

Tartu Ülikool

Loodus- ja täppisteaduste valdkond

Ökoloogia ja Maateaduste Instituut

Botaanika õppetool

Kelli Kärсна

NIIDUKOOSLUSTE TAASTAMISE MEETODID JA PRAKTIKAD

Bakalaureusetöö

Juhendaja: vanemteadur Aveliina Helm

Tartu 2016

INFOLEHT

NIIDUKOOSLUSTE TAASTAMISE MEETODID JA PRAKTIKAD

Antud töö annab ülevaate Eestis ja Euroopas asuvate poollooduslike niidukoosuste seisukorrast. Välja on toodud niidukoosluste killustumise ja pindalade vähenemisest põhjustatud tagajärjed ning nende mõju liigirikkusele, taastamisega seotud ökoloogilised tegurid ning niidukooslustega seotud väärtused. Käsitletud on peamiselt kuivade ja parasniiskete niidukoosluste elustiku ja keskkonnatingimuste taastamiseks kasutatavaid põhilisi meetodeid ja praktikaid.

Märksõnad: ökoloogiline taastamine, niidukooslused, bioloogiline mitmekesisus, seemnete külvamine

METHODS AND PRACTICES OF GRASSLAND RESTORATION

The current study gives an overview of the condition of seminatural grasslands in Estonia and Europe. The effects of fragmentation and habitat loss and their influence on species diversity, ecological parameters associated with restoring and the values of grasslands have been brought out. The paper brings out the most used methods and practises which were used to restore the biota and suitable environmental conditions on the dry and moist grasslands.

Keywords: ecological restoration, grasslands, biodiversity, seed sowing

SISUKORD

1	Sissejuhatus	4
2	Poollooduslikud niidukooslused	5
2.1	Ülevaade poollooduslikest niidukooslustest	5
2.2	Niidukoosluste kadu ja fragmenteerumine.....	6
2.3	Poollooduslike koosluste taastamine ja selle eesmärgid	8
3	Koosluste taastamisega seotud ökoloogilised tegurid.....	11
3.1	Ajaline viive liikide väljasuremisel ja koloniseerimisel	11
3.2	Maastikustruktuur ja liigifond.....	12
3.3	„Valede“ liikide invasioon.....	13
4	Levinuimad meetodid niitude taastamisel Eestis ja Euroopas	14
4.1	Niidukoosluste taastamise näiteid Euroopast.....	20
5	Poollooduslike niidukoosluste taastamine Eestis.....	24
5.1	„Elu alvaritele“.....	25
	Kokkuvõte.....	27
	Summary	29
	Tänuavaldused	31
	Kasutatud kirjandus	32
	Internetiallikad	39

1 SISSEJUHATUS

Poollooduslikud niidukooslused ehk pärandkooslused on kujunenud mõõduka inimtegevuse tingimustes, põhiliselt niitmise ja karjatamise abil. Poollooduslikke kooslusi on majandatud aastatuhandete vältel, kuid viimase sajandi jooksul on põllumajanduslik tegevus koondunud produktiivsematele aladele ning poollooduslike alade majandamine pole enam majanduslikult kasulik (Pärtel *et al.* 2007).

Poollooduslike niidukoosluste taastamise üheks olulisimaks eesmärgiks on niidukooslusele omase väga liigirikka elustiku kaitse (Prach *et al.* 2015). Poollooduslikud kooslused on Euroopa liigirikkaimate ökosüsteemide seas ning nendega on seotud oluline osa Euroopa floorast ja faunast (Pärtel *et al.* 2007). Niitude pindala vähenes 18. – 19. sajandil kogu Euroopas oluliselt, seades ohtu nende elurikkuse säilimise. Poollooduslike niidukoosluste hülgamine toob kaasa nende killustumise ja pindala vähenemise (Fahrig 2003, Dengler *et al.* 2014), mis toob omakorda kaasa liigirikkuse ja liikide geneetilise mitmekesisuse languse (Prach *et al.* 2015, Butaye *et al.* 2005, Aavik *et al.* 2013). Hooldamata niidukooslustel hakkavad levima kõrgekasvulised rohttaimed, põõsad ja puud, mille tagajärjel niidukooslus võsastub ning niitudele iseloomulikud liigid kaovad (Pärtel *et al.* 2007, Prach *et al.* 2015).

Üheks võimaluseks poollooduslike ökosüsteemidega seotud elurikkust säilitada on hävinud koosluste ning nendevahelise migratsiooni ja tolmeldamise taastamine piirkonnas ja regioonis. Kitsamas mõistes on taastamistöde eesmärgiks luua sobivad tingimused antud kooslusele iseloomulikele liikidele.

Käesoleva töö eesmärgiks on anda ülevaade niidukoosluste seisukorrast Eestis ja Euroopas ning niidukoosluste elustiku ja keskkonnatingimuste taastamiseks kasutatavatest põhilistest meetoditest ning praktikatest. Keskendutakse peamiselt kuivadel ja parasniisketel niitudel tehtud töödele.

2 POOLLOODUSLIKUD NIIDUKOOSLUSED

2.1 ÜLEVAADE POOLLOODUSLIKEST NIIDUKOOSLUSTEST

Poollooduslikud ehk pärandkooslused on ökosüsteemid, mis on tekkinud tuhandete aastate vältel mõõduka inimtegevuse (niitmine ja karjatamine) tingimustes. Euroopas tekkisid poollooduslikud niidukooslused hinnanguliselt 9000 aastat eKr ning Eestis 4900-1800 aastat eKr, mil asulates hakati tegelema karjakasvatusega, millest tulenevalt tekkis vajadus heina- ja karjamaa järele (Veski & Poska 2004, Walker *et al.* 2004). Mõõdukas majandamine soodustab niidukoosluste omaste madalakasvuliste soontaimeliikide levikut ning on neile iseloomuliku kõrge liigirikkuse üheks kujundajaks. Varasematel aegadel hooldati poollooduslikke kooslusi pidevalt, kuid kuna tänapäeval on põllumajandus koondunud valdavalt produktiivsematele aladele, pole niitude kasutamine enam majanduslikult tulus (Pärtel *et al.* 2007). Niitmise ja karjatamise lakkamisel hakkavad poollooduslikel kooslustel domineerima kõrgekasvulised rohttaimed ning põõsad ja puud, mille tulemusel langeb koosluste elurikkus ning kaovad kooslusele iseloomulikud madalakasvulised taimeliigid ning traditsiooniline avatud maastik (Pärtel *et al.* 2007, Prach *et al.* 2015). Eestis kuuluvad levinuimad poollooduslikud niidukooslused aruniitude (loopealsed, puisniidud, pärisaruniidud), lamminiitude ja rannikuniitude klassi (Paal 1997, Pärtel *et al.* 2007).

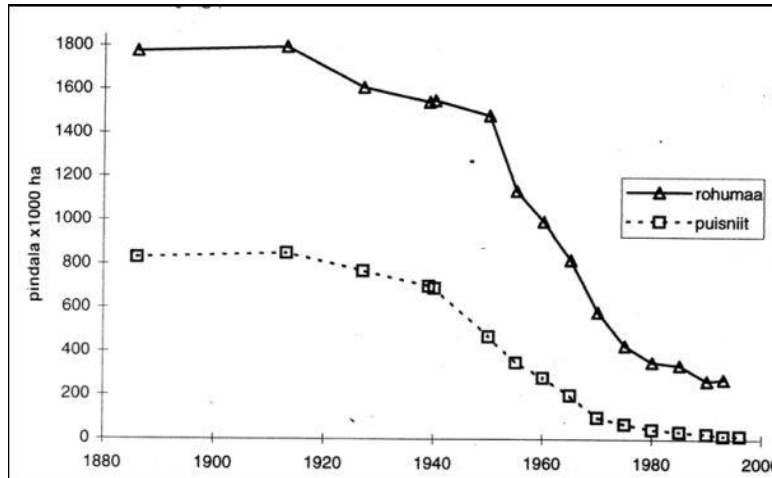
Niidukooslused on väga laialdase levikuga: savannid ehk troopilised rohumaad Aafrikas ja Lõuna-Ameerikas, preeriad ja stepid Kesk- ja Kagu Aasias, rohtlad Euroopas ning pampad Ladina-Ameerikas (Scurlock & Hall 1998). Euroopa kuivad niidud on kas isetekkinud, stepi-taolised esmased kooslused või sekundaarse päritoluga (Dengler *et al.* 2014). Kokkuvõttes katavad niidud ligikaudu viiendiku kogu maismaa pindalast: 15 miljonit km² troopikas ja 9 miljonit km² parasvöötmes (Scurlock & Hall 1998). Aafrika kontinendil on troopilised niidud ja savannid isegi troopilistest vihmametsadest ulatuslikumad (Scurlock & Hall 1998).

Niidud on olulised ka maakera süsinikuringes, eriti kliimasoojenemise tingimustes. Maakera pedosfääris olevast süsinikuvarudest 10-30% paikneb niidukooslustes (Scurlock & Hall 1998). Paljudes piirkondades on niitude taastamine oluline ka maastiku veebilansi ja mulla erosiooni kontrolli all hoidmiseks (Prach *et al.* 2015).

2.2 NIIDUKOOSLUSTE KADU JA FRAGMENTEERUMINE

Euroopas olid niidukooslused ajalooliselt laialt levinud, kuid 19.-20. sajandi vältel hakkas nende kogupindala vähenema (Luoto 2004, Cousins & Lindborg 2007, Lindborg 2007). Poollooduslike koosluste kadumise peamiseks põhjuseks on traditsiooniliste põllumajandusvõtete asendumine (Piqueray *et al.* 2011) intensiivsema ja laiaulatuslikuma põllumajandusega ning muutunud põllumajanduspraktikatega (Bakker & Berendse 1999, Gijbels *et al.* 2012, Edwards *et al.* 2007, Walker *et al.* 2004). Produktiivsematel aladel paiknenud niidud võeti kasutusele põllumaadena, vähem viljakatel aladel levinud niidud jäid majandamisest välja ning võsastusid (Hedberg & Kotowski 2010, Dengler *et al.* 2014). Nii oli näiteks Soome poollooduslike koosluste pindala kogu põllumajanduslikust maast 1880. aastal 62%, kuid 1920. aastaks oli see langenud 29%-le ning praeguseks on neid alles alla 1% kogu põllumajandusmaast (Luoto *et al.* 2004). Rootsis on alates 18. sajandist kuni tänaseni kadunud 90% poollooduslikest kooslustest (Hansson & Fogelfors 2000). Eestis oli kõige rohkem poollooduslikke kooslusi 19. sajandi lõpul, hõlmates Eesti pindalast kolmandiku (ligikaudu 1 507 000 ha) (Kukk ja Kull 1997). Praeguseks on alles ligikaudu 60 000 ha, mis moodustab kõrghetkel olnud poollooduslike koosluste pindalast umbes 4% (Poollooduslike koosluste tegevuskava).

