

KINNITATUD
Keskkonnaministri^{01.01.}2011 a
käskkirjaga nr¹⁷³.....



Karuputke (*Heracleum*) võõrliikide ohjamiskava perioodiks 2011-2015

Koostaja:

Bert Holm
MTÜ Pärändkoosluste kaitse ühing

Tartu 2010

SISUKORD

Sissejuhatus.....	3
Karuputke võõrliikide ohjamiskava eesmärk.....	4
Ohjamiskavas kasutatavad mõisted.....	5
1. Ohjamiskavas käsitletavate liikide ülevaade.....	6
1.1 Sosnovski ja hiid-karuputke bioloogia lühiülevaade.....	6
1.1.1 Sosnovski karuputke bioloogia ja päritolu lühiülevaade.....	6
1.1.2 Hiid-karuputke bioloogia ja päritolu lühiülevaade.....	7
1.2 Sosnovski ja hiid-karuputke introduktiooni ülevaade.....	8
1.2.1 Sosnovski karuputke introduktiooni ülevaade.....	8
1.2.2 Hiid-karuputke introduktiooni ülevaade.....	9
1.3 Perekond karuputke võõrliigid Eestis.....	10
1.4 Perekond karuputke liikide ohtlikkus inimesele.....	11
1.5 Segadus suurte karuputkede taksonoomias ja selle tähtsus ohjamiskava kontekstis	12
1.6 Arvukus ja levik.....	14
1.6.1 Invasiivsete karuputke võõrliikide arvukust mõjutavad tegurid.....	14
1.6.2 Invasiivsete karuputkede levik Eestis 2009. a. täpsustatud andmetel.....	15
1.6.3 Invasiivsete karuputkede levik ja tõrje Keskkonnaameti Pärnu-Viljandi regiooni näitel.....	18
1.6.4 Hinnang seniste tõrjetööde tõhususele	23
2. Karuputke võõrliikide ohjamine.....	26
2.1 Põhjendused karuputke võõrliikide ohjamiseks.....	26
2.2 Muu maailma kogemused karuputke võõrliikide ohjamisel	27
2.3 Ohjamiskava põhimõtted.....	29
2.3.1 Tõrjel kasutatavad meetodid ja tõrje ajastamine.....	29
2.3.2 Tõrjajate harimine ja motiveerimine, üldsuse kaasamine, omanikuvastutuse suurendamine.....	32
2.4. Karuputke võõrliikide ohjamise seire.....	34
2.5 Ohjamise ja seire maksumuse prognoos ning ajakava.....	35
Kasutatud kirjandus.....	40
LISA 1. Karuputke võõrliikide tõrje töö- ja ohutusjuhend.....	45
LISA 2. Vead karuputke andmebaasis ja soovitused nende parandamiseks.....	55
LISA 3. Karuputke võõrliikide ohjamiskava seiretööde juhend ja ankeet.....	63

Sissejuhatus

Globaalne kaubavahetus nagu ka inimeste intensiivsete reisimisvõimaluste areng paigutab maailmas iga päev tahtlikult või tahtmatult ümber sadu organisme, kes omal jõul poleks sellist rännet suutnud läbi teha. Vaid vähesed tulnukatest suudavad uutes oludes ellu jääda, veel väiksem osa järglasi anda. Nendest kaduvväike osa suudab aga püsima jääda, muutudes kohaliku looduse ebasoovitavaks komponendiks. Seejuures on vaid vähesed võõrliigid otseselt ohtlikud inimese tervisele.

Bioloogilise mitmekesisuse vähenemine on sage sisse toodud taimeliikide loodusesse levimise soovimatu tulemus. Nii traditsioonilise majandustegevuse soikumine poollooduslikes kooslustes kui ka sisse toodud liikide surve põhjustavad meil nii praegu kui ka tulevikus loodusliku mitmekesisuse vähenemist. Mitmekesisust on võimalik säilitada ja taastada kahandades sisse toodud dominantidest lähtuvat tugevat konkurentsipurvet.

Hiid- (*Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier), Sosnovski- (*H. sosnowskyi* Manden.) ja pärsia karuputk (*H. persicum* Desf. Ex Fisher) on ühed neist naturaliseerunud võõrliikidest, mis häirivad oma kohalolekuga looduslikku tasakaalu ja on ohtlikud inimese tervisele. Kõik kolm liiki on Euroopas tunnistatud invasiivideks. Esimene neist on levinud ühtlaselt üle terve Lääne-Euroopa, teist leidub peamiselt Baltimaades ja Poolas ning kolmanda levik piirneb Fennoskandiaga (Jahodova et al. 2007). Tugeva konkurendina suudavad need võõrliigid hõivata nii kasvuruumi kui toitainete ressursse mullas, kusjuures teistele taimeliikidele on ilmselt ebasoodsaim valgusdefitsiidi tekkimine pärast karuputke võõrliikide sissetungi ja kontrollimatut levikut kooslustes. Nendest taimedest lähtuvat ohtu nii loodusele kui inimese tervisele ja rekreatsioonivõimalustele on hakatud Euroopas tõsisemalt teadvustama viimasel kahel kümnendil.

Loodusliku taimestiku välja tõrjumine, võime levida enamusse meil esinevatesse taimekooslustesse ning ohtlikkus inimese tervisele on peamised põhjused, miks tuleb karuputke võõrliikide edasist levikut piirata. Tulnukliigile küllalt tüüpiliselt pole tõhusaid looduslikke vaenlasi ka karuputke võõrliikidele siiani suudetud leida ning bioloogilist tõrjet välja töötada (Dodd et al. 1994; Sampson 1994). Seetõttu on otstarbekas nende taimede leviku piiramisel kaaluda mehhaaniliste ja keemiliste vahendite kasutamist. Mida varem pärast invasiivi sisse toomist tõrjega algust teha, seda odavam on saavutatav lõpptulemus.

Karuputke võõrliikide ohjamiskava eesmärk

Käesoleva ohjamiskava eesmärk on tagada Eestis kasvavate invasiivsete karuputke võõrliikide, hiid- ja Sosnovski karuputke, tõhus ja pikaajaline tõrje, mis viiks antud liikide arvukuse ning neist lähtuva ohu looduslikule mitmekesisusele ja inimeste tervisele miinimumini. Mõlemad nimetatud liigid kuuluvad looduslikku tasakaalu ohustavate võõrliikide nimekirja, mis on kinnitatud keskkonnaministri määrusega nr 126 (RTL 2004, 134, 2076). Kava pikaajalisem eesmärk on loodusliku mitmekesisuse suurendamine aladel, kus invasiivsete karuputke võõrliikide domineerimine on seda vähendanud. Seatud eesmärkide saavutamine tagatakse kõiki teadaolevaid ja tõrjetööde käigus leitud karuputkekolooniate tõrjeprogrammi kaasamisega, avalikkuse teavitamisega ning seireprogrammi käivitamisega. Seireprogramm hõlmab ohjatavate liikide seiret nii praktilisel kui teaduslikul tasandil ja ohjamise tulemuslikkuse hindamist sõltuvalt käesolevas kavas seatud eesmärkidest. Pikemas perspektiivis pannakse ette riigipoolse panuse vähendamist ja maaomanike osaluse suurendamist karuputke võõrliikide arvukuse jälgimisel ja ohjamisel.

Ohjamiskava on koostatud looduskaitseaduse § 49 lg 3 alusel, mille kohaselt liigi tegevuskava koostatakse liigi ohjamiseks, kui liigi teadusinventuuri tulemused näitavad liigi arvukuse suurenemisest tingitud olulist negatiivset mõju keskkonnale või ohtu inimese tervisele või varale. Käesoleva ohjamiskava koostamisel on aluseks võetud kaks varasemat tööd: 2004. aastal koostatud "Karuputke (*Heracleum*) võõrliikide levikuandmetel põhinev pikaajaline tõrjestrategia aastateks 2005-2010" ja 2010. aastal koostatud "Karuputke (*Heracleum*) võõrliikide ohjamiskava aastaks 2010".

Ohjamiskavas kasutatavad mõisted

Naturaliseerunud taim on tulnukas või kultuurist metsistunud liik, mis säilitab ennast taastootva populatsiooni vähemalt kümne aasta vältel ilma (või hoolimata) inimese otsese sekkumiseta paljunedes iseseisvat kasvamisvõimet omavate seemnete või rametite abil. Naturaliseerunud taimed ei tungi tingimata looduslikesse, pool-looduslikesse ja inimese loodud ökosüsteemidesse (Pyšek et al. 2004). Mõningane liigi esinemine looduslikes kooslustes on naturalisatsiooni mõistes siiski oluline, vastasel juhul võib liiki lugeda püsivalt metsistunuks või püsivalt tulnukana kasvajakas (Kukk 1999). Liigi naturaliseerunuks tunnistamisel aluseks võetava esinemise aja pikkus on kunstlik, kuid kümme aastat peaks olema piisav aeg, mis välistaks lühiajaliste “katastroofiliste sündmuste” (ekstreemsed kliimatingimused, kahjurite ja patogeenide arvukuse puhangud jne) efekti (Pyšek et al. 2004).

Invasiivsed taimed on naturaliseerunud taimede alamhulk, mis toodavad paljunemisvõimelisi järglasi, tihti väga arvukalt, ning mis jõuavad vanem-taimedest märkimisväärsesse kaugustesse ja omavad seetõttu potentsiaali levida ulatuslikel aladel. Leviku kiiruseks tuleks siinkohal võtta seemnetega levivate taimede puhul rohkem kui 100 m vähem kui 50 aasta jooksul ja juurte, risoomide, stoolonite või roomavate varte abil paljunevate taimede puhul rohkem kui 6 meetrit kolme aasta jooksul. Paljud tulnuktaksonid, mida ei loeta ülaltoodud tingimustel invasiivide hulka kuuluvaks, võivad tulevikus siiski invasiivideks muutuda, kui nad jõuavad optimaalsetesse elupaikadesse või toimub vajalik adaptatiivne geneetiline muutus (Pyšek et al. 2004)

1. Ohjamiskavas käsitletavate liikide ülevaade

1.1 Sosnovski ja hiid-karuputke bioloogia lühiülevaade

Perekonda *Heracleum* kuuluvad peamiselt kahe-, harvemini mitme-aastased rohttaimed. Lehed on taimedel sulglõhised, enam või vähem karvased. Tipmistes sarikates on õied enamasti mõlemasugulised, külgmistes sageli ühesugulised (isasõied). Kroonlehed on valged, rohekaskollakad või roosakad. Perekonda kuulub umbes 70 liiki, mis on levinud peamiselt põhjapoolkera parasvöötmes, enamasti Euroopa, Aasia ja Ameerika mägedes, ulatudes lõuna suunas Aasias Indiani ja Aafrikas Etioopiani (Talts 1969). Endise Nõukogude Liidu territooriumilt pärineb ligikaudu 40 liiki, neist umbes 30 Kaukaasiast (Satsyperova 1984). Allpool on tähelepanu keskendatud kahele Eestis ja Euroopas laiemini levinud invasiivsele karuputke võõrliigile.

1.1.1 Sosnovski karuputke bioloogia ja päritolu lühiülevaade

Sosnovski karuputk (*H. sosnowskyi* Manden.) kasvab kuni kolme meetri kõrguseks, viljaka pinnase puhul ka kõrgemaks. Vars on soonelis-ribiline, kaetud pikkade karvadega. Lehed on kolmetised, sulgliitjad, tipmine leheke on ümar kolmetiselt või sõrmjalt lõhestunud nüri või terav, tugevalt topeltsaagja servaga (Satsyperova 1984). Täiskasvanud taime lehelabade pikkus on kuni 1,2 meetrit (Heinsoo jt. 1986). Lehevars on ümar ja õõnes. Lehetupp on avatud, pikenenud, hästi märgatavate kõrvakestega, servadest tugevasti lainjas. Lehetupe servad on ripsmelised, paljad või kaetud harvade karvakestega leheroodudel. Keskmisel liitsarikal on 30-75 kiirt, liitsarika- ja osasarikakiired on krobelised. Üldkatise lehed (10-21 tk) on ebavõrdse suuruse ja kujuga, peaaegu äraspidimunajatest kitsas-süstjateni, langevad osaliselt või täielikult ära pärast taime õitsele puhkemist. Osakatise lehed (8-21 tk) on kitsas-süstjad ja naaskeljad (Satsyperova 1984).

