljasuremisohus (EN)	Ohualdis (VU)
Samblad (jätk)			<i>Orthotrichum stramineum</i> (kollakas tutik) K
			<i>Palustriella decipiens</i> (põhjaroodik) K
			<i>Plagiothecium undulatum</i> (lainjas põikkupar) K
			<i>Rhytidiadelphus loreus</i> (nõtke käharik) K
			<i>Riccardia incurvata</i> (nõgus rikardia) K
			<i>Scapania undulata</i> (lainjas skapaania) V
			<i>Schistidium agassizii</i> (Agassizi lõhistanukas)V
			<i>Seligeria donniana</i> (Doni seligeeria) V
			<i>Seligeria patula</i> (kolmis-seligeeria) K
			<i>Sphagnum austinii</i> (kattuvlehine turbasammal) K
			<i>Sphagnum subfulvum</i> (põhja-turbasammal)K
			<i>Timmia megapolitana</i> (meklenburgi timmia) K
Seened			<i>Warnstorfia tundrae</i> (tundra vesisirbik) K
	<i>Lactarius auriolla</i> (limakarvane riisikas) K	<i>Asterodon ferruginosus</i> (narmastaelik) K	<i>Amanita friabilis</i> (lepa-kärbseseen) K
		<i>Asterostroma cervicolor</i> (Massee põdranahkis) K	<i>Hygrophorus piceae</i> (kuuse-limanutt) K
		<i>Bovista paludosa</i> (soo-maamuna) V	<i>Hypholoma flavorhiza</i> (risoid-kollanutt) K
		<i>Steccherinum robustius</i> (jalaka-oganahkis)K	<i>Pseudoplectania episphagnum</i> K
Samblikud	<i>Rinodina fimbriata</i> V	<i>Fellhaneropsis vezdae</i> K	<i>Calicium pinastri</i> K
	<i>Usnea glabrata</i> (sile habesamblik) K	<i>Polychidium muscicola</i> V	<i>Cladonia cyanipes</i> (sinijalg-porosamblik) K
			<i>Cladonia incrassata</i> (pisi-porosamblik) K
			<i>Menegazzia terebrata</i> (harilik poorsamblik) K
			<i>Ochrolechia frigida</i> (külm purusamblik) V
			<i>Thelotrema lepadinum</i> (harilik koobassamblik) K
Mänd- ja punavetikad		<i>Aegagropila linnaei</i> E	<i>Chara tomentosa</i> (Ruuge mändvetikas) E
			<i>Nitella gracilis</i> (Peen nitell) E

Lisa 2. Ülevaade leevendusmeetmetest.

Leevendusmeede	Eesmärk	Tõhusus	Puudused	Lisaväärtus	Eestis kasutusel	
Setteid ja/või toitaineid vähendavad meetmed	Suurvee kontrollsüsteem	suurvee voolukiiruse, maksimum-vooluhulkade ja erosiooni vähendamine	vähendab voolukiirust ning peab kinni suure hulga setteid ja nendesse talletunud toitaineid	ei talleta vees lahustunud toitaineid; väheefektiivne suuremate valgalade/langude korral; torude ummistumine	võivad pakkuda elupaika vee-elustikule	vähesel määral
	Valgpuhastusala	settekoormuse vähendamine, vee	tõhus heljumi talletamisel, toitainete talletamine oleneb mõõtmetest	laugel alal võimalik veetaseme tõus kuivendussüsteemis	märgalakooslused	lammile suubuvad drenaaž-süsteemid
	Puhastuslodu/ tehismärgala	heljumosakeste, toitainete, rauaühendite ja pestitsiidide sisalduse vähendamine, pinnasesse imbumise	tõhus heljumi ja lämmastiku talletamisel; fosfori talletamisel vähem tõhus	talletusvõime väheneb vegetatsiooniperioodi välisel ajal	loob märgalaelupaiku	jah
	Puhverriba/ veekaitsevöönd	soodustamine, taimejääkidele ladestumise ja taimede poolt omastamise soodustamine	laiemad puhverribad tõhusamad; tõhusad aastaringselt	viljakate alade puhveraladena kasutamisel võib toitaineid tagasi vette leostuda	säilitab kalda- ja vee-elupaiku ja sidusust, rohekoridorid	kitsad veekaitsevööndid, veekaitsevööndi laiendid
	Kahetasandiline ehk liitprofiiliga kraav	üleujutuste vähendamine, toitainete ja setete akumulereerumine	tõhusad setete, mõningal määral ka toitainete kinnipidajad	lämmastiku (nitraatide) kinnipidamise tõhusus väike	parandavad elupaiku kaladele, suurendavad taimetiku mitmekesisust	ise-kujunenud (projekteeritud pole)
	Settebassein	setete kinnipüüdmine	varieeruv, kuid on tõhusamad raskemate mineraalsete osakeste kinnipüüdmisel (Ø > 0,05 mm)	toitainete ja heljumi kinnipidamise tõhusus madal; vajavad tihedalt puhastamist	pakuvad elupaika teatud vee-elustikule, kuid enamasti järsunõlvalised ja taimestikuta	jah