Poollooduslike koosluste kadumine on kaasa toonud kunagiste suurte ja sidusate niidukoosluste killustumise (ehk fragmenteerumise, mis tähendab elupaigalaikude maastikuskaalalist jagunemist väiksemateks isoleeritud osadeks) ning allesjäänud elupaikade pindalade kahanemise (Fahrig 2003, Dengler *et al.* 2014). Niidukooslused on seega praegu justkui saared, mis on üksteisest eluks ebasobiva maastikuga eraldatud (Walker *et al.* 2004). Isegi kui elupaigalaigu tingimused jäävad samaks või ei halvene aga isoleeritus ja pindala kadu suureneb, võib populatsioon ikkagi hävida (WallisDeVries *et al.* 2002). Suur osa niiduliikidest on kohanenud suurte ja sidusate maastikega ning neil on edukaks levimiseks vaja tihedat elupaigalaikude võrgustikku (Prach *et al.* 2015). Seega on killustumine ja pindalade kadu ühed suurimad ohutegurid liigirikkusele (Hooftman *et al.* 2004, Aavik *et al.* 2013, Lindborg *et al.* 2007). Poollooduslikud niidukooslused on Euroopas üheks ohustatuimaks elupaigaks (Dengler *et al.* 2014, Luoto *et al.* 2004). Ka Eestis loetakse poollooduslikke kooslusi suurimas hävimisohus elupaikadeks (joonis 1) (Pärtel *et al.* 2007).



Joonis 1. Poollooduslike koosluste levik Eestis. Joonisel on märgitud poollooduslike rohumaakoosluste ja puisniitude pindala Eesti aladel 19. sajandi lõpust 20. sajandi lõpuni. (Kukk & Kull 1997).

Suurenenud isolatsiooni ja väikeste pindalade tõttu on niidukooslustes häiritud ka mutualistlike suhete säilimine, näiteks on raskendatud seemnete ja õietolmu levimine populatsioonide vahel on (Hedberg & Kotowski 2010, Pärtel *et al.* 2007). Steffan-Dewenter ja Tschardt (1999) uuring näitas, et mida isoleeritum ja väiksem on niidukooslus, seda vähem leidub seal tolmeldajaid. Niidulaikude väiksuse ja isolatsiooni tõttu on tolmeldajatel raske kooslustesse jõuda (Hedberg & Kotowski 2010, Pärtel *et al.* 2007, Kardol *et al.* 2008). Vahemaad eri niidulaikude vahel on paljudele tolmeldajate rühmadele liiga pikad, samuti ei ole allesjäänud niidulaikude pindala piisavalt suur, et pakkuda tolmeldajatele pikaajalist elupaika (Butaye *et al.* 2005, Edwards *et al.* 2007).

Pindala vähenemine ja elupaikade killustumine viib ka geneetilise mitmekesisuse vähenemiseni (Butaye *et al.* 2005, Aavik *et al.* 2013). Geenitriivi suurenenud mõju, kõrgeenenud sugulusristumine (WallisDeVries *et al.* 2002, Aavik *et al.* 2013, Keller & Waller 2002, Hoofman *et al.* 2004) ja kahjulike mutatsioonide kuhjumine põhjustavad geneetilise mitmekesisuse langust väikestes populatsioonides. Need muutused mõjutavad kahanevates elupaikades suurt osa liikidest, langetades isendite kohasust ja kahandades seeläbi nende pikaajalise püsijäämise tõenäosust (Butaye *et al.* 2005, Hoofman *et al.* 2004).

Väetiste ja herbitsiidide kasutamine ning tööstuse ja transpordiga seonduv saaste mõjutab ümbritsevaid kooslusi, põhjustades eutrofeerumist, toitainete üleküllust ja hapestumist (Bakker & Berendse 1999, Hansson & Fogelfors 2000, Walker *et al.* 2004). Euroopa kooslustes on aga

kõrgeim liigirikkus, sealhulgas ka kõige suurem haruldaste liikide arv, tuvastatud just aluselistel ning toitainevaesematel muldadel (Pärtel 2002, Bakker & Berendse 1999). Toitainerikastel muldadel saavad eelise kõrgekasvulised, suure konkurentsivõimega liigid, mis tõrjuvad välja madalakasvulised ja valgusnõudlikud niiduliigid (Bakker & Berendse 1999, Kardol *et al.* 2008, Luoto *et al.* 2004, Walker *et al.* 2004).

2.3 POOLLOODUSLIKE KOOSLUSTE TAASTAMINE JA SELLE EESMÄRGID

Ökoloogiline taastamine on ökosüsteemi taastumisele kaasa aitamine, mille seisukord on halvenenud, hävitatud või kahjustatud. Tegemist on sihipärase inimtegevusega, algatamaks või kiirendamaks koosluste taastumist, võttes arvesse selle jätkusuutlikkust ja terviklikkust ning maastikulist ajalugu (SER 2004). Taastamise eesmärgiks on aidata kaasa liigirikkuse säilimisele ja tõstmisele nii lokaalselt kui ka globaalselt ning populatsioonide elujõulisusele (Luoto *et al.* 2004, Gijbels *et al.* 2012). Juhul kui ökosüsteem pärast suuremaid inimtegevuse või looduskatastroofide poolt tekitatud kahju enam oma tasakaalulist seisundit ei saavuta, püüab taastamine olukorda parandada (SER 2004). Taastamistöode põhilisteks eesmärkideks on sobilike keskkonnatingimuste loomine ja hoidmine ning liikide levimine taastatavale alale (Gijbels *et al.* 2012).

Niidukoosluste taastamise üheks olulisemaks eesmärgiks on sealse elustiku kaitse (Prach *et al.* 2015). Poollooduslike niidukoosluste näol on tegemist väga liigirikaste kooslustega (Pärtel *et al.* 2007). Niidukooslused on olulisteks elupaikadeks haruldastele ohustatud taime- ja putukaliikidele (Prach *et al.* 2015). Soomes esineb ligikaudu 80% haruldastest liikidest just poollooduslikes kooslustes (Luoto *et al.* 2004). Loode-Euroopas ulatub lubjarikastel niitudel liigirikkus isegi 80 taimeliigini/m² (Butaye *et al.* 2005). Lääne-Eestis, Laelatu puisniidul on tuvastatud 76 liiki ühel ruutmeetril ning sama puisniit on maailmas rekordihoidja 10x10 cm ja 20x20 cm skaalal (Wilson *et al.* 2012). Eesti loopealsetel kasvab 28% Eesti brüofloorast ja 26% lihhenofloorast (Pärtel *et al.* 2007), mistõttu tooks lubjarikaste niitude kadumine kaasa liigirikkuse kahanemise nii maastiku tasemel kui regionaalses skaalas (Pärtel *et al.* 2007). Niitude kadumise tagajärjel on Eestis juba väljasuremisi toimunud, näiteks 1970. aastatel kadus Saaremaalt liblikaliigi mustlaik-apollo endeemne alamliik *Parnassius mnemosyne ssp. osiliensis* (Pärtel *et al.* 2007). Taastades poollooduslikke kooslusi, kaitstakse ka niidukooslustel elutsevate liikide elupaiku ja sellest tulenevalt aidatakse kaasa elurikkuse säilimisele (Hansson & Fogelfors 2000, Bullock *et al.* 2001).

Oluline on taastada tolmeldamine ning liikide levi niidukoosluse laikude vahel (Cousins & Lindborg 2007, Gijbels *et al.* 2012).

Liigirikkus on positiivselt seotud ökosüsteemi funktsioonidega. Liigirikkad kooslused on stabiilsemad ning keskkonnatingimuste kõikumised ja võõrliikide invasioon ohustavad neid vähem (Cardinale *et al.* 2012). Ökosüsteemide parem toimimine annab stabiilsuse ka nende poolt pakutavatele teenustele (Bullock *et al.* 2001). Ökosüsteemiteenusteks nimetatakse keskkonnakaitselisi, sotsiaalseid ja majanduslikke hüvesid, mida ökosüsteem inimestele tagab. Selliste hüvede hulka kuuluvad loodusest saadav toit ja ravimid, puhas vesi ja tolmeldamine, aga ka looduse esteetiline väärtus. Seega on tegemist kontseptsiooniga, mis ühendab ökoloogia, inimese ja majanduse (Sall *et al.* 2012). Ökosüsteemiteenused jagunevad nelja rühma:

- tugiteenused, nagu näiteks aineringe, mullateke, fotosüntees ja elupaigad;
- reguleerivad teenused, mis mõjutavad kliimat, vee-, õhu- ja mullakvaliteeti, veevarusid, üleujutusi ja ka tolmeldamist;
- varustusteenused, mida inimene saab ökosüsteemilt, näiteks toidu, vee, puidu ja muu materjalina ning
- kultuuriteenused, millega loodus pakub hingelist, religioosset ja esteetilist naudingut ning on lõõgastumise kohaks ja uute teaduslike teadmiste allikaks.

Ökosüsteemi teenuste alla kuuluvad ka rekreatsioon ja ökoturism (Sall *et al.* 2012).

Niitude taastamine ja nende elurikkuse hoidmine aitab kaasa paljude ökosüsteemi teenuste säilimisele, neist üheks kõige tihedamalt niitudega seotuks võib pidada tolmeldamist, aga ka maastike aineringe reguleerimist ja mullaviljakuse säilitamist. (Bullock *et al.* 2001).

Niitude taastamisel pööratakse rõhku ka niitude traditsioonilise majandamisega seotud kultuurilise pärandi säilitamisele ja taastamisele (Prach *et al.* 2015). Sageli on Euroopa niidukooslustel säilinud vanu kultuurilisi objekte, nagu näiteks tagasilõigatud puud (*pollarded trees*), põlispuud, kiviaiad ja teised traditsioonilise maakasutusega seotud maastikuelemendid, mis niidu kinni kasvamisel kaotavad oma väärtust, pole kõrgekasvuliste taimede tõttu nähtavad ning võivad füüsiliselt kahjustuda. Niidud on tänapäevases maastikus ka olulised ilme loojad, rekreatiivsed ja pakuvad ilusat maastikupilti (Lindborg *et al.* 2008, Hansson & Fogelfors 2000, Pärtel *et al.* 2007).

Hävinud niidukoosluste taastamine on keerulisem ja aeganõudvam, kui olemasolevate alade säilitamine. Näiteks ei ole endistele põllumaadele taastatud poollooduslikud niidud kujunenud nii liigirikkaks kui pikaajaliselt püsinud niidukooslused (Cousins & Lindborg 2007). Seetõttu on esmajärjekorras tähtis tagada tänaseni veel säilinud poollooduslike kooslustele sobiv hooldamine (Pärtel *et al.* 2007). Niitmine ja karjatamine on niidukoosluste elurikkuse hoidmiseks väga oluline (Lindborg *et al.* 2008, Luoto *et al.* 2004, Walker *et al.* 2004). Näiteks Luoto *et al.* (2004) näitasid, et kuivadelt ja parasniisketelt poollooduslikelt kooslustelt kadusid mitmed soontaime liigid ca 5-20 aasta jooksul pärast karjatamise lõppemist. Karjatamine ja niitmine aitavad vähendada liigset biomassi, ühtlustades liikide konkurentsitingimusi (Török *et al.* 2011). Rakendades niitmist ja karjatamist koos, on mõju niidukoosluste elurikkusele sageli efektiivsem kui kumbagi eraldi tehes. Niitmisele järgnev karjatamine loob mullakamaras seemnetele idanemiseks paremad tingimused, kuna kariloomad suurendavad trampides väikeseskaalalist heterogeensust, mis võimaldab rohkematel liikidel idaneda (Walker *et al.* 2004, Cousins & Lindborg 2007). Karjatamise eeliseks on asjaolu, et loomad on ka potentsiaalsed leviste edasikandjad (Török *et al.* 2011). Samuti on oluline koheselt pärast taastamistöid tagada ala jätkusuutlik majandamine, näiteks niitmise või karjatamisega (Pärtel *et al.* 2007).