Sosnovski karuputk on mitmeaastase arengutsükliga monokarpne taim (Satsyperova 1984; Heinsoo jt. 1986). Viljumiseni kulub 1-8 aastat. Pärast viljakandmist taim reeglina sureb (Heinsoo jt. 1986). Taime õied on valged, pungades kroonlehed vahel roosakad, äärmised õied on sügomorfsed, nende laius ületab pikkust (Satsyperova 1984). Keskmiselt moodustub õisikus üle 8000 õie (Heinsoo jt. 1986). Välimine kroonleht on peaaegu kolmnurkne, jagunenud, lai-süstjate osadega, mis hoiduvad eri suundadesse. Seeme on merikarp, selle kuju on elliptiline, äraspidimunaja-taoline ja pikenenud äraspidimunaja-taoline, 0,7-0,9 cm pikk ja 0,5-0,6 cm lai (Satsyperova, 1984). Tuhande seemne keskmine mass on 12-15 grammi. Ühel taimel võib areneda 9000 (Tkachenko 1989) kuni 17 000 seemet (Beljajev et al. 1972). Seemned saavad idanemisvõimeliseks pärast 60-90 päevast seismist temperatuuril 2-5°C (Heinsoo jt. 1986).

Sosnovski karuputk on endemne liik, mis kasvas algselt pöögi ja nulu-pöögimetsade lagendikel, kesk- ja kõrgmäestiku vööndi pöögimetsades, samuti subalpiinse vööndi kõrgrohustuga niitudel (Satsyperova 1984). Liiki pärineb Taga-Kaukaasia edela ja idaosast ning Suur-Kaukasuse keskosast (Jahodova et al. 2007).

1.1.2 Hiid-karuputke bioloogia ja päritolu lühiülevaade

Hiid-karuputke (*H. mantegazzianum* Somm. et Levier) vars on soonelis-ribiline, hajusalt kaetud pikkade karvakestega (Satsyperova 1984). Peaõisiku varrel on punakad laigud, mis vähenevad õisiku suunas (Tiley et al. 1996). Lehed on kolmetised, liitsulgjad, tipmine leheke on laimunajas, kolmetiselt jagunenud või lõhestunud, servast ebavõrdset kahelisaagjas (Satsyperova 1984). Lehehõlmad ja pikemad hambad teravnevad pikalt, lehelabad tavaliselt altpoolt karvased ja pealt enam-vähem siledad (Tiley et al. 1996). Lehevars on ümar ja õõnes, lehetupp pikk, avatud ja kitsas, pikkade teravate kõrvakestega, servadest ripsmeline, kergelt lainjas, hajusalt karvane leheroodudel ja tihedate pikkade, allapoole suunatud karvadega sõlmede alusel (Satsyperova 1984). Keskmise liitsarikas koosneb 25-70 (50-150 – Tiley et al. 1996) sarikakiirest. Liitsarika ja osasarikate kiired on hajalikarvased (Satsyperova 1984; Tiley et al. 1996). Liitsarika kiired on lühemad sarika keskel ja pikemad servades nii, et osasarikad ulatuvad kõik samale tasandile (Tiley et al. 1996). Üldkatise lehed (1-12 tk) on süstjad, langevad osaliselt või täielikult ära pärast õitsele puhkemist. Osakatise lehed (8-15 tk) on süstjad (Satsyperova 1984).

Hiid-karuputke õied on valged, pungas vahetevahel kahvatu-roosad, servmised on sügomorfised, nende laius ületab pikkust. Välimine kroonleht on lai-äraspidimunajas, jagunenud laisüstjateks osadeks, mis hoiduvad eri suundadesse (Satsyperova 1984). Tipmine sarikas on suurim ja hermafrodiitne, ümbritsetud kuni kaheksast käärdunud ja pikenenud varrega lisasarikast, mis võivad ulatuda kuni 40 cm kõrgusele üle tipmise sarika. Külgmisi sarikaid võib väga elujõuliste taimedel välja kasvada iga lehe või kandlehe kaenlast. Stressiolukorras võivad sarikad olla mandunud ja steriilsed (Tiley et al. 1996). Taim võib sõltuvalt kasvukoha tingimustest õitsele puhkeda alates teisest eluaastast, enamuse õitseb kolmandal aastal (Stewart & Grace 1984). Viljastumine on taimel amfimiktiline (suguline paljunemine). Õisi tolmeldavad putukad, esineb ka isetolmlemist. Primaarsete ja sekundaarsete õisikute lõikes emakate ja tolmukate viljakusefaas vahel kattub, mis muudab isetolmlemise võimalikuks (Stewart & Grace 1984).

Hiid-karuputk on mitmeaastase arengutsükliga monokarpne taim (Satsyperova 1984; Tiley et al. 1996). Ta paljuneb seemnete abil, vegetatiivset paljunemist pole kindlaks tehtud (Sampson 1994; Pyšek et al. 1995; Caffrey 1999).

Merikarp on äraspidimunaja kuni kitsalt äraspidimunaja kujuga, enamjaolt elliptiline, pikkus 0,9-1,3 cm, laius 0,6-0,8 cm (Satsyperova 1984). Teistel andmetel on vastavad näitajad 0,6-1,8 cm ja 0,4-1,0 cm; tavaliselt 1,5 cm ja 0,8 cm suurte seemnete ning 0,8 cm ja 0,6 cm väikeste seemnete puhul (Tiley et al. 1996). Seemne suurus ja kaal sõltuvad taime elujõulisusest ja sarika hierarhia astmest. Tipmiste sarikate seemned on tavaliselt kõige suuremad (Tiley et al. 1996). Ühel taimel võib olla kuni 80 000 õit, mis annab potentsiaalseks seemnete arvuks kuni 160 000 (Tiley et al. 1996). Registreeritud seemnete arv jääb tavaliselt 5000 (Williamson & Forbes 1982; Andersen 1994) ja 69 000 (Caffrey 1999) vahele. Suurim teadaolev registreeritud seemnete arv ühel taimel on 107 000 (Pyšek & Pyšek 1995; Tiley & Philp 1997). Seemned püsivad mullas

idanemisvõimelistena 7-8 aastat, moodustades seemnepanga (Lundström & Darby 1994; Waal et al. 1995).

Soodsa pinnase puhul kasvab taime juur kuni 60 cm sügavusele ja taim õitsemlisel kuni 5,5 meetri kõrguseks. Õhukesel mullal on taimed väiksemad ja vähemviljakad (Pyšek & Pyšek 1995; Tiley et al. 1996; Caffrey 1999). Taim kasvab muldadel, mille pH on 5,0 kuni 8,5 (Kolbek et al. 1994; Tiley et al. 1996).

On leitud, et mesilased külastavad hiid-karuputke harvemini kui muid taimi (Dodd et al. 1994). Hiid-karuputke taimedel sisalduvad furokumariinid õlikanalites või näärmetes, mis paiknevad lehtedes, vartes, juurtes, õites ja seemnetes. Lineaarsed furokumariinid on toksilised paljudele generalistidest putukaliikidele. Näiteks ka korvõielistel toituvatel spetsialistidel on täheldatud furokumariinidest tingitud kehamõõtmete suurenemist (Sampson 1994). Furokumariinide toksilisust on täheldatud ka seente ja mikroobide puhul (Tiley et al. 1996).

Hiid-karuputk on samuti endemne liik, mis pärineb Suur-Kaukasuse lääneosa lõunanõlvadelt, Kodori jõe ülemjooksult (Gruusiast, Abhaasiast). (Jahodova et al. 2007)

1.2 Sosnovski ja hiid-karuputke introduktsiooni ülevaade

Suuri karuputki kui väga atraktiivseid taimi koguti ilmselt juba esimestel Venemaalt Kaukaasia mägedesse korraldatud botaanilistel ekspeditsioonidel. Komarovi nimelise botaanika instituudi herbaariumis on säilinud hiljem Sosnovski karuputkeks määratud eksemplar, mis on korjatud Venemaa Teaduste Akadeemia ekspeditsioonil 1772. aastal. Hiid-karuputk kirjeldati märksa hiljem, sest Suur-Kaukasuse läänepool, kust see liik pärineb, ebastabiilse olukorra tõttu ekspeditsioone enne 1870ndate lõppu eriti ei korraldatud. Samuti olid kõrgmäestiku ekspeditsioonid palju kulukamad ja vaevarikkamad. Põhjamaade karuputke võõrliikide ajalugu saab alguse 1836. aastal, kui Põhja-Norrassa saadeti esimesed karuputkesemned. Tõenäoliselt oli antud juhul tegu pärsia karuputkega, mis on praeguseks Norras kujunenud murettekitavaks invasiiviks. Põhjamaade esimene hiid-karuputke looduslikud leiandmed pärinevad aastast 1903 Rootsist, Nyköpingist. Tänapäevaks on Põhjamaade valdav karuputke võõrliik ilmselt siiski hiid-karuputk (Jahodova et al. 2007).

1.2.1 Sosnovski karuputke introduktsiooni ülevaade

Esimesed katsed karuputkede silokultuurina kasvatamiseks viidi teadaolevalt läbi Sosnovski karuputkega 1947. aastal Põhja-Alpi botaanikaaias Kirovskis. Idee Sosnovski karuputke silona kasutada pärines tõenäoliselt Põhja-Kaukaasiast, kus kohalikud elanikud seda taime silo toorainena kasutasid (Satsyperova 1984). Semned katsetusteks kogutigi algselt Põhja-Kaukaasiast, kuid aastate jooksul korjati neid selliselt taimedelt, mida arvati olevat Sosnovski karuputk, korduvalt juurde. Tagantjärele on võimatu kindlaks teha, kas liik oli toona alati õigesti määratud või mitte. Näiteks osad taimed, mida Minski

keskbotaanikaaias aretuslikel eesmärkidel Sosnovski karuputkena uuriti pärinesid Sotši lähedalt. Taksonoomiauuringute põhjal seda liiki seal piirkonnas aga ei oleks pidanud kasvama (Jahodova et al. 2007).

Paralleelselt Sosnovski karuputke kultuuristamisega tegeleti selle mitmekülgse tundmaõppimisega. Aastaid kestnud uurimistöö tulemusena, milles võrreldi paljusid karuputke perekonna liike järeldati, et Sosnovski karuputk on üks sobivaimaid, mida saab silokultuurina kasvatada edukalt nii mustmulla- kui mittemustmullavööndis. Sosnovski karuputke peamisteks eelisteks teiste uuritud karuputkeliikide ees oli kõrge produktiivsus (haljasmassi saak üle 1100 ts/ha) ja väiksem kahjulikkus kariloomadele. Puudusena toodi välja polükarpsete isendite vähesust ning fotosensitiivsust suurendavate furokumariinide sisaldust mahlas. Samuti täheldati, et aladel, kus teda kultuuris kasvatati, levis see varsti iseseisvalt edasi metsaservadesse, niitudele ning teepervedele (Satsyperova 1984).

1.2.2 Hiid-karuputke introduktiooni ülevaade

Esimene teadaolev märg Euroopasse sisse toodud hiid-karuputkest pärineb Inglismaalt Kew botaanikaaias aastast 1817 (Jahodova et al. 2007). Laiemalt hakati teda Euroopas ilutaimena levitama 1800ndate aastate esimeses pooles, kui teda kasvatati peamiselt botaanikaaedades ja parkides. Aktiivne taimede levitamine kestis terve 19. sajandi ning lõppes alles 20. sajandi teises pooles (Nielsen et al. 2005). Aastal 1828 kirjeldati esimene naturaliseerunud hiid-karuputke populatsioon Inglismaal, Cambridgeshires. Introduktiooni aja järgi olid järgmised riigid, kuhu see liik viidi Holland, Šveits, Saksamaa, Iirimaa, Taani ja Tšehhi. Üheksateistkümnest riigist, mille kohta on ajaloolised andmed säilinud, neljateistkümmesse toodi see liik enne 1900ndat aastat. Austria, Slovakkia ja Islandi puhul pärineb esimene kirje pärast 1960. aastat (Nielsen et al. 2005). Esmane levimine ümbritsevasse loodusesse toimus ilmselt vooluveekogude kaudu (Pyšek 1991; Caffrey 1999). Kiirele levikule aitavad kaasa taime suur seemnetoodang ja head kauglevikuomadused (Williamson & Forbes 1982; Andersen 1994; Pyšek 1994; Pyšek et al. 1998) ning pikaajalise seemnepanga moodustamine (Lundström & Darby 1994; Waal et al. 1995).