Leevendusmeede Lisa 2 jätk		Eesmärk	Tõhusus	Puudused	Lisaväärtus	Eestis kasutusel
Setteid ja/või toitaineid vähendavad	Settesüvend/ tehnoloogiline settebassein	setete kinnipüüdmine	tõhus kraavide puhastamise ajal mööda põhja liikuva sette kinnipidamisel	setete talletusvõime piiratud, võivad ka nõlvaerosiooni suurendada	puhastamata jätmisel taimestuvad, elupaik vee- elustikule	tehno- loogilised sette- basseinid
	Puittõkestid settebasseinis	setete kinnipüüdmine, vee viibeaja suurendamine	vähendab toitainete väljakannet, vee raua- ja lahustunud orgaanilise süsiniku sisaldust	pikaajaline tõhusus ei ole selge	biokile, parandab vee- elustiku elutingimusi	ei
	Seadedrenaaz	toinetete ärakande vähendamine	tõhusad aasatringstelt	kasutatav väga tasasel maal, teatud mullatüüpide puhul	põuakahjude vähendamine	jah
Peamiselt erosiooni vähendavad meetmed	Kraavide sügavuse vähendamine	erosiooni vähendamine	üpris tõhus, kui kraavid piisavalt sügaval turvasmullal	võib olla raske hinnata	teadmata	
	Kraavide osaline puhastamine	erosiooni vähendamine; nõlvade ärakande vältimine; setete, toitainete, põllumajandus- kemikaalide talletamine	tõhus, taimestunud kraavid vähendavad settekoormust, veevoolus olevaid toitaineid ja taimekaitsevahendeid	erosiooniohtlike kraavide tuvastamine raske; võimalik veetaseme tõus kuivendussüsteemis	stabiilsete kaldaelupaikade tekkimine, mitmekesised elupaigad vee-selgrootutele	vähesel määral
	Kraavinõlvade puhastamata jätmine		vähendab erosiooni nõlvadelt	nõuab spetsiifilist tehnoloogiat	väljakujunenud taimestiku säilimine	
	Vagukraavituse kraavide puhastamise asemel	erosiooni vähendamine	vähendab settekoormust, kui vett ei suunata kraavi	kahjustab pinnast, lõhub kõdupuitu, tõenäoliselt suurendab metaani heidet	pisiveekogude teke	jah

Leevendusmeede Lisa 2 jätk		Eesmärk	Tõhusus	Puudused	Lisaväärtus	Eestis kasutusel
Elupaiku pakuvad meetmed	Voolutakistused/ kruusa- ja kivipuistangud kraavides ja eesvooludes	voolu mitmekesistamine, veekogu heterogeensuse suurendamine, põhjastruktuuri parandamine, varje- ja elupaikade tekitamine	suurendab vee-selgrootute tihedust ja arvukust, makrofüütidele katvust, biomassi ja mitmekesisust, perifüütoni katvust ja mitmekesisust	võib takistada reguleeriva võrgu toimimist, kalastikule mõju marginaalne, mõju lokaalne		vähesel määral
	Kraavilaiendid	vee säilitamine kraavide kuivamisel, elupaikade mitmekesistamine	tõstab kahepaiksete sigimisedukust, mitmekesistab vee-selgrootute kooslusi	võivad suurendada nõlvaerosiooni, mõju lokaalne	võivad toimida ka ehitusaegsete põhjasetete kogujana	piloot-projekti raames
	Leevendustiigid	elupaikade loomine väikeveekogudest sõltuvatele liikidele kuivendatud maastikus	väga olulised sigimispaidad pruunidele konnadele, asurkondade säilitamine kuivendatud maastikes, suurendab paljude liigirühmade mitmekesisust	ei taga elupaika ajutistest väikeveekogudest sõltuvatele liikidele, mõju lokaalne	joogi- ja toitumiskohad metsloomadele ja veelindudele	
	Kopra märgalade säilitamine	kuivendatud maastikes veerežiimi osaline taastamine, elupaikade ja toitumisalade loomine märgalaliikidele ja kõdupuiduga seotud liikidele		potentsiaalne negatiivne mõju teistele kaitseväärtustele, võivad takistada kalade rännet ja tekitada maaomanikule majanduslikku kahju	vee säilitamine kuivendatud maastikus, toimivad puhastuslodudena (sh setete ja toitainete vähendajana), metsatulekahjude leevendajad	kaitsealadel, pigem ei
	Eriotstarbeliste veekogude ümber kujundamine	kvaliteetsemate elupaikade loomine vee-selgrootutele ja kahepaiksetele	madala kaldaala olemasolul pakuvad sigimispaidad pruunidele konnadele, tähnikesilikele, suurendavad vee-selgrootute ja taimestiku mitmekesisust	tihtipeale kaladega asustatud		
	Puistu struktuuri kujundamine	hoida/luua mikroelupaiku ja kasvustruktuure kuivendatud metsades	kuivenduse negatiivsete mõjude leevendamine looduskaitsealalt tähelepanuväärsetele sammaldele ja samblikele	puidutulu seisukohalt väheväärtuslike liikide soodustamine	suurendab puistu liigirikkust, positiivne mõju ka teistele liigirühmadele	mitte sihipäraselt