Isoleeritud ja kahanenud pindalaga alade taastamise üheks eesmärgiks on jäänukalade vahelise funktsioneeriva võrgustiku taastamine ja vajadusel loomine (Aavik *et al.* 2013, Pärtel *et al.* 2007). Niidukoosluse taastamise tulemusel nende alade pindala suureneb ning isoleeritus väheneb, seega väheneb ka teda ümbritsevate alade isolatsioon (Lindborg *et al.* 2008, Prach *et al.* 2015), tekitades paremini funktsioneeriva metapopulatsioonilise võrgustiku. Metapopulatsiooni all mõeldakse populatsiooni, mis koosneb mitmest väiksemast osapopulatsioonist, mis on kõik omavahel migratsiooni kaudu ühenduses (Hanski 1999). Metapopulatsiooniline võrgustik on vajalik, et taimede levised saaksid edasi kanduda ning toimuks tolmeldamine. Seega on tähtis hävinud või degradeerunud koosluselaike taastada ning suurendada nende tänast pindala (Pärtel *et al.* 2005).

3 KOOSLUSTE TAASTAMISEGA SEOTUD ÖKOLOOGILISED TEGURID

Koosluste taastamisel peab silmas pidama mitmeid ökoloogilisi nähtusi ja seaduspärasid, mille ignoreerimine võib viia taastamistööde ebaõnnestumiseni või mitterahuldava tulemuseni (Perring *et al.* 2015).

3.1 AJALINE VIIVE LIIKIDE VÄLJASUREMISEL JA KOLONISEERIMISEL

Suur osa niidukooslustes kasvavatest soontaimeliikidest on mitmeaastased, mis reageerivad elupaiga kahanemisele ja isolatsiooni sattumisele väga aeglaselt (Lindborg 2007, Piqueray *et al.* 2011). Liikide aeglane reageerimine keskkonnatingimuste muutustele põhjustab väljasuremisvõla ehk nähtuse, kus koosluses leidub veel liike, kes kahanenud pindala ja sidususe tingimustes enam pikaajaliselt püsida ei saa ja on määratud nii-öelda kohalikule väljasuremisele (Kuussaari *et al.* 2009, Helm *et al.* 2006, Walker *et al.* 2004). Näiteks vajavad Eestis kahanenud looniitudel olevatest elupaigaspetsiifilistest taimeliikidest ligikaudu 40% ehk umbes 20 liiki igal lootal praegusest suuremat pindala ning on nii-öelda väljasuremisvõlas (Helm *et al.* 2006). Seega peegeldab väljasuremisvõlaga kooslustes tänane liigirikkus varasemaid keskkonnatingimusi (nt pindala, sidusus), mitte tänapäevase maastikstruktuuri ja keskkonnatingimuste mõju (Butaye *et al.* 2005). Väljasuremisvõlg annab meile võimaluse päästa liigirikkust, mis muidu oleks juba aastaid kadunud. Taastamistööde käigus taastatakse endised tingimused niidukooslustes ning veel alles olevad liigid ei pruugi välja surra. Saavutamaks soovitud tingimusi tuleb tulevikus taastamistööde planeerimisel arvesse võtta ka väljasuremisvõlga (Helm *et al.* 2006).

Väljasuremisvõlaga sarnane nähtus on sisserändeviive (*colonization credit*), mille all mõeldakse liikide hulka, kes pole veel jõudnud taastatud alale levida (Gijbels *et al.* 2012). Kui väljasuremisvõla korral oli koosluse liigirikkus tegelikke tingimusi arvestades kõrgem, siis sisserändeviibe korral on liigirikkus madalam, kui peaks (Piqueray *et al.* 2011). Sisserände toimumise eelduseks on leviste saabumine alale, seemnete idanemine ning isendite edukas kasv ja reproduktiivsuse saavutamine. Sisserändeviivet võib põhjustada koosluste killustumine ja pindalade vähenemine, kuna elupaigalaigud pole enam suurtele mitmekesistele populatsioonidele piisavalt ressursside rikkad ning isoleeritud elupaigalaikudele on sobilikel liikidel raskem teed

leida. Väga haruldased liigid võivad vajada väga spetsiifilisi tingimusi, mida pole taastamise käigus suudetud taastada ning sellepärast pole ala täielikult asustatud (Gijbels *et al.* 2012). Kui õnnestub tuvastada oodatavate liikide liigiline koosseis, on võimalik hinnata koosluse taastamise edukust. Püsiv sisserändeviive võib olla indikaatoriks, et taastamistööde käigus on jäänud mõni oluline tingimus või faktor kahe silma vahele, kuid seda saab parandada (Piqueray *et al.* 2011).

3.2 MAASTIKUSTRUKTUUR JA LIIGIFOND

Koosluse liigifondi moodustavad kõik ühel konkreetsel niidul potentsiaalselt elutseda võivad ja ümbruses levivad liigid (Pärtel *et al.* 2007). Ruumilisel skaalal jaguneb liigifond regionaalseks, lokaalseks ja koosluse liigifondiks. Regionaalne liigifond hõlmab endas liike, kes elavad suhteliselt suurel maa-alal, kus valitsevad sarnased keskkonnatingimused ja kliima. Lokaalne liigifond on kitsam mõiste, koondades endas vaid mingit konkreetset kooslust ja seda ümbritsevaid kooslusi asustavaid liike. Koosluse liigifond on veelgi kitsam mõiste, ühendades endas mingis kindlas koosluses hetkel esinevaid liike (Zobel *et al.* 1998). Liigifondi suuruse ja kooslusesisese liigirikkuse vahel esineb positiivne seos (Eriksson 1993), seega püütakse liigifondi teooria abil seletada ka varieeruvusi eri koosluste liigirikkuses (Zobel *et al.* 1998). Teades liigifondi suurust ja koosseisu on võimalik hinnata, kui palju ning millised liigid on taastamisjärgselt alale oodatud ning kui hästi on taastumine toimunud (Prach *et al.* 2015, Helm *et al.* 2015a)

Liikide pikem elujõulisus taastataval alal sõltub ümbritsevatest maastikest ning eelnevast maakasutusest maastikulises skaalas (Lindborg *et al.* 2008, Helm *et al.* 2006). Arvestades taastamistegevuste planeerimisel ümbritseva maastiku seisundi ja koosseisuga, on võimalik oluliselt parandada elurikkuse taastamise tõenäosust. Maastiku hindamisel taastamistöödeks tuleb arvesse võtta maastikuga seotud bioloogilist mitmekesisust, kultuurilist pärandit, elujõulisi maakohti ja majandust ning nende väärtusi subjektiivselt hinnata (Pärtel *et al.* 2007). Taastamine, lähtudes maastikust, mitte üksikust objektist, võimaldab säilitada suuremaid kooslustevahelisi süsteeme, hoida regulaarseid häiringuid, heterogeensust, populatsiooni dünaamikat ning edendada ökosüsteemi protsesside ja teenuste tingimusi. Taastamistöödel tuleb arvestada sellega, et maastik on ajas muutuv (Lindborg *et al.* 2008).

Maakasutuse muutuse tõttu on poollooduslike koosluste taimestik koondunud väikestele jäänukaladele, nagu näiteks teeservad ja veel allesjäänud niidulaigud. Need jäänukalad võivad

osade liikide jaoks toimida kui refuugiumid (maa-ala, kus on laiaulatuslike kliimamuutuste vältel säilinud liikidele ellujäämiseks soodsad tingimused) (Stewart *et al.* 2010), olles aluseks taastamis- ja hooldustöödel maastiku skaalal (Lindborg *et al.* 2008, Cousins & Lindborg 2007). Selliste elupaigasaarekete olemasolu taastataval alal või selle läheduses tagab taastatava ala kõrgema liigirikkuse, võrreldes aladega, kus sellised refuugiumid puuduvad. Seega aitavad need saarekesed migratsiooni abil kaasa taastatavate alade koloniseerimisele (Cousins & Lindborg 2007). Lääne-Euroopas sageli sellised jäänukalad puuduvad ning koosluste edukaks taastamiseks on vaja rakendada iseloomulike looduslike taimeliikide seemnesegude külvamist (Pärtel *et al.* 2007).

Olukorda võib vaadelda ka „läte-mülgas“ süsteemist (*source-sink*) lähtudes (Eriksson 1996). Läte-mülgas süsteem on metapopulatsioonilise elupaigavõrgustiku üks erijuhte, kus osad elupaigalaigud toimivad „lätetena“ ja teised „mülgastena“. Lätteks on elupaigalaigud, kus sündimus ületab suremuse, mülkad aga on alad, kus suremus ületab sündimuse ning nende elurikkuse säilimine sõltub immigratsioonist lätte-elupaikadest. Sellise maastikulise süsteemi puhul tuleb eelkõige taastada „lätteid“, sest isegi kui nad moodustavad vaid 10% metapopulatsioonist, on nad kogu elupaigavõrgustiku toimimiseks väga olulise tähtsusega (Pulliam *et al.* 1988).

3.3 „VALEDE“ LIKIDE INVASIOON

Poollooduslike koosluste liigirikkuse mitmekesisuse vähenemist põhjustab lisaks immigratsioonile ja isoleeritusele ka servaeft ja „valede“ liikide sissetung (Luoto *et al.* 2004, Helm *et al.* 2015a). Taastatavat ala ümbritsevad alad on olulised leviste olemasolu tõttu, kuid kuna loomulikku seemnete levimist ei saa kontrollida, võib sellel olla ka negatiivne mõju. Juhul kui taastamistööde käigus pole õnnestunud luua niidutüübile omaseid keskkonnatingimusi, siis võivad lisaks kooslusele iseloomulikele liikidele ning sihtmärkliikidele (*target species*) (liigid, mida soovitakse taastamistööde käigus taastatavale alale introductseerida, nende põhjal saab hinnata ka taastamistööde eesmärkide täitmist) või nende asemele alale levida ka kooslusele mitteiseloomulikud liigid, ehk liigid mis ei kuulu taastatava kooslusetüübi liigifondi. Nende hulka võivad kuuluda umbrohud, võõrliigid aga ka liigid, mis on iseloomulikud pigem teistele elupaigatüüpidele (näiteks mets, mõnda teist tüüpi niit) (Prach *et al.* 2015). Helm *et al.* (2015a) on selliseid kooslusele mitteiseloomulikke liike nimetanud „teisenenud“ elurikkuseks (*derived*

diversity). Suurenev teisene elurikkus viitab keskkonnatingimuste taastumise ebaõnnestumisele või kooslusele iseloomulike liikide leviste vähesusele piirkonnas (Helm *et al.* 2015a).