Hiid-karuputk kasvab naturaliseerunult Venemaal ning paljudes Euroopa riikides. Lääne-Euroopas on ta laialt levinud, kuigi leviku raskuspunkt on koondunud piirkonna keskossa ja põhjapoolsematesse riikidesse. Sosnovski karuputke levikut seostatakse seevastu peamiselt vaid Baltimaade ja Poolaga (Jahodova et al. 2007). Hiid-karuputke levik näitab laienemise tendentsi. Praeguseks võib seda leida näiteks Austrias, Belgias, Briti Saartel, Tšehhis, Taanis, Soomes, Prantsusmaal, Saksamaal, Hollandis, Ungaris, Irimaal, Itaalias, Liechtensteinis, Norras, Slovakkias, Rootsis ja Šveitsis. Taimede kasvatamist on Briti saartel registreeritud kõrgusevahemikel alates merepinna kõrgusest kuni 213 meetrini merepinnast. Kesk-Euroopas on hiid-karuputke leitud kasvamas kõrguselt kuni 1850 meetrini merepinnast (Tiley et al. 1996), Tšehhis kõrgusevahemikel 150-1279 m. Ilmselt on taimed jõudnud Euroopasse mitme erineva sissetoomislainena (Pyšek 1991; Walker et al. 2003).

Hiid-karuputke peetakse valguslembeseks taimeks, mis vajab seemnete idanemiseks talvist külmaajaperioodi (Stewart & Grace 1984). Sellega on seletatav taimede väiksem levikuedukus või puudumine soojema kliimaga aladelt nagu Ungari, Rumeenia ja Bulgaaria (Pyšek 1994; Pyšek et al. 1998).

1.3 Perekond karuputke võõrliigid Eestis

Karuputke eestikeelne nimetus on ajendatud ilmselt taimede karvastest osadest. Nimi karuputk on vana ja laia levikuga (Vilbaste 1993). Eestis on registreeritud kokku kuue karuputke liigi leidumine.

Siberi karuputke (*H. sibiricum*) loetakse pärismaiseks liigiks. See on rohekaskollaste õitega, inimese poolt häiritud kasvukohtades (teeservad, põllupeenrad, kultuurrohumaad), pool-looduslike kooslustes (puisniidud, lamminiidud) ning hõredamates võsastikes sageli kasvav taim (Kuusk 1984). Tulnukliikidest kasvavad meil haruldased Lehmanni karuputk (*H. lehmannianum*), pärsia karuputk (*H. persicum*) ja karvane karuputk (*H. pubescens*) (Kukk 1999). Tõenäoliselt on nende näol tegu kunagi aianduslikel eesmärkidel sisse toodud ja kultuuris kasvatatud liikidega, mida võib kaasajal metsistunult harva ette tulla. Samas on Skandinaaviamaades täheldatud, et pärsia karuputk on samasuguse invasiivse iseloomuga nagu hiid- ja Sosnovski karuputk (Jahodova et al. 2007), mistõttu tuleb selle liigi sisse toomisest, levitamisest ja kasvatamisest samuti hoiduda.

Sisse toodud invasiivse iseloomuga karuputke liikidest kasvab meil sagedamini Sosnovski karuputke ja harvemini hiid-karuputke. Viimane võib suure tõenäosusega olla laiemalt levinud, kui seda on dokumenteeritud, sest Sosnovski ja hiid-karuputke eristamine morfoloogiliste tunnuste põhjal on tihtipeale kahe liigi sarnasuse ja perekonnasiseste vahevormide võimaliku leidumise tõttu suhteliselt problemaatiline (Stewart & Grace 1984; Ochsmann 1996; Jahodova et al. 2007).

Eestis pärinevad esimesed herbaarandmed hiid-karuputkest 1900. aastast Võrust ning Sosnovski karuputke puhul 1957. aastast Mehikoormast. Esmases karuputke võõrliikide sissetoomises võib kahtlustada aednikke või mesinikke, kes otsustasid uut taimeliiki meie oludes proovida. Botaaniliste levikuandmete põhjal võib järeldada, et alates 1950ndate lõpust tekkis samaaegselt mitmeid karuputke levikukohte.

Intensiivsem sissetoomine sai alguse 1960ndate teises pooles. Siis olid peamisteks taimede levitajateks kolhooside agronomid ja mesinikud, kes katsetasid teistest liiduvabariikidest saadud seemnetest kasvatatud karuputke taimede põhjal silo- ja meetootmise suurendamise võimalusi. Taimede uurimisega tegeleti mõningal määral ka toonases Eesti põllumajanduse akadeemias (Heinsoo jt. 1986). Silokultuurina katsetati Sosnovski karuputke suuremal või vähemal määral Ida-Virumaal, Tartumaal endises Kuuste sovhoosis, Lääne-Virumaal endises Õitsengu sovhoosis, Viljandimaal Kamara katsebaasis ja Polli katsebaasis (Holm 2005).

Karuputke võõrliike propageeriti Eestis silotaimena veel 80ndate lõpus, hoolimata esimeste ebameeldivate kogemuste olemasolust nende tulnuktaimedega (Heinsoo jt. 1986). Pärast põllumajandusliku aktuaalsuse kadumist hakkasid karuputke võõrliigid inimeste loodud levikukolletest tuule ja vooluvee abil looduslikesse kooslustesse levima. Tänapäevaks leidub neid tulnukliike juba kõigis maakondades, kaasa arvatud suurematel saartel. Nii hiid- kui ka Sosnovski karuputk on Eestis kantud looduslikku tasakaalu ohustavate liikide nimekirja. Pärsia karuputke lisamist antud nimekirja tuleks samuti kaaluda, kuna 2010. a. kevadel müüdi antud liiki mõnda aega ühe suure ehitus- ja aiatarvete kaupluseketi paaris kaupluses.

1.4 Perekond karuputke liikide ohtlikkus inimesele

Karuputkede mahlas sisalduvad fotodünaamilised furokumariinid soodustavad UV-kiirguse põhjustatud, kergemal juhul hüperpigmentatsiooniga tipnevat nahakahjustuste teket ning raskemal juhul dermatiiti, millega võivad kaasneda nahaärritus, villid ja haavandid. Fotodünaamilised furokumariinid tõstavad organismi tundlikkust ja vastuvõtlikkust päikesekiirgusele. Eriti tundlikud on furokumariinide suhtes nõrgema pigmentatsiooniga inimesed, kelle nahareaktsioon päikesekiirgusele on niigi loomupäraselt kõrgem (Satsyperova 1984).

Erinevatest karuputke liikidest on kokku leitud 15 kumariini, nendest 12 furokumariini, millest psoraleen, ksantoksiin, bergapteen ja angeliin osutusid fotosensitiivsust suurendavateks. Kõigist teadaolevatest looduslikest furokumariinidest kõige tugevam fotosensitiivsuse tõstja on psoraleen. Valdaval enamusel karuputke liikidest, sealhulgas silotootmise seisukohast perspektiivsetel liikidel, leidis enamikul uuritud isenditest mahlas kas kõiki või vähemalt mõnda fotosensitiivsust suurendavat furokumariini (Satsyperova, 1984).

Perekond karuputke liikide fotosensitiivsust tõstvad omadused sõltuvad mitmest faktorist, nagu mahlas sisalduvate erinevate furokumariinide kogukontsentratsioonist, samuti nahale sattuvate furokumariinide kogusest, karuputke mahla kokkupuute kestvusest inimese nahaga, päikesekiirguse ohtliku lainepikkuse intensiivsusest ja eksponeerimise kestvusest mahlaga määratud nahale ning naha tundlikkusest. (Satsyperova 1984).

Satsyperova (1984) on põletuse astme järgi välja toonud kolm dermatiidi vormi, millest esimene on epidermatoosne vorm. See on kõige sagedamini eettulev fototoksilistest furokumariinidest tingitud dermatiit, mis vastab esimese astme põletusele. Haigusnähud algavad kipituse, kiheluse ja naha punetusega mahlaga kokkupuutunud kohas, selle maksimum saabub 2-3 päeval. Lisaks tugevale sinaka varjundiga punetusele võivad kujuneda naha kahjustatud osade ning nende alla jääva sidekoe tursed, kipitus ja väljakannatamatu sügelus. Pärast 12-17 päeva möödumist dermatiidi tekkimisest ilmub kahjustatud kohtadesse kestendus, pärast mida jäävad nahale sageli tugevamini pigmenteerunud laigud, harvemini tekib depigmentatsioon. Pigmentdilaigud kaovad tavaliselt 2,5 kuni 6 kuu möödudes, harvem kulub kuni kaks aastat.

Teine dermatiidi vorm on epidermatoosne-bulliinne. Selle puhul ilmuvad kahjustatud kohtadele nahal seroosse sisaldisega erimõõtmelised villid, mis meenutavad teise astme põletust. Kahjustuse suurusest olenevalt võib haigel tõusta kõrge palavik, esineda külmavärinaid, nõrkust ja peavalu. Villid tekivad nahal esimese kuue päeva jooksul pärast kontakti mahla ja päikesekiirgusega. Esialgu on villid pundunud, kuid 4-6, vahel 8-10 päeva jooksul villide sisaldis imendub, nad langevad kokku ja asenduvad koorikuga. Pärast kooriku eraldumist jäävad nahale samasugused pigmenteerumisläiged nagu eelmise dermatiidivormi puhul (Satsyperova 1984).

Kolmas vorm on erosiiv-haavandiline, mida tuleb võrreldes kahe eelmisega suhteliselt harva ette. Selle puhul ilmnevad kahjustatud kohtades villide avanemisel erisügavused haavandid. Pindmised haavandid, mille põhi on tavaliselt kaetud seroosse-mädase vedelikuga, täituvad juba 8-16 päeva möödudes granulatsioonikoega. Pärast haavade paranemist tekivad punakaspruunid armid. Sügavamate, veritsevate haavade puhul moodustub granulatsioonikude 14-22 päeva möödudes, armidest jäävad valkjad laigud, mis kaovad 6-7 kuu möödudes. Haavainfektsiooni puhul võib paranemine aega võtta üle kuu (Satsyperova 1984).

Dermatiidi esimesed nähud võivad tekkida juba 8-14 tunni möödudes pärast kokkupuudet karuputke mahlaga ja sellele järgnenud kahjustatud ultraviolettkiirgust filtreerivate omadustega naha eksponeerimisele päikesele. Olenevalt tingimustest, võib piisata väga lühikesest kokkupuutest taime mahla ja päikesekiirgusega, et tekiks esimene dermatiidi vorm (Satsyperova 1984). Põletuste paranemisele järgnev hüperpigmentatsioon kahjustatud kohas on seletatav melanotsüütide rakkude aktiveerumisega, melanosoomide ja malphigi rakkude arvu tõusuga, muutustega melanosoomide paiknemises ja sellega seotud reaktsioonidega (Tiley et al. 1996).

1.5 Segadus suurte karuputkede taksonoomias ja selle tähtsus ohjamiskava kontekstis

Karuputk on sarikaliste sugukonna (*Apiaceae*) üks suurimaid ja keerulisemaid perekondi. Läbi aegade on süstemaatikud vaieldud liikide ja sektsioonide eristamise teemadel sõltuvalt sellest, mida on eristamisel aluseks võetud. Enamus karuputke perekonnaga tegelenud süstemaatikuid on liike eristanud õite ja merikarpide (kaksisseemis) morfoloogiliste tunnuste põhjal, samuti eeterlike õlide kanalite esinemise või puudumise järgi vilja kommisuuril ning taimede üldmorfoloogiliste tunnuste alusel (Satsyperova 1984).