Lisa 3. Veekaitserajatiste ja -meetmete üldised rajamissoovitused kirjanduse alusel.

Rajatis	Millisel juhul rajada			Parameetrid	Rajamise aeg	Hooldus	Kombineerimine teiste meetmetega
	Mets/põld	Asukoht	Mullad				
Settebassein	+/+	erosiooniohtlikud mullad; langu murdepunktile enne eesvoolu suubumist	v.a turvasmullad	dimensioneerida vastavalt vooluhulgale või suurus 8 m ² /ha valgala kohta; sügavus vähemalt 1 m; nõlvus 1:3	aug.-dets. aasta enne ehitustöid	vastavalt setetega täitumisele (mitte üle 40%)	valgpuhastusala, suurvee kontrollsüsteem, taimestunud lodu
Suurvee kontrollsüsteem	+/?	tõhusam < 10 ha ja väikese languga valgaladel	–	torude läbimõõt olenevalt valgala suuruselt ja vooluhulkadest; toru sisselaskeava ja tiigi põhja vahele peab jääma min 60 cm	aug.-dets.	vastavalt setetega täitumisele	settebassein, puhastuslodu, valgpuhastusala
Valgpuhastusala	+/+	valgala kuni 1 km ² ; tõhusam 0,4–1,5% languga aladel; erosiooniohtlikud (turvas)mullad, lammialad	–	suurus 0,5–1% valgalast; laius 100 m	kraavide sulgemine aug.-nov.	metsaaladel ei puhastata; lamminiitudel niitmine ja niite koristamine	suurvee kontrollsüsteemiga (vajadusel)
Puhastuslodu/ tehismärgala	?/+	hajureostusohklik ala, enne eesvoolu suubumist	v.a sügavaturbalised ja nitraaditundlikud alad	vähemalt 1% valgalast; sügavus maks. 1 m, oluline ka madala (maks. 20 cm) veeala olemasolu; peab eelnema settebassein või sügava veega ala; nõlvus 1:6	aug.-dets.	5–6 aasta järel (taimestiku niitmine, setete eemaldamine), suuremaid harvem	settebassein
Puhverriba/ veekaitsevöönd	–/+	kõik veekogud, ka tiigid ja kraavid	–	looduslikel veekogudel ja eesvooludel 10 m või laiem; kuivenduskraavidel, tiikidel vähemalt 3 m	–	vajadusel sanitaarvalikraied; taimestiku niitmine	muude veekaitsemeetmetega

Rajatis Lisa 3 jätk	Millisel juhul rajada			Parameetrid	Rajamise aeg	Hooldus	Kombineerimine teiste meetmetega
	Mets/põld	Asukoht	Mullad				
Kahetasandiline ehk liitprofiiliga kraav	–/+	eesvoolud, peakraavid, kogujakraavid vastavalt maastikule	v.a turvasmullad	lammiala laius dimensioneeritakse vastavalt maksimaalsetele vooluhulkadele; lammi nõlvus 1:2,75	aug.-dets.	vajadusel setete puhastamine, taimestiku niitmine lammilt	puhatuslodud
Leevendustiik	+/+	laane, salu, sooviku, rabastuv, soo- ja kõdusoo mets; jänesekapsa- mustika kkt; püsirohumaad	vettpidavad mullad	veepeegli suurus > 100 m ² ; nõlvus 1:6; sügavus 1 m	kraavide korrastamise käigus, või muul ajal (sept.-dets.)	vastavalt vajadusele	muude veekaitse- meetmetega
Kraavilaiend	+/(+)	päikesele avatud madalamad kraavid; püsirohumaad	v.a turvasmullad	kahekordne kraavi põhjalaius; pikkus 2 m; 20–30 cm kraavi põhjast sügavamal; nõlvus 1:2,5	kraavide korrastamise käigus	vastavalt vajadusele	