4 LEVINUMAD MEETODID NIITUDE TAASTAMISEL EESTIS JA EUROOPAS

Hakates koostama taastamisplaane ning valima meetodeid, tuleb arvesse võtta taastatava ala seisundit, ümbritseva maastiku struktuuri ja selle seisukorda antud hetkel, olemasolevat liigifondi, elupaigaspetsiifiliste taimeliikide olemasolu ümbritsevatel aladel ja nende idanemise tingimusi ning alade ajaloolist ja looduslikku tausta (Butaye *et al.* 2005, Pärtel *et al.* 1998, Prach *et al.* 2015, Hedberg & Kotowski 2010). Taastades niidukooslusele omast taimkatet, tuleb esimese asjana tagada sihtmärkliikidele iseloomulikud keskkonnatingimused (valgustingimused, pH, mullaviljakus jm), et taastatava ala hõivaksid taastatavale kooslusele iseloomulikud liigid. Niidukooslustele iseloomulike keskkonnatingimuste loomiseks kasutatakse erinevaid meetodeid. Võsastunud aladel tuleb esimese asjana taastada niidukooslusele iseloomulikud valgustingimused, eemaldades peale kasvanud võsa ja puud ning alustades seejärel sobiva hooldusega. Niidukooslustele ajalooliselt iseloomulikud taimeliigid on enamasti valgusnõudlikud ja väikesekasvulised ning võrreldes kõrgemakasvuliste liikidega taluvad madalamat mullaviljakust (Saar *et al.* 2012). Sageli on oodatava taimkatte taastumisel takistuseks taastatud ala liigne mullaviljakus, mis soosib kõrgekasvulisi liike ning ei võimalda kasvama hakata kooslusele iseloomulikel väikesekasvulistel ning vähese konkurentsivõimega liikidel. Mulla keskkonnatingimuste muutmiseks on erinevaid võimalusi, mis kõik on üsna tömahukad.

Pindmise mullakihi eemaldamine

Meetodiga vähendatakse toitainete hulka mullas, kui soovitakse taastada väheviljaka pinnasega kooslust (Cousins & Lindborg 2007). Eemaldatava mullakihi paksus on tavaliselt 25-50 cm. Kuigi põhiliste toitainete (näiteks fosfor) hulk mullas väheneb ka loomulike protsesside käigus, on see liiga aeglane ja väike kadu (Walker *et al.* 2004). Lisaks toitainetele võib pindmise mullakihi eemaldamine vähendada ka umbrohtude leviste osakaalu ja seeläbi pärssida nende kasvu ja vähendada konkurentsi (Kardol *et al.* 2008, Walker *et al.* 2004). Meetodi kitsaskohaks on risk tekitada tuule- või mullaerosiooni (Török *et al.* 2011) või eemaldada osa seemnepangast (Kardol

et al. 2008). Mitmed tööd on näidanud, et pindmise mullakihi eemaldamine kahandab mulla viljakust ja toitainete sisaldust ning soosib elupaigaspetsiifiliste liikide levikut alale (Rasran *et al.* 2007, Hölzel & Otte 2003, Patzelt *et al.* 2001).

Süsiniku lisamine kooslusesse

Süsiniku lisamisel kooslusesse langeb mulla toitainete sisaldus (Török *et al.* 2011, Kardol *et al.* 2008, Pärtel *et al.* 2007). Lisatud süsinikku ei saa tarbida taimed, vaid mullaorganismid, kes samaaegselt süsiniku tarbimisega tarbivad ka rohkem lämmastikku, vähendades taimedele kättesaadavat lämmastiku hulka. Kokkuvõttes mulla produktiivsus langeb (Pärtel *et al.* 2007). Kõige laialdasemalt kasutatakse süsiniku allikana multši või heina, vähesel määral ka sahharoosi ja saepuru (Alpert & Maron 2000, Blumenthal *et al.* 2003). Meetodi kitsaskohaks on lühiajaline toime, oht tekitada korrapäratust mullaelustikus ning näiteks taimse materjali (puutükkide) kasutamisega kaasnev ligniini aeglane lagunemine (Kardol *et al.* 2008). Kardol *et al.* (2008) näitasid, et süsiniku lisamisel esimestel katseaastatel toitainete sisaldus mullas vähenes. Alpert & Maron (2000) näitasid, et lisades katsealadele süsinikku (antud töös saepuru), kahanes umbrohtude osakaal 40%, kuid kohalikele sihtmärkliikidele see ei mõjunud. Blumenthal *et al.* (2003) läbiviidud katses lisati süsinikuallikana sahharoosi ning männi ja papli saepuru. Vähenenud lämmastikühendite kättesaadavus kahandas maapealset biomassi, võimaldades madalamatele niiduliikidele rohkem valgust.

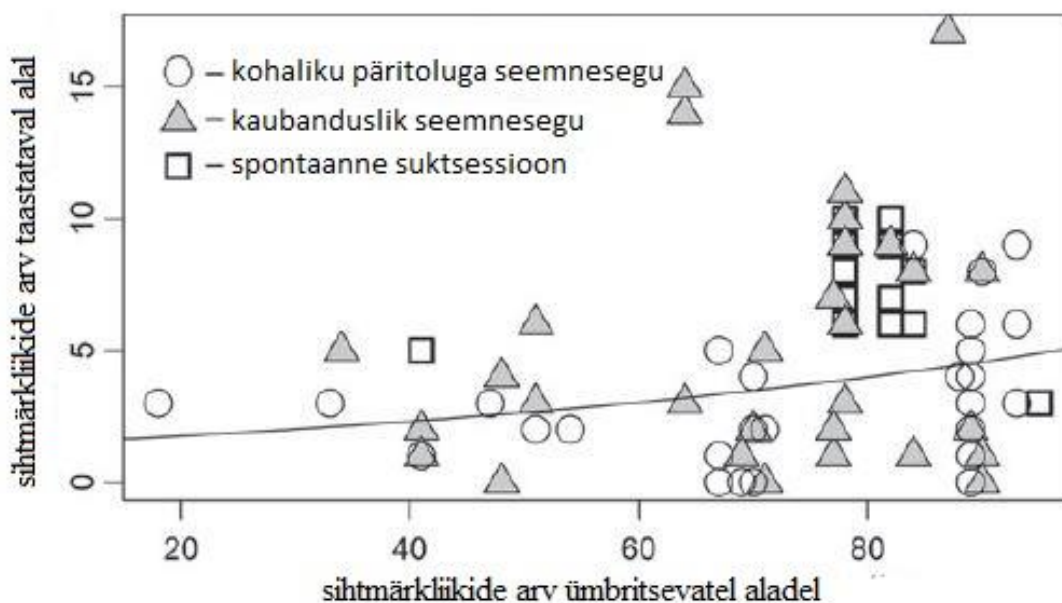
Mulla pH muutmine

Mulla pH langetamiseks on erinevaid võimalusi (Walker *et al.* 2004). Happelistel niitudel piirab liiga kõrge pH tase elupaigaspetsiifilise taimkatte kujunemist ning pH alandamiseks on kasutatud väävlit lisamist kooslusesse. Kandes 1-3 tonni/ha väävlit maapinnale, õnnestus kahandada Suurbritannias happeliste niitude pH väärtus 6-7-lt 3-5-le ja seeläbi vähendada ka kõrgemat mulla pH-d eelistavate liikide invasiooni alale (Walker *et al.* 2004). Väävel on suhteliselt odav ja kiiretoimeline, kuid miinuseks on negatiivne mõju keskkonnale. Owen *et al.* (1999) testisid ka vähem keskkonnakahjulikke meetodeid, katsetades sõnajalgadest tekkinud kulu ja männilaastude lisamise efekti mulla pH-le. Nad leidsid, et kuigi sõnajalgade kulu oli küllalt efektiivne mulla pH langetamisel, ei pärssinud ta sarnaselt elemendilise väävlit lisamisele neutraalset ja aluselist mulda eelistavate liikide esinemist alal, samas kui männilaastud ei kahandanud mulla pH-d peaaegu üldse.

Mulla pH tõstmiseks niitudel sobib lupjamine (Bakker & Berendse 1999, Walker *et al.* 2004). Lupjamine mõjutab mulla pH-d küll aeglaselt, kuid jätkusuutlikult ka 70 aastat hiljem (Spiegelberger *et al.* 2006). Dorland *et al.* (2005) näitasid, et lupjamine aitas kaasa liigi mägiarnika (*Arnica montana*) idanemisele ja kasvule.

Kooslusele iseloomulike liikide introductseerimine alale

Säilinud seemnepank, sihtmärkliikide olemasolu taastataval alal ja ka ümbruses olevates kooslustes soodustab taastatava ala loomulikku taimestumist (Prach *et al.* 2015, Aavik *et al.* 2013, Török *et al.* 2011), mille eelduseks on leviste olemasolu doonorilal ja nende potentsiaalne levimine taastatavale alale (Prach *et al.* 2015). Prach *et al.* (2015) leidsid, et mida rohkem oli niidukoosluse vahetus ümbruses (2-3 km raadiuses) niiduliike, seda kiiremini kasvas sihtmärkliikide arv taastataval alal (joonis 2). Loomulikul teel taimestumine on odav ning iseseisvalt taastunud alad on kõrgema loodusliku väärtusega (Prach & Pyšek 2001).



Joonis 2. Sihtmärkliikide vaheline seos taastataval & seda ümbritsevatel aladel. Mida rohkem oli ümbritsevatel aladel sihtmärkliike, seda kõrgem oli ka taastatava ala liigirikkus, olenemata sellest, kas kasutati seemneseigusid või toimus spontaanne suktsessioon (Prach *et al.* 2015).

Taastumisele aitab kaasa koosluse säilinud seemnepank, kuid sellega on koosluste taastumise aspektist lähtuvalt mõistlik arvestada vaid siis, kui taastatav ala on olnud degradeerunud vähem

kui 5 aastat, vastasel juhul on elupaigaspetsiifiliste liikide seemnepank juba liigselt vaesunud (Bossuyt & Honnay 2008). Niidukoosluste seemnepank on üldiselt suhteliselt lühiealine ja suurema osa seemnepangast moodustavad väga laialt levinud taimeliikide seemned. Haruldaste taimeliikide seemneid leidub seemnepangas harva (Bakker & Berendse 1999). Seemnepank vaesub ka näiteks pikaajalise maaharimise, herbitsiidide kasutamise või intensiivse karjatamise tagajärjel (Middleton *et al.* 2009).

Tihti aga võib koosluse taimkatte taastumine omal käel olla aeglane ja etteaimamatu, vajades siiski mõne teise meetodi kaasamist (Török *et al.* 2011). Kui ümbritsevatest kooslustest on liikide levimine häiritud, läheduses puuduvad liigifondile iseloomulikud taimeliigid või ala on liigselt isoleeritud ning ka koosluse enda seemnepank on vaesunud, on vajalik kooslusele iseloomulike liikide introductseerimine alale (Hedberg & Kotowski 2010, Pärtel *et al.* 2007, Edwards *et al.* 2007, Bakker & Berendse 1999, Walker *et al.* 2004, Rasran *et al.* 2007).

Üheks võimaluseks on taastatavale alale istutada sihtmärkliikide istikuid (Prach *et al.* 2015, Hopkins *et al.* 1999). Istutada võib ka taimede maa-aluseid osi, näiteks sibulaid ja risoome (Török *et al.* 2011). Tegemist on võrdlemisi kuluka ja aeganõudva meetodiga (Hedberg & Kotowski 2010).