Inglisekeelses teaduskirjanduses kohtub vähe viiteid teistele karuputke võõrliikidele peale hiid-karuputke. See on põhjendatav mitme asjaoluga. Üks põhjus võib olla see, et perekond karuputke liikide sissetoomine oli endise NSVLi ja muude Euroopa riikide lõikes nagu ka Ameerikas erinev nii liigilise mitmekesisuse, kui ka introduktsiooni eesmärkide osas. Kui NSVLis pandi põhiline rõhk silotoodangu maksimeerimisele ja aktiivsemat levitamist leidis pärast mitmete liikide järeleproovimist oma omaduste tõttu just Sosnovski karuputk, siis mujal algas massiline sissetoomine oluliselt varem ja seda

põhiliselt iluaianduslikel eesmärkidel (Jahodova et al. 2007).

Teise põhjusena võib välja tuua segaduse suurte karuputkede määramisel. Alles viimasel kümnendil on Euroopas hakatud teadvustama, et taimed, mida varem määrati hiidkaruputkeks võivad tegelikult olla mitme erineva liigi esindajad (Jahodova et al. 2007). Üldiselt kaldutakse paljusid suurekasvulisi karuputki nagu karvast karuputke (*H. pubescens* (Hoffm.) Bieb.) (Ochsmann 1996), beštau karuputke (*H. asperum* Bieb.), pärsia karuputke, Steveni karuputke (*H. stevenii* Manden.), siberi karuputke (*H. sibiricum* Sphalm), Lehmanni karuputke (*H. lehmannianum* Bunge) (Kolbek et al. 1994; Tiley et al. 1996) määrama hiidkaruputkeks. Morfoloogilised uuringud on näidanud, et mõningaid tunnuseid, mida tavaliselt määramisel kasutatakse, varieeruvad perekond karuputke puhul tugevasti ja pole siin liikide eristamiseks sobilikud (Ochsmann 1996).

Iirimaa ja Inglismaal loetakse hiidkaruputkeks veel varem kasutatud nimetusega liiki *H. villosum* Fisher ex Sprengel, mille Mandenova ja Grossheim hiljem ümber määrasid ja eristasid sealt mitu liiki nimetustega Steveni karuputk, *H. antasiaticum* Manden. ja *H. leskovii* Grossh. (Wyse Jackson 1989). Lisaks hübriidiseerub hiidkaruputk euroopa karuputkega (*H. sphondylium* L.) (Stewart & Grace 1984; Wyse Jackson 1989; Ochsmann 1996), kuigi enamjaolt on hübriidid väheviljakad (Wyse Jackson 1989; Tiley et al. 1996). Norras ja Soomes on pärsia karuputke varem määratud ka kui *H. laciniatum* Hornem. või hiidkaruputkega segi aetud. Lisaks esineb veel selliseid vorme, mida on morfoloogiliste tunnuste alusel keeruline määrata ühessegi kindlasse liiki kuuluvaks. Arvestades liikide introduktiooni ajalugu on alusta arvata, et viimase kahe sajandi jooksul on Euroopasse sisse toodud mitmeid erinevaid genotüüpe ja need võivad olla siin aja jooksul segunenud (Jahodova et al. 2007).

Hiljuti läbi viidud geeniuringud on tõestanud, et kõik kolm Euroopas leiduvat invasiivset karuputke võõrliiki on geneetiliselt lähedased. Hiid- ja Sosnovski karuputke puhul leiti, et invasiivsete populatsioonide esindajad erinevad geneetiliselt algupäraste populatsioonide esindajatest oluliselt. Invasiivsete populatsioonide esindajatel tuvastati suurem liigisisene geneetiline varieeruvus ja väiksem liikidevaheline geneetiline varieeruvus kui võrdluseks vaadeldud algupäraste populatsioonide puhul. Seda seletatakse korduva introductseerimisega, liikidesisese ja -vahelise hübriidiseerumisega ja kiire evolutsiooniga. Vähene liikidevaheline geneetiline varieeruvus võib seetõttu hägustada ka invasiivsete populatsioonide liikidevahelisi barjääre. See fakt on eriti ilmikas hiid- ja Sosnovski karuputke puhul, kes on kolmest vaadeldud sissetoodud liigist geneetiliselt kõige sarnasemad. Kuna see mõjutab ka taimede morfoloogiat, mis on niigi varieeruv, siis on vead taimede määramisel ilma geneetilise analüüsita väga tavalised (Jahodova et al. 2007). Geneetilisest lähisugulusest, samadest elukäiguomadustest ja ohtlikkusest lähtuvalt ei ole otstarbekas Eesti karuputke võõrliikide ohjamiskava ja tõrje raames kahte liiki eristada ega eraldi käsitleda.

1.6 Arvukus ja levik

1.6.1 Invasiivsete karuputke võõrliikide arvukust mõjutavad tegurid

Alltoodud peatükk põhineb peamiselt hiid-karuputke kohta kirjanduses toodud andmetel. Kuna eelnevalt toodi välja, et mõlemad meil levinud liigid on pärast introduktsiooni aja jooksul geneetiliselt segunenud ja väga sarnaste omadustega, siis võib alltoodut laiendada ka Sosnovski karuputkele.

Hiid- ja Sosnovski karuputel on kaks regeneratsiooni strateegiat: vegetatiivne, talvituva sammasjuurestiku kasvatamine ning generatiivne, mis toetub taime suurele seemnetoodangule. Mõlema liigi puhul moodustab mullas ajapikku püsiv seemnepank (Waal et al. 1995). Suuremate taimede all kasvab koloonias varakevadel tihedalt seemnetest tärnanud väiksemaid vegetatiivseid taimi, mille arvukus vegetatsiooniperioodi jooksul liigisisese konkurentsi tõttu mitmekordselt väheneb (Tiley et al. 1996; Caffrey 1999).

Hiid-karuputkele on levikudünaamika varasemates etappides omane levimine häiritud kooslustes, kus liigilist mitmekesisust ja konkurentsi on tehislikult või looduslike protsesside tõttu vähendatud (jäätmaad, maantee- ja raudteeservad, prügipaigad) (Pyšek & Prach 1993; Tiley et al. 1996). Seetõttu sobib neile hästi ka vooluveekogudega külgnev maastik. Lineaarsetes kasvukohtades (maantee ja raudteeservad, vooluveekogude kaldad jne) on taimel head kauglevikuvõimalused. Vees säilitab hiid-karuputke seeme ujuvuse näiteks kuni kolme päeva vältel (Dodd et al. 1994; Waal et al. 1995) ja teeservades aitavad seemnete levikula kaasa inimesed ja masinate tekitatud õhuvoolud (Lundström & Darby 1994). Kauglevikut soodustab ka mulla teisaldamine karuputkede kasvualalt (Waal et al. 1995; Dawson & Holland 1999).

Levikudünaamika hilisemas etapis, peale teatud arvukuse ja levikuareali saavutamist võivad taimed kõrvalist abi vajamata levida ka paljudesse looduslikesse kooslustesse (Pyšek & Prach 1993; Pyšek & Prach 1994; Pyšek 1994; Pyšek et al. 1998; Dawson & Holland 1999). Viivitusfaasi pikkuseks enne eksponentsiaalset levikut on Inglismaal ja Tšehhis hinnatud rohkem kui 80 aastat, kusjuures leviku kiiruse kasvukõver oli mõlemal juhul sarnane (Pyšek 1991; Pyšek & Prach 1993). Taime levikudünaamika on pärast sissetungi eksponentsiaalne sõltumata elupaigatüübist (Pyšek 1994) ning nad suudavad edukalt koloniseerida paljusid elupaigatüüpe (Pyšek & Prach 1993; Pyšek 1994; Pyšek & Prach 1994; Dawson & Holland 1999). Tema eelisteks pärismaiste taimede ees on võimas kasv ja suured lehed, mis ümbritseva taimestiku ära varjutavad. Teda ei leidu vaid happeliste muldadega elupaikades nagu kuusikud, kaasikud ja rabad (Pyšek & Pyšek 1995).

Invasiivile iseloomulikult pole ka karuputke võõrliikide puhul tõhusaid looduslikke vaenlasi siiani suudetud leida ning bioloogilist tõrjet välja töötada (Dodd et al. 1994; Sampson 1994; Pyšek et al. 2007). Hoolimata pikaajalistest katsetustest pole ka universaalset ning ühekordsel rakendamisel taime arvukuse miinimumini viivaid tõrjemeetodeid suudetud välja töötada. Arvestades seemnepanga olemasoluga mullas

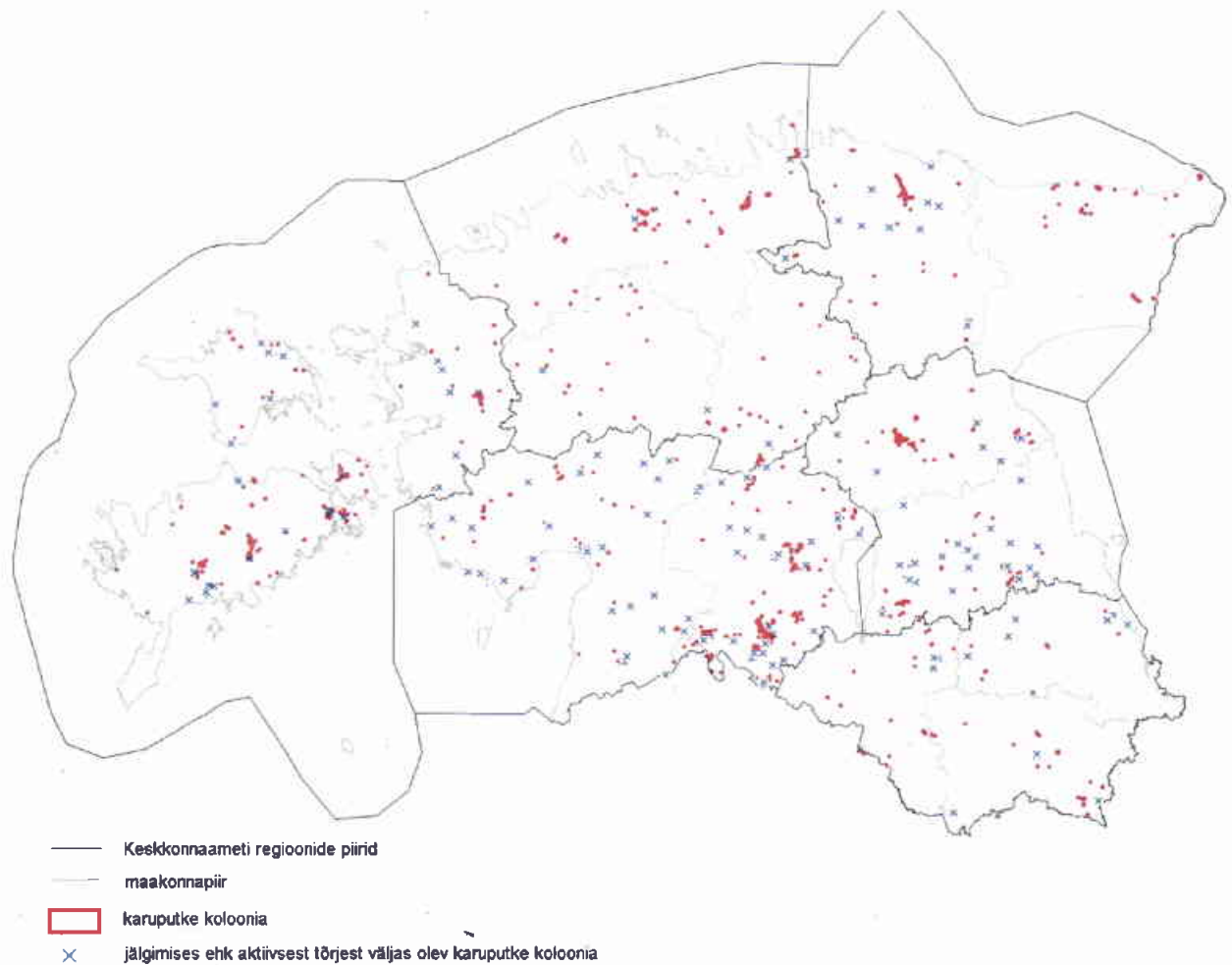
pole sellise meetodi leidmine ilmselt ka kuigi realistlik. Olenemata kasutatavast meetodist tuleb tõrjet samal aastal ning kindlasti ka mõnel järgneval aastal korrata (Dodd et al. 1994; Tiley et al. 1996), et ammendada mulda talletunud seemnevaru ja vältida olukorda, kus näiliselt puhastatud alal võrsuvad mõne aja möödudes uued taimed ning algne koloonia taastub.