Külvamiseks vajalike liikide seemneid on võimalik koguda loodusest või mõnedes piirkondades soetada ettevõtetest, mis tegelevad looduslike liikide kasvatamise ning nende seemnete tootmisega (Török *et al.* 2011). Taastamisel kasutatavaid seemneseid on peamiselt kahte tüüpi: väikese (*low-diversity mixtures*) ja kõrge (*high-diversity mixtures*) mitmekesisusega segud, mis sisaldavad vastavalt 2-8 ja rohkem kui 10 erineva liigi seemneid. Väikese mitmekesisusega segusid kasutatakse kui eesmärgiks on luua niidu esmane taimkate väga suurel alal või siis väga lühikese aja jooksul. Enamus niidukooslusesse oodatavatest sihtmärkliikidest on mitmeaastased taimeliigid, kellel võtab mitu aastat, et areneda konkurentsivõimeliseks. Külvates madalama mitmekesisusega seemneseid kindlustatakse, et taastataval alal ei hakkaks domineerima umbrohud, et sihtmärkliigid saaksid tasapisi ala koloniseerida. Kõrgema mitmekesisusega seemneseid soovitatakse külvata väiksematele aladel, tekitades nii väiksemaid doonoralasid, mis aitavad kaasa niidu taastamisele (vt. lk 9) (Török *et al.* 2011, Lindborg *et al.* 2008, Cousins & Lindborg 2007). Ettevõtetest ostetud seemneseid puhul tuleb alati uurida, kust on seemned algselt kogutud ning kas on tagatud seemnete piisav geneetiline mitmekesisus (Aavik *et al.* 2013, Török *et al.* 2011).

Eelistada tuleks seemnete kogumist taastavale alale lähedalasuvatelt doonorladelt, mis kindlustab, et seemned on pärit samast regioonist ja esindavad kohalikku genofondi. Need seemned on geneetiliselt sobivamad ning sarnase kasvukeskkonnaga juba harjunud ja idanevad tõenäolisemalt paremini (Török *et al.* 2011, Zobel *et al.* 1998, Jongepierova *et al.* 2009). Probleemiks võib osutuda sobiliku doonorala leidmine või puudumine. Samuti on meetod ajamahukas ja kulukas, kuna nõuab palju tööjõudu. Niiduliikide seemneid on loodusest võimalik koguda erinevate meetodite abil.

Seemnete kogumine loodusest harjastega seemnekoguja (brush harvester) abil

Kogumine spetsiaalse harjastega seemnekogujaga (joonis 3) võimaldab enne külvamist seemneid kuivatada, ladustada ja sorteerida (Hedberg & Kotowski 2010). Tegemist on väikese masinaga, mis kinnitatakse traktori või ATV taha. Harjased koguvad taimedelt küpsenud seemned. Masina kasutamine on käsitsi korjamisest palju efektiivsem ning kuna ta ei kahjusta taime ennast, on ühelt ja samalt alalt võimalik käia kogumas terve suve jooksul küpsevaid seemneid. Silmas tuleb pidada, et traktori rasked rattad võivad maapinda kahjustada (Riley *et al.* 2004). Edwards *et al.* (2007) näitasid, et selle spetsiaalse seemnekoguja kasutamine seemnete külvamisel tõstab taimekoosluse liigirikkust.



Joonis 3. Harjastega seemnekogumise seade. Harjased käivad ringi ning koguvad küpsed seemned kogujasse. Pildil näidatud seadet kasutatakse looduslike niidukoosluste taastamiseks Põhja-Ameerikas. <https://www.nps.gov/grsm/learn/nature/dff109-focusnps1.htm>

Seemnete kogumine loodusest spetsiaalse „seemneimeja“ (vacuum harvester) abil

Tegemist on masinaga, mis sarnaneb igapäevasele tolmuimejale (Riley *et al.* 2004) ning mis imeb taimedelt seemned, kahjustamata taime ennast (Kirmer *et al.* 2009, joonis 4).



Joonis 4. Spetsiaalne seemneimeja. <http://www.facma.it/home.asp?lang=ita>

Heinaga leviste kandmine alale

Meetodi käigus transporditakse doonoralt seemneid sisaldav roheline hein taastatavale alale. Soovituslik on hein lõigata ja alale transportida vahetult enne seemnete valmimist, kuna valminud seemned võivad transpordil välja pudeneda. Transporditakse värskelt niidetud heina, mitte kuivatatud heina. Kuivi niite tuleks niita juunis, niiskeid juunis-juulis ning märgasid alasid juulis või augusti lõpus. Kogutud materjal laotatakse taastatavale alale tihedusega ca 1–2 kg/m² (Török *et al.* 2011). Meetodi kitsaskoht seisneb selles, et tihti pole teada heinas olevad seemned, seega võib eksisteerida risk, et kantakse edasi umbrohu seemneid (Török *et al.* 2011). Rasran *et al.* (2007) näitasid, et doonoralt kogutud heinaga suudeti 80% sealsetest liikidest taastatavale alale edasi kanda ning Hözél *et al.* (2003) töös levisid sel viisil taastatavale alale kõik doonoralt pärit 102 liiki.

Leviste transport mätastega

Selle meetodi puhul istutatakse doonoralt pärit mättad taastatavale alale, tänu millele kanduvad edasi ka potentsiaalselt seemnepangas olevad seemned, mullaelustik, sealhulgas mutualistlikud organismid, näiteks mükoriisaseened (Hedberg & Kotowski. 2010). Hözél *et al.* (2003) leidsid, et leviste transport mätastega on efektiivne meetod soodustamaks haruldaste liikide levimist.

Positiivseid tulemusi näitasid ka Hopkins *et al.* (1999) taastamistööd. Meetodi miinusteks on töömahukus ja doonorala hävimine.

Kogutud ja hoiustatud seemnete külvamiseks on erinevaid meetodeid.

Traditsiooniline seemnete külvamine (direct seeding)

Seemned laotatakse sobivas tiheduses ettevalmistatud mullapinnale. Tegu on kõige lihtsama ja töökindlama viisiga seemnete külvamiseks, mis võivad pärit olla ümbritsevatelt aladelt või ostetud seemnesegudest. Seemnesegusid külvatakse tihedusega 20-40 kg hektari kohta (Török *et al.* 2011). Gibson-Roy *et al.* (2007) näitasid, et kasutades antud meetodit hakkas taastataval alal kasvama 67% sihtmärkliikidest.

Seemnete külvamine külvimasinaga (slot seeding)

Külvimasinaga külvamine sarnaneb eelmise meetodiga, kuid eeliseks on väiksem seemnete kulu külvamisel, kuna seemned nii-öelda puuritakse mulda. Tegemist on kiire ja odava meetodiga, kuid tulemused võivad olla ettearvamatud (Pywell *et al.* 2007). Mitmed tööd on näidanud, et antud meetod ei ole väga efektiivne, sest paljud seemned hakkavad idanema vaid mullapinnal ning mitte mulla all, mistõttu on eelistatum traditsiooniline külvamine (Hedberg & Kotowski 2010).

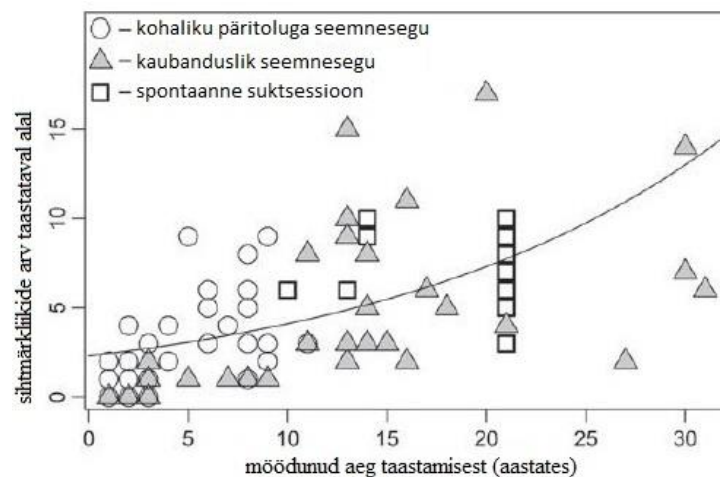
4.1 NIIDUKOOSLUSTE TAASTAMISE NÄITEID EUROOPAST

Tšehhi mäginiietude taastamine

Prach *et al.* (2015) viisid läbi taastamistööd Tšehhi Vabariigis, Valgetes Karpaatides. Sealsetid kuivi niite majandati mõni sajand, kuid enamik neist on tänaseks muudetud põllumaaks, väetatud või aastatel 1950-1990 maha jäetud. 1990. aastast alates on umbes 7000 ha põllumaad niitudena taastatud, külvates kaubanduslikke liigivaeseid ristiku ja kõrrelistega seemnetesegusid ning lastes osadel aladel loomulikult taastuda. Aastast 1999 on taastatavatele aladele külvatud ka ümbritsevatelt niitudelt kogutud kohalikku liigifondi esindavate liikide seemneid. Kohalikku päritolu seemnesegud sisaldasid 44 liigi seemneid, neist mahult 85-90% kõrreliste seemneid (neist domineerivaimad sealsetele vanadele niitudele iseloomulikud liigid püstluste (*Bromus erectus*) ja stepi-aruhein (*Festuca rupicola*), 3-5% liblikõieliste seemneid ja 7-10% teisi kaheidulehelisi. Seemnesegu külvati tihedusega 17-20 kg/ha ja 44 külvatud sihtmärkliigist 43 hakkas külvamisjärgselt ka aladel kasvama.

Kaubanduslikud seemnesevad sisaldasid kesktlõbi viie liigi seemneid, enamasti kõrreliste aretatud sordid liikidest roog-aruhein (*Festuca arundinacea* cult.), harilik aruhein (*F. pratensis* cult.), punane aruhein (*F. rubra* cult.), karjamaa-raihein (*Lolium perenne* cult.), aasnumikas (*Poa pratensis* agg. cult.), harilik kerahein (*Dactylis glomerata* cult.), aasristik (*Trifolium pratense* cult.), roosa ristik (*T. hybridum*) ja valge ristik (*T. repens* cult.).

Tulemustes kajastus, et sihtmärkliikide arv taastataval alal tõusis märgatavalt ning oma liigilise koosseisu poolest sarnanesid taastatavad alad ajaloolistele aladele. Maksimaalselt idanes ühel taastataval alal 17 sihtmärkliiki, kui oli külvatud kaubanduslikke seemnesevaid. Mida rohkem aega oli taastamisest möödunud, seda liigirikkamad olid alad, sõltumata taastamismeetodist. Kõige olulisemaks liigirikkust mõjutavaks teguriks oli sihtmärkliikide esinemine ümbritsevas kooslustes (joonis5). Aastateks 2009-2012 oli taastatud 35 niidukooslust, kuhu olid 1-11 aastat tagasi külvatud kohalikest kooslustest pärit seemned; 31 niidukooslust, kuhu külvati kaubanduslikke seemneid ja 16 ala taastusid ise, kui põllumajanduslik tegevus lõpetati. Aastatel 2012-2013 taastati eelnevalt taastatud alade läheduses lisaks 23 ajaloolist niitu (Prach *et al.* 2015).



Joonis 5. Liigirikkuse ja taastamisest möödunud aja vaheline positiivne seos. (Prach *et al.* 2015).