Ülaltoodut arvestades võib järeldada, et invasiivsete karuputke võõrliikide puhul peale mõningase liigisisese konkurentsi muid arvukust oluliselt mõjutavaid looduslikke tegureid pole. Arvukust on võimalik vähendada neid liike süstemaatiliselt ja pikaajaliselt tõrjudes. Euroopas läbi viidud uurimused näitavad, et karuputke võõrliikide plahvatuslikule arvukuse tõusule eelneb ligikaudu 50-80 aastane viivitusfaas, mille vältel populatsioon saavutab teatud kriitilise suuruse ja levila (Pyšek & Prach 1993). Sellest lähtuvalt on meie karuputke võõrliigid jõudnud vähehäiritud või häirimata loodusliku tasakaaluga kooslustesse levimise faasi, kust edasi võib ennustada arvukuse ja leviku plahvatuslikku suurenemist (Waal et al. 1995). Uuringud on tõestanud, et Euroopas invasiivsetele karuputke võõrliikidele elupaigapiiranguid peaaegu pole ning nad suudavad näiteks pool-looduslikesse kooslustesse häiritud liikidevahelise konkurentsiiga elupaikadest edasi levida suhteliselt kiiresti pärast esialgset sissetoomist (Pyšek & Prach 1993; Pyšek & Prach 1994; Pyšek & Pyšek 1995). Seetõttu on laiaulatusliku ja pikaajalise tõrje jätkamine ja laiendamine kõikidele teadaolevatele kolooniatele meil igati põhjendatud.

1.6.2 Invasiivsete karuputkede levik Eestis 2009. a. täpsustatud andmetel

Keskkonnaameti töötajad täpsustasid 2009.a tõrjetööde kontrolli käigus vajadusel teadaolevate karuputkekolooniate piire, kontrollisid jälgimisse jäetud kolooniaid ja kaardistasid uusi. Teateid uute kolooniate kohta andsid nii kohalikud elanikud kui ka Keskkonnaameti töötajate välitöödel tehtud tähelepanekud. Kokku oli karuputkekolooniaid 2009.a lõpus üle Eesti teada 1491 (sh jälgimisse jäetud kolooniad) kogupindalaga 1258,36 ha, mille paiknemine Keskkonnaameti regioonide lõikes on toodud joonisel 1.

Käesolevas töös on levikuandmete edasise analüüsi aluseks võetud 2010. a. kevadel Keskkonnaametilt saadud üle-eestilised karuputke võõrliikide leviku andmed. Kuna pärast 2010. a. ohjamiskava välja töötamist levikuandmeid ja vastavaid kaardikihte mõnevõrra täpsustati (E. Vunki suulised andmed), siis antud töös toodud kolooniate pindalad erinevad mõnevõrra 2010. a. ohjamiskava andmetest. Karuputke võõrliikide kolooniate pindala ülevaade maakonniti aastatel 2003, 2007 ja 2009 on toodud tabelis 1.



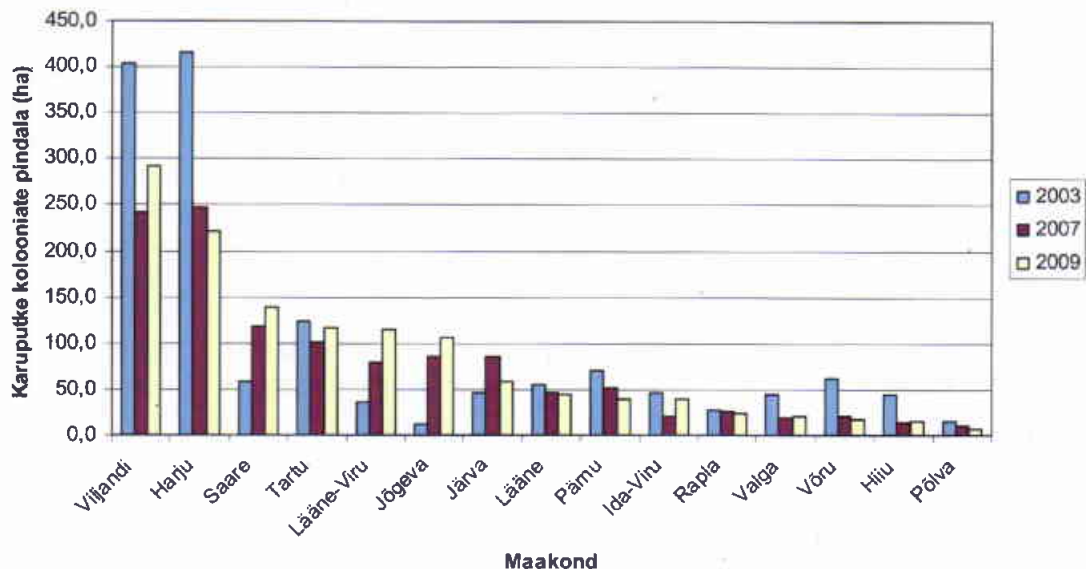
Joonis 1. Karputke võõrliikide kolooniate paiknemine 2009. a. lõpu seisuga (Holm jt. 2009).

Aastate 2003-2009 lõikes on putkekolooniate pindala Eestis summaarselt vähenenud ca 206 hektari võrra. Maakondade lõikes on tulemused erinevad ja kohati on registreeritud kolooniate pindala oluliselt suurenenud. Markantsemad näited on Saare-, Lääne-Viru- ja Jõgevamaa maakonnad (tabel 1, joonis 2). Suure tõenäosusega pole siin tegu mitte ebaõnnestunud tõrjega ja kolooniate pindala plahvatusliku suurenemisega vaid varasema kasina kolooniate registreerimisega. Näiteks on B. Holm oma 2005. a. magistriväitekirjas avaldanud kahtlust Jõgevamaa karputkekolooniate kaardistamise põhjalikkuse osas, kuna toonasel levikukaardil esines valgeid laiike kohtades, kus botaaniliste levikuandmete põhjal oli karputke võõrliikide esinemine varem dokumenteeritud. Levikukaarte visuaalselt hinnates on 2009. a. seisuga kõikides nendes maakondades kaardistatud juurde kas hulgaliselt väiksemaid kolooniaid, või mõni väga suur, mida 2003. a. andmestikus polnud.

Tabel 1. Karuputke võõrliikide kolooniate pindalad (ha) maakondade lõikes aastatel 2003, 2007 ja 2009. Algsandmed 2007 ja 2009 aasta osas pärinevad Keskkonnaametist, 2003 aasta osas Pärändkoosluste kaitse ühingust.

Maakond	Kolooniate pindala (ha) 2003	Kolooniate pindala (ha) 2007	Kolooniate pindala (ha) 2009	Vähennemine (%) 2003-2009	Vähennemine (%) 2007-2009
Harju	415,5	247,4	222,0	46,6	10,3
Hiiu	45,4	14,0	15,6	65,6	-11,4
Ida-Viru	47,0	21,3	39,8	15,3	-86,9
Jõgeva	11,4	85,5	106,2	-831,6	-24,2
Järva	46,3	86,0	57,9	-25,1	32,7
Lääne	54,7	45,8	44,1	19,4	3,7
Lääne-Viru	36,2	79,1	114,3	-215,7	-44,5
Põlva	16,3	10,4	7,2	55,8	30,8
Pärnu	69,9	52,2	40,3	42,3	22,8
Rapla	28,0	26,1	24,4	12,9	6,5
Saare	58,2	118,3	138,4	-137,8	-17,0
Tartu	124,0	101,4	117,2	5,5	-15,6
Valga	43,9	19,5	20,0	54,4	-2,6
Viljandi	403,9	242,4	291,4	27,9	-20,2
Võru	61,3	19,8	17,2	71,9	13,1
Total	1462,0	1169,2	1256,0	14,1	-7,4

Samasugune trend ilmneb ka, kui võrrelda kolooniate pindala protsentuaalset vähenemist. 2009 aastaks oli eelmainitud kolmes maakonnas putkekolooniate pindala võrreldes 2003. aastaga suurenenud vähemalt kaks korda. Kokkuvõttes oli 2009 aasta lõpuks putkekolooniate pindala Eestis vähenenud 14,1%, kui võrrelda 2003. aastaga. Kui kõrvutada aastaid 2007 ja 2009, siis näeme, et kolooniate pindala on suurenenud rohkem kui pooltes maakondades, mistõttu oli 2009. a. lõpuks Eestis registreeritud 7,4% suurem putkekolooniate pindala kui 2007. aastal. Siingi on peamine põhjus ilmselt tõhustunud seiretöö ning aja jooksul mõnevõrra muutunud käsitus kolooniate piiritlemise osas. Võrreldes 2007. a. oli näiteks Saare maakonnas 2009. a. lõpu seisuga kaardistatud 42 uut kolooniat kogupindalaga 7,5 ha ja üks olemasolev koloonia oli kaardikihil parandatud suuremaks ca 5 ha võrra. Lääne-Viru maakonnas oli samal perioodil leitud juurde 19 uut kolooniat pindalaga ca 36 ha. Jõgevamaal oli kaardistatud 16 uut kolooniat pindalaga 5,5 ha ja suuremate kui kahehektarilise olemasolevate kolooniate pindalade korrigeerimise arvelt lisandus veel ligikaudu 12 hektarit.



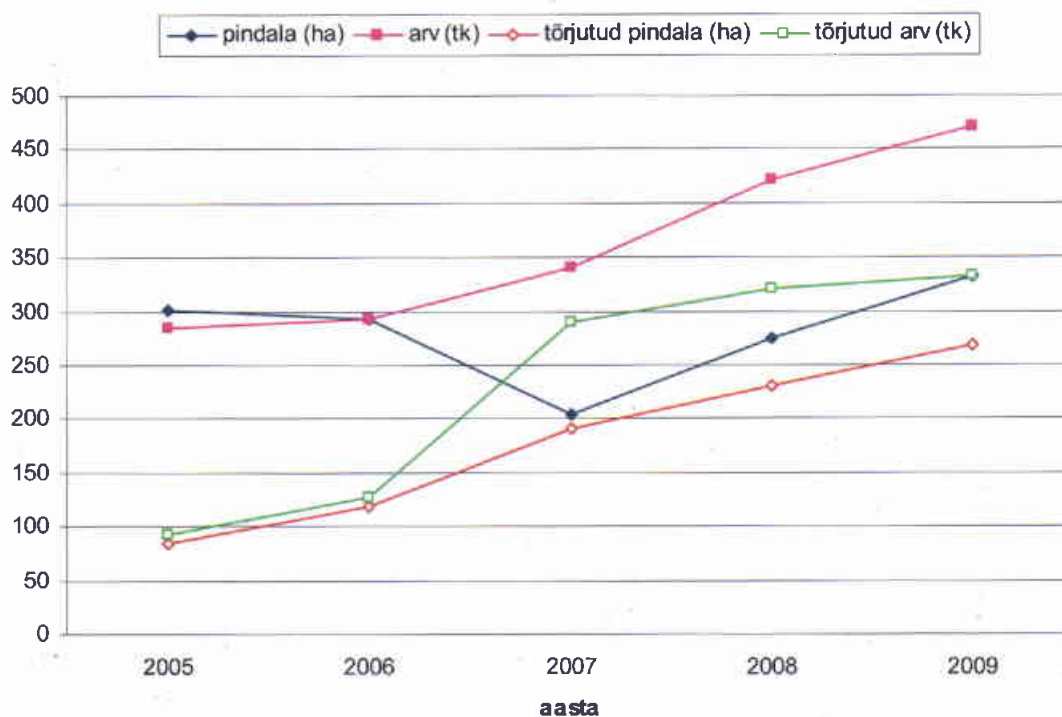
Joonis 2. Karuputkekolooniate pindala dünaamika maakonniti aastatel 2003, 2007 ja 2009.

Uute kolooniate leidmine ka viimastel tõrjeaastatel on iseenesest ootuspärane. Kuna iga aastaga on tõrjutavate kolooniate pindala suurenenud, mis omakorda suurendab ka tõrjetööde kontrollimise vajadust, siis liiguvad tõrje kontrolli teostavad Keskkonnaameti töötajad ka rohkem karuputke kasvualadel ringi. Kui varem kaardistati mõned kolooniad ka kohale minemata näiteks kohalike elanike ütluste või kaasa toodud kaardimaterjali põhjal, samuti koloonia ühest servast visuaalselt hinnates, siis pärast tõrjetööde teostamist käib reeglina keegi koloonias kohapeal ja kontrollib selle piiride paikapidavust põhjalikumalt. Seetõttu leitaksegi tõrje kontrolli käigus juurde nii varem kaardistamata kolooniaid kui ka korrigeeritakse teadaolevate alade piire. Tänu sellele on osade kolooniate pindalasid aja jookusul andmete täpsustamise käigus ka väiksemaks parandatud või alasi andmestikust üldse välja võetud, kuna tegemist pole olnud karuputke võõrliigiga vaid mõne muu sarnase taimega. Selliste andmeparanduste roll kolooniate pindala vähenemises varasemate aastate lõikes on tõenäoliselt pea sama oluline kui tõrjetööde käigus realselt vähenenud kolooniate osakaal. Märkimisväärne uute kolooniate avastamine jätkub vähemalt seni kuni 100% teadaolevatest kolooniatest on tõrjesse kaasatud ja ilmselt ka paari aasta jookusul pärast seda nende taimede arvelt, mis praegu on veel vegetatiivses staadiumis ja võivad seetõttu maastikul märkamatuks jääda.

1.6.3 Invasiivsete karuputkede levik ja tõrje Keskkonnaameti Pärnu-Viljandi regiooni näitel

Kui vaadelda Keskkonnaameti Pärnu-Viljandi regiooni, siis näeme, et sarnaselt enamuse maakondadega on selles piirkonnas karuputkekolooniate pindala märkimisväärselt vähenenud aastatel 2005-2007 (joonis 3). Suure tõenäosusega on siingi tegemist

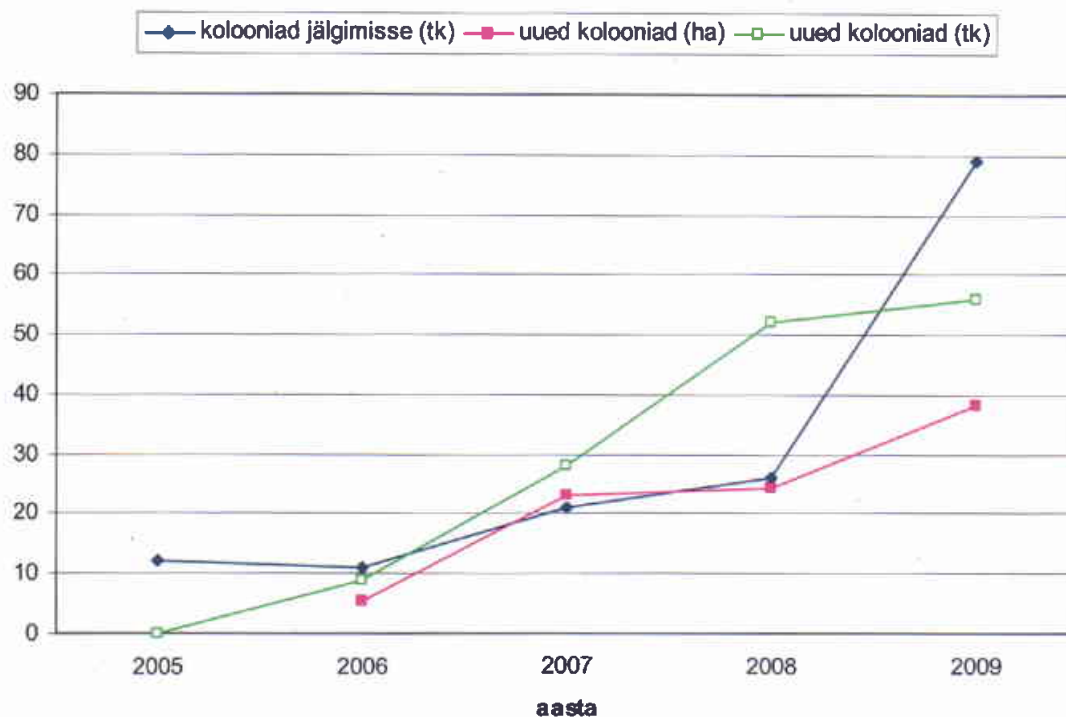
paranenud seiretööga, mille käigus on kolooniate pindalaid täpsustatud ja selliseid alasid, kus putketaimi tegelikult ei kasva andmestikust välja lõigatud. Sellest võib järeldada, et varasem kolooniate inventuur pigem ülehindas kui alahindas karuputkede levikut. Viimastel aastatel on kolooniate kogupindala ja ka registreeritud kolooniate arv siiski pidevalt tõusnud. Siin on kaks peamist põhjust tõenäoliselt samuti tõrjutavate kolooniate põhjalik kontrollimine, mille käigus avastatakse juurde uusi ning varasemate andmete parandamine, mille käigus jaotatakse olemasolevaid suuri kolooniaid väiksemateks eraldiseisvateks aladeks. Aasta-aastalt on tõusnud ka tõrjutavate kolooniate pindala osakaal, mis 2009. a. lõpu seisuga oli ca 81% karuputkekolooniate kogupindalast. Suhteliselt suur erinevus tõrjutud kolooniate arvu ja kolooniate koguarvu vahel näitab seda, et palju väikeseid kolooniaid, mis panustavad vähe kolooniate kogupindalasse ei olnud tõrjesse kaasatud. Osalise tõrje puhul, mis ei hõlma kõiki teadaolevaid kolooniaid peaks tõrje põhirõhk keskenduma siiski pigem väikestele kolooniatele, sest seal on taimedele paremad kauglevikuvõimalused tänu seda soodustavale koloonia pindala ja ümbermõõdu suhtele.



Joonis 3. Invasiivsete karuputkede kolooniapõhine levik ja tõrje Pärnu-Viljandi regioonis.

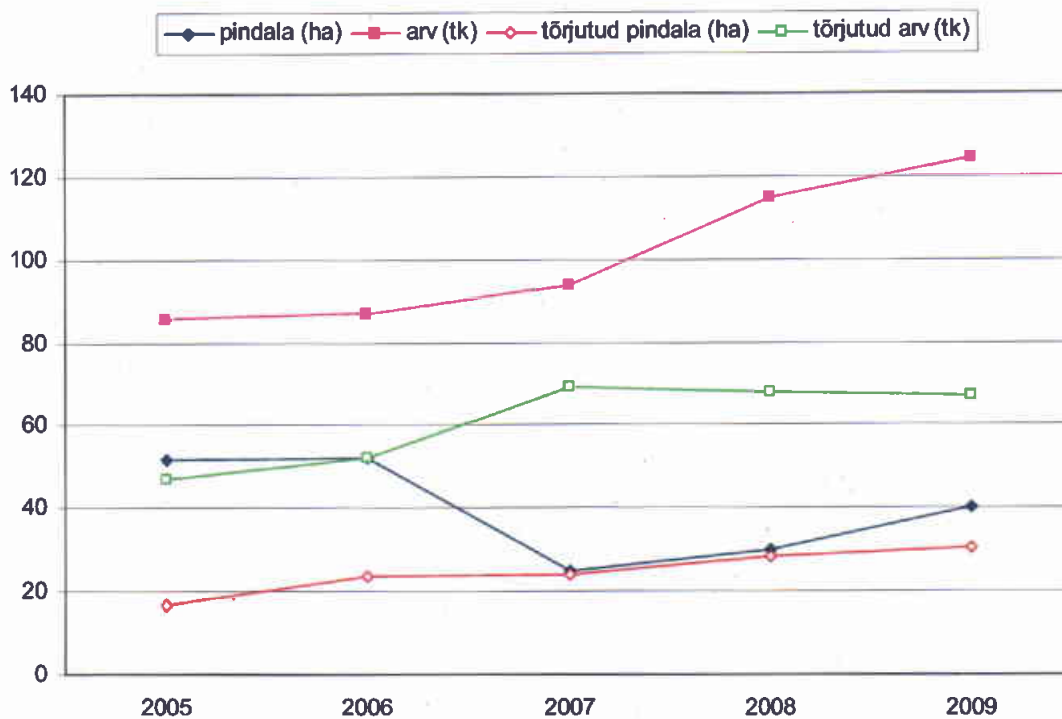
Tõrje tulemusena jäeti 2009. aastal Pärnu-Viljandi regioonis jälgimisse ca 16,7% teadaolevatest kolooniatest. Jälgimisse jäetud ehk teisisõnu, eeldatavalt ära tõrjutud kolooniate arv on regioonis aasta-aastalt tõusnud (joonis 4). Sama trendi järgivad esialgu ka uute kolooniate arv ning nende pindala. Kui tõrjesse kaasatakse 100% kõikidest teadaolevatest kolooniatest peaks uute kolooniate, mida andmestikus pole, arv ja pindala mõne aastaga oluliselt vähenema. Tõenäoliselt avastatakse uusi kolooniaid juurde veel ka siis, kui teadaolevad on kõik jälgimisse suunatud ehk ära tõrjutud, sest seemnete mulda sattumisest idanemiseni võib mõnel juhul kuluda mitu aastat. Samuti pole vegetatiivsed

taimed looduses nii hästi märgatavad kui õitsevad, mistõttu võib osade kolooniate avastamine aega võtta.

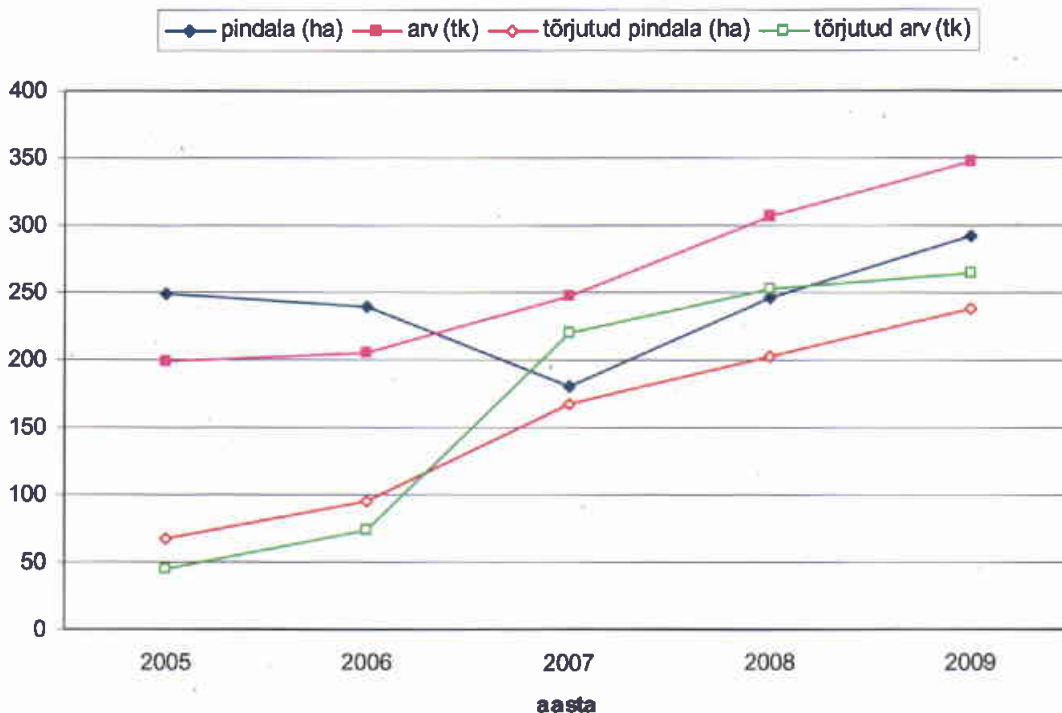


Joonis 4. Uued ja tõrje tulemusena jälgimisse jäetud karuputkekolooniad Pärnu-Viljandi regioonis.