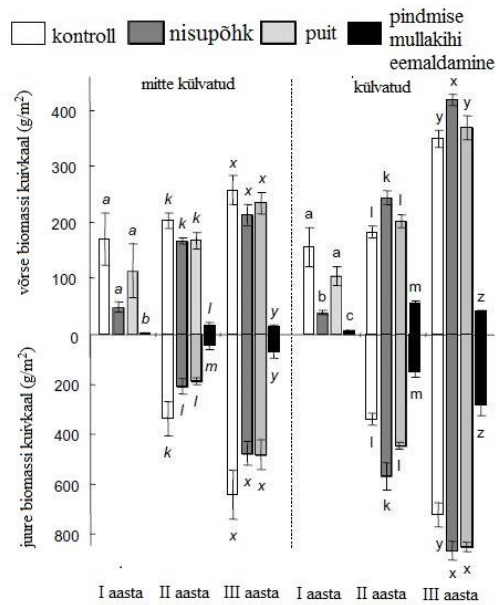
Niitude taastamine endistele põllumaadele Hollandis, mullaviljakuse manipuleerimine

Kardol *et al.* (2008) juhendasid taastamistöid Hollandis, Asseli alevikus (52°10'N, 5°182'E), liivase ja kuiva pinnasega põllumaal, kus enne oli kasvatatud maisi (*Zea mays*). Tegemist oli viljakate põllumaa-alade taastamisega madalama mullaviljakusega liigirikasteks niitudeks. Põllumajanduslik tegevus lõpetati 2002. aastal ning ala jäeti rohusööjatele metsloomadele

söögiplatsiks. Taastamistöodega alustati 2004. aastal ning mullaviljakuse vähendamiseks testiti kolme meetodit: (1) pindmisesse mullakihti lisati nisupõhku, (2) pindmisesse mullakihti lisati kuni 2 cm³ suurusi arukase puutükke ning (3) pindmine mullakiht eemaldati umbes 40-50 cm ulatuses. Lisaks kasutati kontrolli, mida samuti randaaliti. Kõiki katsealasid oli topelt ning pooltele neist lisati seemnesegusid, mis koosnesid mitmeaastastest kõrrelistest: harilik kastehein (*Agrostis capillaris*), maarjahein (*Anthoxanthum odoratum*), keskmine värihein (*Briza media*), lamba-aruhein (*Festuca ovina*) ning mitmeaastastest kaheidulehelistest: harilik raudrohi (*Achillea millefolium*), püsig-põrsashein (*Hypochaeris radicata*), püstlehine teeleht (*Plantago lanceolata*) ja väike oblikas (*Rumex acetosella*). Kõrreliste seemneid külvati tihedusega 500 seemet/m² ja kaheidulehelisi 150 seemet/m². 2004., 2005. ja 2006. aasta juulis-augustis koguti iga taimeliigi kattuvuse kohta andmeid iga katseala keskelt, 4m² suuruselt alalt. Indikaatoriks oli kanada pujukakar (*Conyza canadensis*), mille abil hinnati kui palju on umbrohud külvatud liikidele alla jäänud. 2004., 2005. ja 2006. aasta maikuu võeti igalt katsealalt juhuslikult 15 mullaproovi. Määrati mulla pH, sisalduvad toitained, orgaanika osakaal, seemnete mass ning loendati nematoodide arvukus.

Tulemusena selgus, et mullaviljakuse töötlemise meetoditest oli kõige efektiivsem pindmise mullakihi eemaldamine, mille tulemusena vähendati mullas oluliselt toitainete hulka ning taimede biomass kahanes kõige rohkem (joonis 6). Samas lõi selline töötlus „kõrbelaadse“ olukorra, mis pärssis ka külvatud liikide kasvu ning vähendas nematoodide arvukust mullas. Esimestel katseaastatel vähenes taimede biomass ka süsiniku lisamisel, tõenäoliselt bakteriaalse tegevuse aktiveerumise tõttu. See mõju aga kadus järgnevatel aastatel.

Nisupõhu lisamine pärssis kanada pujukakra kasvu, erinevalt puutükkide lisamisest. Seemnete lisamine omas koosluse taastumisele oluliselt suuremat mõju kui mullaviljakusega manipuleerimine ja autorid järeldavad, et mullaviljakuse vähendamisest olulisem on seemnete olemasolu tagamine ning seda tüüpi koosluste taastamisel tuleks keskenduda pigem seemnesegude kasutamisele kui mullatingimuste manipuleerimisele (Kardol *et al.* 2008).



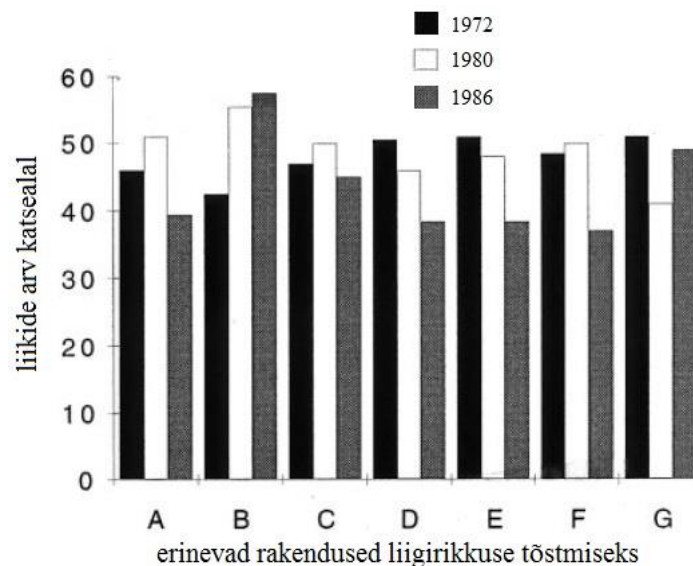
Joonis 6. Maa-aluse ja maapealse biomassi dünaamika sõltuvalt tötlusest Hollandi liivaste niitude taastamise. Näidatud on biomass aladel, kuhu lisati nisupõhku, puitu või kust eemaldati pindmine mullakiht. Pooltel aladel külvati elupaigaspetsiifiliste liikide seemneseigusid ning teistel ei külvatud. (Kardol *et al.* 2008).

Kinnikasvanud puisniitude taastamine Rootsis

Hansson & Fogelfors (2000) alustasid 1972. aastal 15 aastat kestnud taastamistöödega Lõuna-Rootsis, Kristdala kihelkonnas (57°20'N, 16°10'E) ajalooliselt pikalt niidetud ja karjatatud karjamaal kogupindalaga 10 ha. Puisniidud on Rootsis ajalooliselt enim levinud niidukooslused. Taastataval alal paiknesid ka kultuurilise väärtusega objektid, näiteks kiviaiad ja tagasilõigatud puud (*coppiced trees*). Erinevate taastamis- ja hooldusmeetodite efektiivsust vaadeldi 5m x 20m suurustel tarastatud aladel, kus rakendati erinevaid meetodeid: (1) niitmine igal aastal juuli lõpus, (2) niitmine iga kolme aasta tagant, (3) puude eemaldamine herbitsiididega, (4) puittaimede mehhaaniline eemaldamine, (5) lehevarise ja kulu põletamine varakevadel, märtsi alguses või aprilli lõpul ning (6) karjatamine alates mai keskpaigast kuni septembri keskpaigani. Andmeid registreeriti aastatel 1972, 1980 ja 1986.

Tulemustes kajastus (joonis 7), et kontroll ala oli 1986. aastaks metsastunud, eelkõige kasvasid seal arukased (*Betula pendula*) ja sookask (*B. pubescens*) ning liigirikkus langes. Puitunud taimede eemaldamine herbitsiide kasutades ning nende välja juurimine andsid sama tulemuse, liigirikkus langes. Põhilised puittaimede liigid neil aladel olid harilik kibuvits (*Rosa dumalis*), kõrvpaju (*Salix*

aurita), pihlakas (*Sorbus spp*) ja harilik tamm (*Quercus robur*). Varakevadel põletamise korral liigirikkus alguses tõusis, kuid kokkuvõttes langes kõige rohkem. Domineerivad liigid olid arujumikas (*Centaurea jacea*), harilik hiirehernes (*Vicia cracca*) ja keskmine ristik (*Trifolium medium*). Niitmine iga kolme aasta tagant langetas liikide arvu vähesel määral, enim levis harilik kastehein (*Agrostis capillaris*). Niitmine igal aasta oli aga ainus meetod, mis silmnähtavalt liigirikkust tõstis. Paljude puisniitudele iseloomulike liikide arvukus iga-aastaselt niidetaval alal kasvas, arvukust suurendas keskmine värihein (*Briza media*), hirsstarn (*Carex panicea*) ja harilik sinihelmikas (*Molinia caerulea*). Karjatamise korral alguses liigirikkus langes, kuid kokkuvõttes jäi hoolduseelse seisundiga samale tasemele ning domineerisid kõrrelised (Hansson & Fogelfors 2000).



Joonis 7. Erinevate meetodite mõjutused liigirikkusele kolme aasta lõikes. A – kontroll ala, B – igaaastane niitmine, C - niitmine iga 3 aasta tagant, D – puude töötlemine herbitsiididega, E – puitunud taimede välja juurimine, F - põletamine varakevadel, G – karjatamine. (Hansson & Fogelfors 2000).

5 POOLLOODUSLIKE NIIDUKOOSLUSTE TAASTAMINE EESTIS

Eestis on 2011. aastast alates toetatud poollooduslike koosluste taastamist ja hooldamist. Looduskaitse arengukava kohaselt tahetakse 2020.aastaks taastada ja hooldada poollooduslikke kooslusi kogupindalaga 45 000 ha. Loodushoiutoetust makstakse poollooduslike koosluste taastamiseks ja karjaaedade ehitamiseks kõikidele kaitstavatele loodusobjektidele ning

poollooduslike koosluste hooldamiseks väljaspool Natura 2000 võrgustikku asuvatele kaitstavatele loodusobjektidele. Natura 2000 aladel asuvate poollooduslike koosluste hooldamiseks makstakse hooldustoetust (Poollooduslike koosluste tegevuskava).

Eestis on kõikide niidukoosluste tüüpide taastamiseks koostatud hooldus- ja taastamisjuhendid: aru- ja soostunud niitude, rannaniitude, loopealsete ja kadastike, puisniitude ja puiskarjamaade ning luhtade hoolduskava (Poollooduslike koosluste tegevuskava). Hoolduskavad on Keskkonnaameti kodulehel kättesaadavad kõigile. Hoolduskavade eesmärgiks on anda üldisi nõuandeid optimaalseks majandamiseks ja luua teoreetiline aluspõhi alapõhiste hoolduskavade loomiseks (Helm 2011, Lotman 2011, Talvi 2010, Mesipuu 2011, Metsoja 2011), sisaldades olulist informatsiooni poollooduslike elupaigatüüpide kaitseväärtuste ning hooldamis- ja taastamisvõtete kohta (Keskkonnaamet).