Kui vaadelda sama regiooni maakonna tasemel, siis selgub, et enamuse regiooni karuputkekolooniaid jääb Viljandi maakonda, pindala osas on erinevus mitmekordne (joonised 5 ja 6). Mõlemas maakonnas on kolooniate arv ja pindala viimastel aastatel suurenenud. Kummaski maakonnas polnud 2009. a. lõpu seisuga 100% kolooniatest tõrjesse kaasatud, Pärnu maakonnas tõrjutud kolooniate arv ajas pigem vähenes.

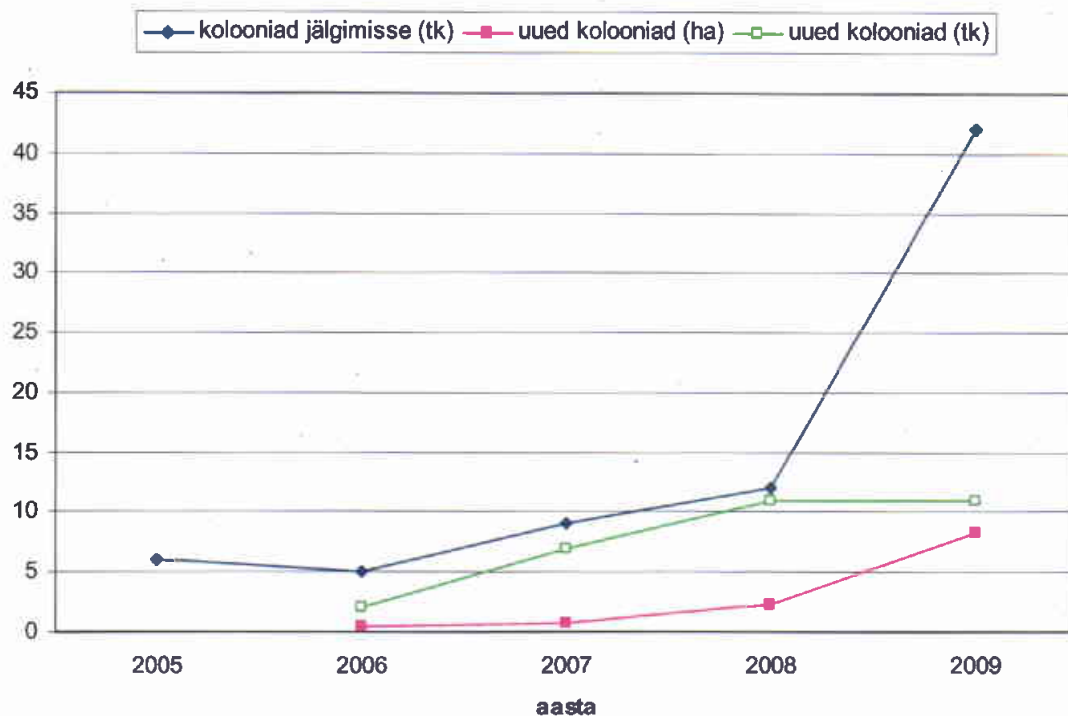


Joonis 5. Invasiivsete karuputkede kolooniapõhine levik ja tõrje Pärnu maakonnas.



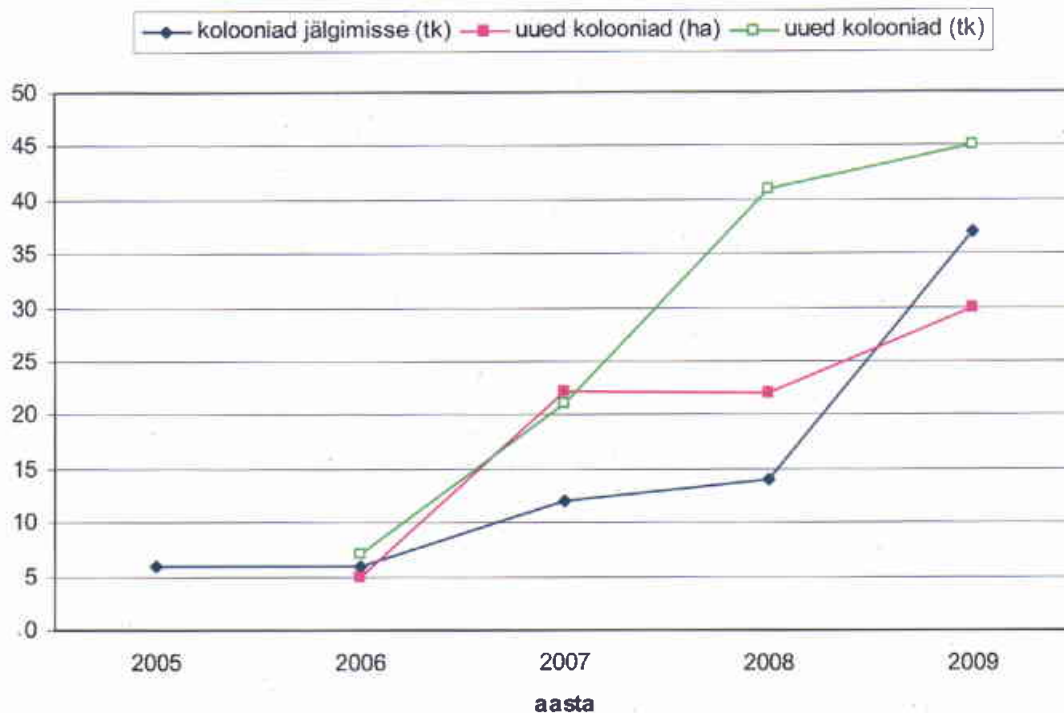
Joonis 6. Invasiivsete karuputkede kolooniapõhine levik ja tõrje Viljandi maakonnas.

Uute kolooniate avastamise osakaal on kummaski maakonnas viimasel paaril aastal suhteliselt stabiilne (joonised 7 ja 8). Mõnevõrra on suurenenud uute kolooniate pindala. Tõrje edukus tundub olevat mõlemas maakonnas läinud ülesmäge, sest jälgimisse jäetud kolooniate osakaal kasvab-aasta aastalt. Pärnu maakonnas jäeti 2009. a. jälgimisse ligi kolmandik teadaolevatest kolooniatest.



Joonis 7. Uued ja tõrje tulemusena jälgimisse jäetud karuputkekolooniad Pärnu maakonnas.

Enamlevinud tõrjemeetod oli Pärnu-Viljandi regioonis 2009. a. lõpu seisuga käsitsimürgitamine. Seda meetodit rakendati 91,7% tõrjutud kolooniate pinnal. Järgnesid kaevamine ja mehhaaniline mürgitamine, mida kasutati vastavalt 6,5% ja 1,7% tõrjutud pindala puhul. Paari koloonia puhul polnud tõrjemeetod andmetest tuvastatav.



Joonis 8. Uued ja tõrje tulemusena jälgimisse jäetud karuputkekolooniad Viljandi maakonnas.

1.6.4 Hinnang seniste tõrjetööde tõhususele

Eestis seni rakendatud tõrjetööde iseloomust tulenevalt võib väita, et tegemist on olnud pigem taimede edasise leviku mõningase piiramise kui nende arvukuse olulise vähendamise. Karuputke võõrliikide puhul on täheldatud, et osaline tõrje, mis on suunatud olemasolevate kolooniade edasise leviku piiramisele kujuneb tihti peale oluliselt aeganõudvamaks ja kallimaks kui kõiki kolooniaid üheaegselt haarav tõrjeprogramm. Isegi kuni 90% kõikidest taimedest kaasava tõrjeprogrammi puhul võib olenevalt meetodist taimedest lahti saamiseks kuluda 40-55 aastat, kui tööga alustatakse 45 aastat peale liigi introdutseerimist (Nehrbass & Winkler 2007). Sellised karuputke võõrliikide osalised tõrjeprogrammid, mis vältavad 10-15 aastat ilma eriliste tulemusteta on maailmapraktikas suhteliselt tavaline nähtus. Samas kõiki taimi ja kasvukohti hõlmava korrektselt ja süstemaatiliselt läbi viidud tõrje korral on võimalik karuputkede arvukust 1-4 aastaga vähendada 75% võrra olenevalt sellest, kui intensiivseid meetodeid kasutatakse. Järgmistel aastatel läheb vaja oluliselt väiksemaid ressursse, et lahti saada viimastest ellu jäänud taimedest. Kolooniaid, mida arvatakse olevat ära tõrjutud, soovitatakse jälgida veel vähemalt 5 aastat pärast tõrje lõppu, et oleks kindlustatud seemnepangast võrsuvate taimede hävitamine (Nielsen et al. 2007).

Eelmise aasta lõpu seisuga oli Eestis tõrjesse liidetud 75% kogu teadaolevast karuputkekolooniade pindalast. Jälgimisse oli 2009. a. lõpu seisuga jäetud ehk siis

eeldatavalt ära tõrjutud ligikaudu 11% kõikidest teadaolevatest karuputke kolooniatest (tabel 2). See osakaal võib tegelikkuses olla mõnevõrra suurem, kuna kõik Keskkonnameti regioonid pole karuputke andmebaasi täitmise juhendist ilmselt ühtemoodi aru saanud ja andmed varieeruvad regiooniti suuresti. Näiteks on kahtlane, et kogu Harjumaal on 2009. a. lõpu seisuga lahti saadud vaid kolmest kolooniast ja Ida-Virumaal mitte ainsastki. Samal ajal on Pärnumaal jälgimisse jäetud üle 30% kõikidest teadaolevatest kolooniatest. Pole alust arvata, et tõrje edukus võiks eeltoodud maakondades nii suuresti erineda, pigem on asi siiski andmetes.

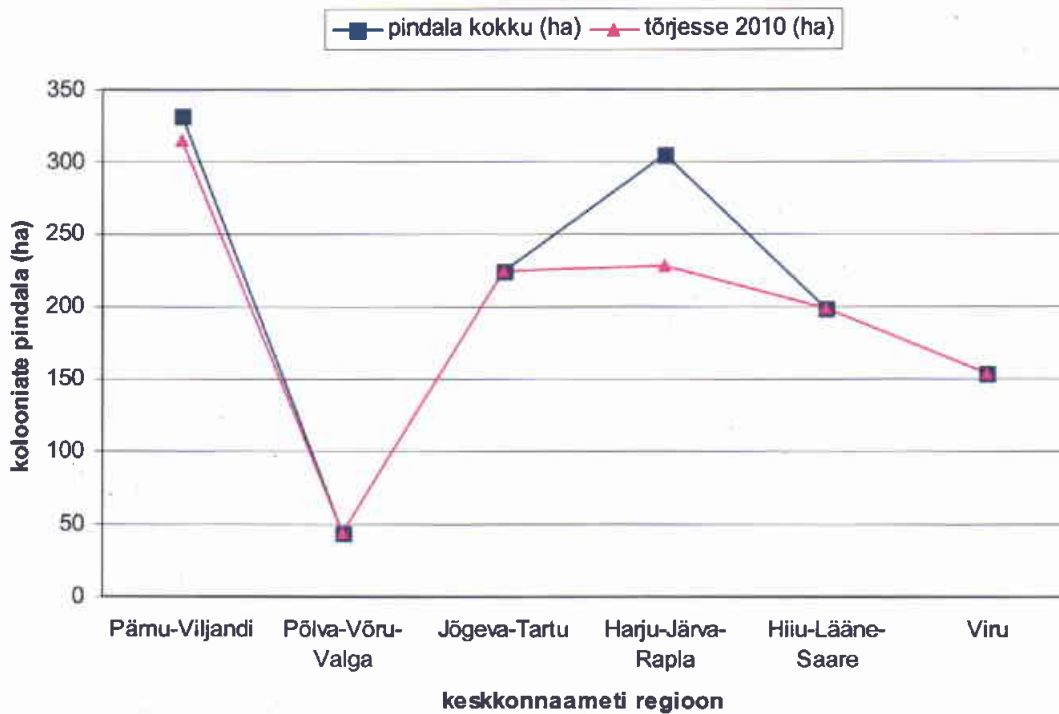
Tabel 2. Jälgimisse jäetud karuputkekolooniate jagunemine maakonniti 2009. a. lõpu seisuga.