5.1 „ELU ALVARITELE“

Eestis taastatakse projekti „Elu Alvaritele“ (LIFE to Alvars, LIFE13 NAT/EE/000082) raames 2014.–2019. aastatel loopealseid karjamaid. Projekti eelarve on 3,7 miljonit eurot, sellest 75% on taganud Euroopa Komisjon LIFE+ Loodus programmi kaudu ja 25% Eesti riik Keskkonnainvesteeringute Keskuse kaudu. Loopealsed on õhukese lubjarikka mullakihiga kooslused lubjakivi aluspõhjal. Kogu Euroopa looniitudest kolmandik ehk 9800 ha asub Eestis, kuid vaid 30% neist hooldatakse hetkel pidevalt. Taastamistööd viiakse läbi Saaremaal, Muhus, Hiiumaal, Läänemaal ja Pärnumaal (Keskkonnaamet). Projekti raames plaanitakse taastada kinnikasvanud loopealseid kokku 2500 hektari ulatuses ning luua sobilikud tingimused kohalikele põllumeestele, et neil oleks võimalik neid alasid taastamisjärgselt karjatada. Kaasates kohalikke maaomanikke, loodetakse tõsta inimeste teadlikkust poollooduslike koosluste väärtusest. Taastamistöode käigus eemaldatakse aladelt hariliku kadaka (*Juniperus communis*) võsa ning noored männid (*Pinus sylvestris*), viies puittaimede katvuse 10–30% peale. 2015. aasta augustiks oli taastatud ca 600 hektarit plaanitud 2500 hektarist ning taastatud aladele oli rajatud karjatamiseks vajalik taristu (karja- ja kogumisaiad, 11 torusilda, 9 varjualust) ning loomadele tagati ligipääs veele (7 veepütti, 8 jooginõud) ja inimestele ligipääs kallasrajale ja karjamaale. 2019. aastaks plaanitakse taastada 25 niidukooslust, kogupindalaga 2500 ha, sh viia kadakate katvus 10–40% ning sõlmida leping vähemalt 300 kohaliku põllumehega, et tagada ala jätkusuutlik hooldamine ja tõsta ühiskonna teadlikkust alvaritest ning koolitada vähemalt 40 põllumeest

(Keskkonnaamet). Taastatavate alade valikul on silmas peetud alade ajaloolist maastikulist struktuuri ning projekti kaasati eelistatult alasid, mis moodustavad taastamisjärgselt ühtse omavahel karjaaedadega ühendatud loopealsete võrgustiku.

KOKKUVÕTE

Käesoleva töö eesmärgiks oli anda ülevaade poollooduslike niidukoosluste seisundist Eestis ja Euroopas, nende elurikkust mõjutavatest teguritest ning niidukoosluste elurikkuse ja keskkonnatingimuste taastamise meetoditest.

Põllumajanduse intensiivistumise tagajärjel on viimase sajandi jooksul suur osa Euroopa poollooduslike koosluste pindalast kadunud ja allesjäänud elupaigad on tugevalt killustunud, ohustades koosluste elurikkust. Niiduliikide populatsioonid on väikesed ning sidusa metapopulatsioonilise võrgustiku kadumise tulemusel on vaheline liikide levi on häiritud, mis viib liigirikkuse langemiseni..

Kuna suur osa poollooduslike koosluste elustikust on ajalooliselt harjunud suure ja sidusa metapopulatsioonilise võrgustikuga, on niidukoosluste taastamise ja nende elustikule sobivate tingimuste loomise üheks eelduseks metapopulatsioonilise võrgustiku taasloomine erinevate elupaigalaikude vahel. Maastikuline lähenemine taastamisele aitab säilitada kooslusele iseloomulikke liigifondi ning tõsta ka säilinud alade liigirikkust (Aavik *et al.* 2013, Pärtel *et al.* 2007, Helm 2015b). Niitude taastamine aitab säilitada ka kultuuripärandit ning hoida avatud maastikke, mis on rekreatiivsed ja pakuvad ilusat maastikupilti (Lindborg *et al.* 2008, Hansson & Fogelfors 2000, Pärtel *et al.* 2007).

Taastamistöde esimese etapina tuleb tagada niiduliikidele sobilikud keskkonnatingimused, vastasel juhul ei kujune kooslusele iseloomulikke taimkatet ning taastamistööd ebaõnnestuvad. Enimlevinud keskkonnaparameetrid, mida taastamistöde käigus modifitseeritakse, on mulla viljakus, pH ning maastiku avatus.

Sageli on taastatavate koosluste seemnepangad vaesunud, taastatava ala läheduses puuduvad sobivad doonorlad või on seemnete levimine doonorladelt on häiritud, mistõttu koosluse loomulik suksessioon taastamisjärgselt ei pruugi viia soovitud tulemuseni. Sellisel juhul soovitatakse taastamistöde käigus külvata kooslusele iseloomulike liikide seemneid. Kaubanduslikud seemnesegud võimaldavad taimkatet taastada väga suurel pindalal. Võimalusel tuleks aga eelistada lähedalasetsevatelt heas seisus sama tüüpi kooslustelt kogutud seemnesegusid. Sellisel moel introductseeritud liigid on antud piirkonna keskkonnatingimustega juba kohastunud ning meetod aitab vältida ka külvatud liikide geneetilist sobimatust.

Taastamisel kasutatavatest meetoditest ja vahenditest on töös välja toodud seemnete kogumine erinevate masinatega (harjastega seemnekogujaga ja seemneimejaga), seemnete introductseerimine taastatavale alale taimse materjali transpordi abil (heina transport doonoralt ja leviste transport mätastega) ning traditsiooniline ja spetsiaalse külvimasinaga külvamine. Masinate ja heinaga kogutud seemneid on võimalik ka hoiustada.

Ainuüksi niitude taastamisest ei piisa ning oluline on ka veel alles olevaid niite ning ka taastatud niidukooslusi jätkusuutlikult hooldada (niita ja karjatada). Niidukoosluste killustumine ja pindalade vähenemine tundub tänapäeva majandussüsteemi ja urbaniseerumise tõttu vältimatu, kuid olukorda on võimalik parandada niidutüüpidele spetsiifiliste taastamistöödega ning tõstes inimeste teadlikkust niidukoosluste tähtsusest ökosüsteemis ning seost ökoloogiliste teenuste ja inimese igapäevaeluga.

SUMMARY

Methods and practices of grassland restoration

The aim of this work was to give an overview of the condition of seminatural grassland habitats in Estonia and Europe and to discuss the possible methods of the restoration of seminatural grassland habitats.

Due to intensification of agricultural activities, most of historically common seminatural grassland in Europe have disappeared over the last century. Remaining grasslands are highly fragmented and the persistence of their biodiversity is highly threatened. Disappearance of the metapopulation dynamics between habitat patches, loss of habitat area and change in historically developed disturbance regime leads to a decrease in the size of population and eventual extinction of grassland-specific species.

Restoration of grassland habitats helps to preserve their biodiversity but also helps to maintain cultural heritage and to preserve recreational open landscapes offering beautiful picturesque views (Lindborg *et al.* 2008, Hansson & Fogelfors 2000, Pärtel *et al.* 2007). During restoration it is important to consider the processes occurring in landscape scale. In order to preserve threatened grassland biodiversity it is necessary to restore large and well connected metapopulation network between grassland habitat patches as a big part of the species characteristic to seminatural grassland have historically accustomed with large habitat areas and with high connectivity between habitat patches (Aavik *et al.* 2013, Pärtel *et al.* 2007, Helm 2015b).

During restoration it is important to ensure suitable environmental conditions for the species belonging to grassland habitat-specific species pool. Most common parameters of the environment to be changed are soil fertility, pH and openness of the landscape.

In case the seed bank is impoverished there are no suitable donor sites nearby from where species can re-colonize to the restored area or when dispersal from the donor sites are limited, seed mixtures can be used to facilitate species establishment. Commercial seed mixtures, consisting of various seeds of native species grown in seed-farms, can be used when large areas are needed to be restored. Low-diversity seed mixtures with only a few grasses and clover can also be used to provide initial cover on the restored area until habitat-specific species arrive and establish.

However, use of local seed mixtures, collected from nearby sites, is the most highly recommended method for seed introduction. In this case, seeds originate from the regional species pool for particular habitat and they represent the genotypes adjusted to local environmental conditions.

Most commonly used methods to collect seeds are with specific machinery (brush harvester and vacuum harvester) and the most common way to transfer these seeds is with plant materials (hay spread and diaspore transfer with substrate). Methods explained in this work can be described as direct seeding and slot seeding.

However, restoration of grasslands is not providing long-term solutions for grassland biodiversity. It is also highly necessary to continue with suitable management (grazing or mowing) of restored habitats. Considering current trends in the economy and increasing urbanisation, the continuing loss of grassland habitats seem inevitable. Situation can be improved by carrying out well-planned restoration activities and by improving awareness of the value of grasslands in the ecosystem and its relationship with ecosystem services and our everyday life.

TÄNUAVALDUSED

Täna südamest detailsete kommentaaride ja kuni viimase hetkeni motivatsiooni eest oma juhendajat Aveliina Helmi, oma peret, kursusekaaslast ning kõiki teisi, kes nõu ja jõuga mind toetasid.

KASUTATUD KIRJANDUS

Aavik, T., Holderegger, R., Edwards, P. J. & Billeter, R. 2013. Patterns of contemporary gene flow suggest low functional connectivity of grasslands in a fragmented agricultural landscape. - *Journal of Applied Ecology* 50: 395-403.

Alpert, P & Maron, J.L. 2000. Carbon addition as a countermeasure against biological invasion by plants. – *Biological Invasions*. 33-40

Baer, S. G., Blair, J. M., Collins, S. L. & Knapp, A. K. 2004. Plant community responses to resource availability and heterogeneity during restoration. – *Oecologia* 139: 617-629.

Bakker, Jan P. & Berendse, F. 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. – *Trends in Ecology and Evolution* 14: 63-68

Blumenthal, D. M., Jordan, N. R. & Russelle, M. P. 2003. Soil carbon addition controls weeds and facilitates prairie restoration. - *Ecological applications* 13: 605-615.

Bossuyt, B. & Honnay, O. 2008. Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. - *Journal of Vegetation Science* 19: 875-884.

Bullock, J. M., Aronson, J., Newton, A. C., Pywell, R. F. & Rey-Benayas, J. M. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. - *Trends in Ecology & Evolution* 26: 541-549.

Butaye, J., Adriaens, D. & Honnay, O. 2005. Conservation and restoration of calcareous grasslands: a concise review of the effects of fragmentation and management on plant species. – *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 9: 111-118.

Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S. & Naem, S. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. - *Nature* 486: 59-67.

- Coulson, S. J., Bullock, J. M., Stevenson, M. J. & Pywell, R. F. 2001. Colonization of grassland by sown species: dispersal versus microsite limitation in responses to management. - *Journal of Applied Ecology* 38: 204-216.
- Cousins, S.A.O. & Lindborg, R. 2007. Remnant grassland habitats as source communities for plant diversification in agricultural landscapes. - *Biological Conservation* 141: 233-240.
- Dengler, J., Janišová, M., Török, P. & Wellstein, C. 2014. Biodiversity of Palaearctic grasslands: a synthesis. - *Agriculture, Ecosystems & Environment* 182: 1-14.
- Dorland, E., Hart, M. A. C., Vermeer, M. L. & Bobbink, R. 2005. Assessing the success of wet heath restoration by combined sod cutting and liming. - *Applied Vegetation Science* 8: 209-218.
- Edwards, A. R., Mortimer, S. R., Lawson, C. S., Westbury, D. B., Harris, S. J., Woodcock, B. A. & Brown, V. K. 2007. Hay strewing, brush harvesting of seed and soil disturbance as tools for the enhancement of botanical diversity in grasslands. - *Biological Conservation* 134: 372-382.
- Eriksson, O. 1996. Regional dynamics of plants: a review of evidence for remnant, source-sink and metapopulations. - *Oikos* 77: 248-258.
- Eriksson, O. 1993. The species-pool hypothesis and plant community diversity. – *Oikos* 68: 371-374.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. - *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487-515.
- Gibson-Roy, P., Delpratt, J. & Moore, G. 2007. Restoring Western (Basalt) Plains grassland. 2. Field emergence, establishment and recruitment following direct seeding. - *Ecological Management & Restoration* 8: 123-132.
- Gijbels, P., Adriaens, D. & Honnay, O. 2012. An orchid colonization credit in restored calcareous grasslands. – *Ecoscience* 19: 21-28
- Hanski, I. 1999. *Metapopulation ecology*. - Oxford University Press, Oxford
- Hansson, M. & Fogelfors, H. 2000. Management of a semi-natural grassland; results from a 15 - year - old experiment in southern Sweden. - *Journal of Vegetation Science* 11: 31-38.

- Hedberg, P. & Kotowski, W. 2010. New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. – *Journal for Nature Conservation* 18: 304-306.
- Helm, A., Zobel, M., Moles, A.T., Szava-Kovats, R. & Pärtel, M. 2015a. Characteristic and derived diversity: implementing the species pool concept to quantify conservation condition of habitats. - *Diversity and Distributions* 21: 711-721.
- Helm, A. 2015b. Habitat restoration requires landscape-scale planning. – *Applied Vegetation Science* 18: 177-178.
- Helm, A. 2011. Eesti loopealsed ja kadastikud. Juhend koosluse hooldamiseks ja taastamiseks. Keskkonnaamet. Kättesaadav aadressil: <http://www.keskkonnaamet.ee/keskkonnakaitse/looduskaitse-3/pool-looduslikud-kooslused-2>
- Helm, A., Hanski, I. & Pärtel, M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. - *Ecology letters* 9: 72-77.
- Hooftman, D. A., Billeter, R. C., Schmid, B. & Diemer, M. 2004. Genetic effects of habitat fragmentation on common species of Swiss fen meadows. - *Conservation Biology* 18: 1043-1051.
- Hopkins, A., Pywell, R. F., Peel, S., Johnson, R. H. & Bowling, P. J. 1999. Enhancement of botanical diversity of permanent grassland and impact on hay production in Environmentally Sensitive Areas in the UK. - *Grass and Forage Science* 54: 163-173.
- Hölzel, N. & Otte, A. 2003. Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material.- *Applied Vegetation Science* 6: 131-140.
- Jongepierová, I., Mitchley, J., Cagaš, B., Macháč, R. & Nedělník, J. 2009. Ecological principles for the re-creation of species rich grasslands in agricultural landscapes. In *Alternative functions of grassland*. - *Proceedings of the 15th European Grassland Federation Symposium, Brno, Czech Republic, 7-9 September 2009*. 469-477.
- Kardol, P., Van der Wal, A., Bezemer, T. M., de Boer, W., Duyts, H., Holtkamp, R. & Van der Putten, W. H. 2008. Restoration of species-rich grasslands on ex-arable land: seed addition outweighs soil fertility reduction. - *Biological conservation* 141: 2208-2217.

Keller, L. F. & Waller, D. M. 2002. Inbreeding effects in wild populations. - Trends in Ecology & Evolution 17: 230-241.

Kirmer, A., Mann, S., Stolle, M., Tischew, S. & Kiehl, K. 2009. Near-natural restoration methods for high nature value areas. - SALVERE-Regional Workshop in Poland, Poznań University of Life Sciences, Department for Grassland Sciences. Poznań. 21-28.

Kukk T. & Kull K. 1997. Wooded Meadows [Puisniidud]. - Estonia Maritima 2: 138-146.

Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R.K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Rodà, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M. & Steffan-Dewenter, I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. - Trends in ecology & evolution 24: 564-571.

Lindborg, R., Bengtsson, J. Berg, Å., Cousins, S.A.O., Eriksson, O., Gustafsson, T., Hasund, K.P., Lenoir, L., Pihlgren, A., Sjödin, E. & Stenseke, M. 2008. A landscape perspective on conservation of semi-natural grasslands. - Agriculture, Ecosystems & Environment 125: 213-222.

Lindborg, R. 2007. Evaluating the distribution of plant life-history traits in relation to current and historical landscape configurations. - Journal of Ecology 95: 555-564.

Lotman, S. 2011. Rannaniitude hoolduskava. Juhendmaterjal Keskkonnaameti maahoolduse spetsialistidele ja maa hooldajatele. Keskkonnaamet. Kättesaadav aadressil: <http://www.keskkonnaamet.ee/keskkonnakaitse/looduskaitse-3/pool-looduslikud-kooslused-2/>

Luoto, M., Rekolainen, S., Aakkula, J. & Pykälä, J. 2003. Loss of plant species richness and habitat connectivity in grasslands associated with agricultural change in Finland. - A Journal of the Human Environment 32: 447-452.

Mesipuu, M. 2012. Aru- ja soostunud niitude hoolduskava. Keskkonnaamet. Kättesaadav aadressil: <http://www.keskkonnaamet.ee/keskkonnakaitse/looduskaitse-3/pool-looduslikud-kooslused-2/>

Metsoja, J.A. 2011. Luhtade hoolduskava. Keskkonnaamet. Kättesaadav aadressil: <http://www.keskkonnaamet.ee/keskkonnakaitse/looduskaitse-3/pool-looduslikud-kooslused-2/>

- Middleton, E. L., Bever, J. D. & Schultz, P. A. 2010. The Effect of Restoration Methods on the Quality of the Restoration and Resistance to Invasion by Exotics. – *Restoration Ecology* 18: 181-187
- Owen, K. M., Marrs, R. H., Snow, C. S. R. & Evans, C. E. 1999. Soil acidification—the use of sulphur and acidic plant materials to acidify arable soils for the recreation of heathland and acidic grassland at Minsmere, UK. - *Biological Conservation* 87: 105-121.
- Paal, J. 1997. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. - Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, Tallinn.
- Patzelt, A., Wild, U. & Pfadenhauer, J. 2001. Restoration of wet fen meadows by topsoil removal: vegetation development and germination biology of fen species. - *Restoration ecology* 9: 127-136.
- Perring, M.P., Standish, R.J., Price, J.N., Craig, M.D., Erickson, T.E., Ruthrof, K.X., Whiteley, A.S., Valentine, L.E. & Hobbs, R.J. 2015. Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades. – *Ecosphere* 6: 1-25.
- Piqueray, J., Cristofoli, S., Bisteau, E., Palm, R. & Mahy, G. 2011. Testing coexistence of extinction debt and colonization credit in fragmented calcareous grasslands with complex historical dynamics. - *Landscape Ecology* 26: 823-836.
- Poollooduslike koosluste tegevuskava aastateks 2014-2020. 2013. Keskkonnaamet. Kättesaadav aadressil: <http://www.keskkonnaamet.ee/keskkonnakaitse/looduskaitse-3/pool-looduslikud-kooslused-2/>
- Prach, K., Fajmon, K., Jongepierová, I. & Řehouňková, K. 2015. Landscape context in colonization of restored dry grasslands by target species. – *Applied Vegetation Science* 18: 181-189
- Prach, K. & Pyšek, P. 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe. - *Ecological Engineering* 17: 55-62.
- Pulliam, H. R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. - *American naturalist* 132: 652-661.

- Pärtel, M., Helm, A., Roosaluuste, E. & Zobel, M. 2007. Bioloogiline mitmekesisus Eesti poollooduslikes ökosüsteemides (Biological diversity of Estonian semi-natural grassland ecosystems). - Keskkonnauuringute nüüdisprobleeme. 223-304.
- Pärtel, M., Bruun, H.H. & Sammul, M. 2005. Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation. Integrating Efficient Grassland Farming and Biodiversity: Proceedings of the 13th International Occasional Symposium of the European Grassland Federation 10: 1-14
- Pärtel, M. 2002. Local plant diversity patterns and evolutionary history at the regional scale. - Ecology 83: 2361-2366.
- Pärtel, M., Kalamees, R., Zobel, M. & Rosén, E. 1998. Restoration of species-rich limestone grassland communities from overgrown land: the importance of propagule availability. - Ecological engineering 10: 275-286.
- Pywell, R. F., Bullock, J. M., Tallowin, J. B., Walker, K. J., Warman, E. A. & Masters, G. 2007. Enhancing diversity of species-poor grasslands: an experimental assessment of multiple constraints. - Journal of Applied Ecology 44: 81-94.
- Rasran, L., Vogt, K. & Jensen, K. 2007. Effects of topsoil removal, seed transfer with plant material and moderate grazing on restoration of riparian fen grasslands. - Applied Vegetation Science 10: 451-460.
- Riley, J. D., Craft, I. W., Rimmer, D. L. & Smith, R. S. 2004. Restoration of magnesian limestone grassland: optimizing the time for seed collection by vacuum harvesting. - Restoration Ecology 12: 311-317.
- Saar, L., Takkis, K., Pärtel, M. & Helm, A. 2012. Which plant traits predict species loss in calcareous grasslands with extinction debt?. - Diversity and Distributions 18: 808-817.
- Sall, M., Uustal, M. & K. Peterson. 2012. Ökosüsteemiteenused: ülevaade looduse pakutavatest hüvedest ja nende rahalisest väärtusest. Tallinn: Säästva Eesti Instituut/Stockholmi Keskkonnainstituudi Tallinna keskus, Keskkonnainvesteeringute 18: 62.
- Scurlock, J.M.O. & Hall, D.O. 1998. The global carbon sink: a grassland perspective. – Global Change Biology 4: 229-233.

Society of Ecological Restoration International Science and Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International, Tucson, AZ. Kättesaadav aadressil: <http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/ser-international-primer-on-ecological-restoration>

Spiegelberger, T., Hegg, O., Matthies, D., Hedlund, K. & Schaffner, U. 2006. Long-term effects of short-term perturbation in a subalpine grassland. - *Ecology* 87: 1939-1944.

Steffan-Dewenter, I. & Tschardt, T. 1999. Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. - *Oecologia* 121: 432-440.

Stewart, J. R., Lister, A. M., Barnes, I. & Dalén, L. 2010. Refugia revisited: individualistic responses of species in space and time. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 277: 661-671.

Zobel, M., Maarel, E. & Dupré, C. 1998. Species pool: the concept, its determination and significance for community restoration. - *Applied Vegetation Science* 1: 55-66.

Talvi, T. 2010. Eesti puisniidud ja puiskarjamaad. Hooldamiskava. Keskkonnaamet. Kättesaadav aadressil: <http://www.keskkonnaamet.ee/keskkonnakaitse/looduskaitse-3/pool-looduslikud-kooslused-2/>

Török, P., Vida, E., Deák, B., Lengyel, S. & Tóthmérész, B. 2011. Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. - *Biodiversity and Conservation* 20: 2311-2332.

Veski, S. & Poska, A. 2004. Eelajalooline inimene ja pool-looduslikud taimekooslused Eestis – pilk minevikku õietolmu meetodil. *Looduseuurijate Seltsi Aastaraamat* 82:24-49.

Walker, K. J., Stevens, P. A., Stevens, D. P., Mountford, J. O., Manchester, S. J. & Pywell, R. F. 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. - *Biological Conservation* 119: 1-18.

WallisDeVries, M. F., Poschlod, P. & Willems Jo H. 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. – *Biological Conservation* 104: 265-273.

Wilson, J.B., Peet, R.K., Dengler, J. & Pärtel, M. 2012. Plant species richness: the world records.
- Journal of vegetation Science 23: 796-802.

INTERNETIALLIKAD

Keskkonnaamet. Projekt „Elu alvaritele“ ehk Eesti loopealsete karjamaade taastamine.
Kättesaadav aadressil: <http://www.keskkonnaamet.ee/elualvaritel/>

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Kelli Kärсна,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Niidukoosluste taastamise meetodid ja praktikad“ mille juhendaja on Aveliina Helm.

1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 19.05.2016