Maakond	Kolooniate arv maakonnas	Jälgimisse jäetud kolooniaid (tk)	Jälgimises kolooniate osakaal %
Harjumaa	121	3	2,5
Hiiumaa	30	3	10,0
Ida-Virumaa	103	0	0,0
Jõgevamaa	78	7	9,0
Järvamaa	85	3	3,5
Läänemaa	66	7	10,6
Lääne-Virumaa	105	13	12,4
Põlvamaa	34	6	17,6
Pärnumaa	125	43	34,4
Raplamaa	39	2	5,1
Saaremaa	194	12	6,2
Tartumaa	115	25	21,7
Valgamaa	47	5	10,6
Viljandimaa	344	37	10,8
Võrumaa	46	5	10,9
KOKKU	1532	171	11,2

Eelnevast võib järeldada, et seni teostatud tõrje pole olnud väga edukas ning samamoodi jätkata pole otstarbekas, kui eesmärgiks on invasiivsete karuputke võõrliikide arvukuse miinimumini viimine. Samamoodi vaid osasid kolooniaid tõrjudes kuluks soovitud tulemusteni jõudmiseks veel vähemalt mitukümmend aastat ja parkümmend miljonit krooni iga viie aasta kohta. Samas võib eeldada, et absoluutset, kõiki olemasolevaid kolooniaid samaaegselt hõlmavat tõrjet pole esimesel paaril aastal võimalik saavutada. Seda eelkõige nende kolooniate arvelt, mida pole praeguseks veel avastatud, kuid mis on looduses olemas. Pärnu-Viljandi regiooni näitel võib selliseid kolooniaid olla vähemalt 10-15% praegu teadaolevate kolooniate arvust ehk ligikaudu 150-200 tükki. Suure tõenäosusega on enamus nendest kolooniatest kas ühe- või mõnetaimelised ja avastamata just seetõttu et nad on väiksed või vegetatiivses faasis ning jäävad maastikul märkamatuks. Riiklike tõrjetööde korraldus peab olema selline, mis võimaldaks

tõrjetööde käigus leitavad väiksemad kolooniad samal aastal tõrjesse lülitada ilma, et peaks ootama järgmist aastat, et nende tõrjumiseks hange korraldada. Sellega hoitakse ära seemnepanga täienemine ning taimede kiire edasi levimine antud alal.

Ülaltoodust lähtuvalt tuleb tõrjet edaspidi korraldada nii, et kaasatud kolooniate arv oleks maksimaalne. Seda printsiipi on tegelikult üsna hästi järgitud juba ka 2010. a. tõrjetööde korralduse puhul (joonis 9). Vaid kahes Keskkonnaameti regioonis liideti tõrjetööde teostamiseks korraldatud riigihankesse pindalaliselt vähem kolooniaid kui antud regioonis seni registreeritud oli. Pärnu-Viljandi regiooni puhul oli tõrje hankesse liidetud kolooniate pindala ligikaudu 95% teadaolevate kolooniate pindalast, Harju-Järva-Rapla regioonis aga vaid ca 75%. Ülejäänud regioonides korraldati hange kõikide teadaolevate kolooniate tõrjumiseks.



Joonis 9. Karuputke võõrliikide tõrje korraldus Keskkonnaameti regioonides 2010 aastal.

2. Karuputke võõrliikide ohjamine

2.1 Põhjendused karuputke võõrliikide ohjamiseks

Peamised põhjendused, miks peetakse invasiivsete karuputke võõrliikide arvukuse vähendamist üldlevinult oluliseks, on kokku võetud allpool. Kuna meil kasvavad hiid-ja Sosnovski karuputk on sarnased nii elukäiguomadustelt kui ka geneetiliselt (Jahodova et al. 2007), siis võib alltoodud ohjamiskava kontekstis laiendada mõlemale liigile.

1) Oma suure lehepinna tõttu, mis varjutab väiksemad rohttaimed ja pärsib nende fotosünteesi, mõjutavad karuputke võõrliigid koosluste looduslikku tasakaalu (Lundström 1984). Nad hakkavad domineerima, tõrjudes enamuse pärismaiseid rohttaimi välja, mistõttu väheneb lisaks floristilisele liigirikkusele ka fauna mitmekesisus (Williamson & Forbes 1982; Lundström 1984; Caffery 1994; Pyšek et al. 1995; Caffery 2001);

2) Veekogude kallastel kasvavate kolooniate puhul on oht, et sügisel pärast putkede närtsimist muutub kamaraga kinnistamata veekogu kallas erosioonitundlikuks (Williamson & Forbes 1982; Lundström 1984; Neiland et al. 1987; Tiley & Philp 1994; Lucey 1994; Waal et al. 1995; Wade et al. 1997; Dawson & Holland 1999). Jõgedesse uhutud muld võib rikkuda jõe põhja struktuuri, ummistades poorseid põhjamaterjale, mistõttu halvenevad lõhilaste kudemistingimused (Caffrey 1999). Kooruv mari võib jääda hapnikuvaegusesse ja lõhilaste järelkasv hakkuda (Wade et al. 1997). Samuti soodustavad põhjasetted veekogu eutrofeerumist (Caffrey 1999). Karuputketihnikud vähendavad tulvavee puhul veekogu läbilaskevõimet, tekitades setetest moodustunud ummistusi ja üleujutusi (Dawson & Holland 1999);)

3) Karuputkedega juhuslikult kokku puutuvad või tõrjega tegelevad ettevaatamatud inimesed ning lapsed, kes mängivad putkede õõnsate varte ja ligitõmbavate suurte lehtedega saavad tihtipeale tõsisid põletushaavu (Lundström 1984; Tiley & Philp 1992; Tiley & Philp 1994). Haavad paranevad aeglaselt ning armidel võib esineda veel mitme aasta vältel tumedamat pigmenteerumist (Tiley et al. 1996; Wade et al. 1997). Hiljem võib põletus samale kohale ka UV-kiirguse toimel taasilmuda naha vähenenud filtreerimisvõime tõttu ilma, et nahk uuesti taime mahlaga kokku puutuks (Powell 1988; Wade et al. 1997; Caffrey 2001);

4) Karuputke võõrliikide monokultuursed massiivid mõjutavad traditsioonilist maastikupilti, kujunevad välja nn. karuputkemaastikud (Lundström 1984; Lundström & Darby 1994);

5) Karuputkekolooniad võivad segada nähtavust teeservades, kui taimed kasvavad väljaspool teeholdusmasinate hooldatavat ala (Lundström 1984; Lucey 1994);

6) Karuputked takistavad ligipääsu ja liikumist puhkealadel, pargiservades ja jõekallastel, mistõttu kujutavad nad ohtu taime omadusi mitteteadvatele, nendega juhuslikult kokkupuutuvatele inimestele (Lundström 1984; Tiley & Philp 1992; Caffrey, 1994; Lucey 1994; Tiley & Philp 1994; Wade et al. 1997);

7) Hiid-karuputk on vaheperemees taimepatogeenidele, näiteks valgemädanikule *Sclerotinia sclerotiorum* (Lundström 1984; Caffrey 1994; Tiley & Philp 1994), mis kahjustab rapsi ja rüpsi;

8) Taimede kasvatamine eramaadel võib tekitada sotsiaalseid probleeme ja konflikte omanike ja tõrjumist nõudvate huvigruppide vahel (Lundström 1984).

2.2 Muu maailma kogemused karuputke võõrliikide ohjamisel

Pikaajalisema karuputke võõrliikide tõrje kogemusega riikides on katsetatud mitmeid erinevaid tõrjemeetodeid alates niitmisest lõpetades taimedele looduslike vaenlaste tulutute otsingutega (Sampson 1994). On küll tuvastatud selliseid putukaliike, kes toituvad karuputkedest, kuid nad ei suuda kiire kasvuga suurt taime kuigivõrd kahjustada isegi mitte selle kodumaal. Samuti ei ole leitud selliseid herbivoore, kes oleksid spetsialiseerunud üksnes hiid- või Sosnovski karuputkele. Sama kehtib ka karuputke võõrliikide kodumaiste seenkahjurite kohta (Pyšek et al. 2007).

Parimaid tulemusi on karuputkede tõrjel siiani saadud glüfosaadil ja triklofüril (ingl. k. triclophyr) põhinevate herbitsiididega mürgitamisel (Dodd et al. 1994; Tiley et al. 1996; Lundström 1989; Sampson 1994; Caffrey 2001), labidaga juure purustamisel altpoolt juurekaela (Tiley et al. 1996; Tiley & Philp 1997), kolooniate ümberkündmisel (Dodd et al. 1994) ning ka lammaste karjatamine on osutunud edukaks (Andersen & Calov 1996). Neist kõige levinum on keemiline tõrje. Seda kasutatakse peamiselt suurte kolooniate puhul ja pikaajalistes tõrjeprogrammides (Sampson 1994; Caffrey 2001). Glüfosaat ja triklofüür on mõlemad mitteselektiivsed herbitsiidid, mis ei talletu mullas. Euroopas on teatavaid glüfosaadil põhinevaid herbitsiide lubatud kasutada ka veekogude vahetus läheduses (Tiley & Philp 1994). Keemilise tõrje puhul on väga oluline tõrje ajastatus, sest taimede hilises kasvufaasis jäävad osad väiksemad teiste suuremate taimede lehtede varju ning seetõttu herbitsiidist puutumata (Caffrey 1994). Madalamaid kui 10cm kõrguseid taimi pole samuti otstarbekas mürgitada, kuna on leitud, et nii väikesed karuputked on glüfosaadi suhtes vähemtundlikud (Tiley et al. 1996). Suurte kolooniate puhul kasutatakse peamiselt lausmürgitamist, väiksemate puhul konkreetsetele taimedel suunatud selektiivset herbitsiidilahusega pritsimist. Viimane aitab säästa kodumaist taimestikku, mis omakorda surub hiljem alla seemnepangast tärkavate karuputkede arvukust (Dodd et al. 1994). Kõikide karuputketaimede hävitamiseks tehakse tavaliselt 2-4 mürgitamist ühe vegetatsiooniperioodi jooksul (Lundström 1989; Caffrey 2001). Kuna glüfosaat on mitteselektiivne herbitsiid, mis tapab kogu taimestiku, siis soovitatakse pärast karuputkede arvukuse olulist langust minna üle juurte purustamise ja välja kaevamise meetodile, sest selle käigus säästetakse kodumaist taimestikku, mis aitab kaasa seemnepangast tärkavate putketaimede arvukuse piiramisele. Pikaajaliste tõrjestrategieate puhul soovitatakse kasutada ka kodumaise taimestiku seemnete külvamist endistele karuputke kolooniate aladele, mis kasvasid looduslikes kooslustest. Endistele põllumaadele, kust karuputk on kas ära tõrjutud või tõrjumisel, soovitatakse külvata traditsioonilisi põllukultuure (joonis 10), et seemnepangast tärkavate karuputkede arvukust piirata. Kiirem tulemus on saavutatav, kui tärganud generatiivsetel taimedel õisikud õigeaegselt maha raiuda (Nielsen et al. 2007).



Joonis 10. Viljapõld Tartumaal, mis on rajatud söötis maale, kus varem laiutas ligi 10 ha karuputke koloonia. Vilja koristamisel satuvad osad seemned koos põhuga põllule, enamus neist küntakse piisavalt sügavale mulda, kus nad ei suuda idaneda. Pideva maaharimise käigus peaksid karuputked antud põllult mõne aastaga kaduma. Mingi osa karuputke seemneid satub aga koos viljaga kuivatisse. Kus lõpetavad oma teekonna need seemned koos muu viljast eraldatud prahiga, sõltub aga juba konkreetsest kuivati omanikust. (Autori foto).

Ainuke töötlus, mis tapab nii generatiivsed kui vegetatiivsed karuputke taimed esimese korraga on juure läbi lõikamine õigelt sügavuselt koos järgneva juurekontsu ning leheroseti maast välja tõmbamisega. Kaevamise sügavus on seejuures kriitilise tähtsusega, sest kui juurekaela ei eemaldata täielikult, kasvatab taim uued lehed ja ei sure. Soovitav kaevamissügavus on olenevalt pinnasest 10–25 cm. Kõikide teiste tötluste puhul jääb osa taimi, isegi kahjustatuid, ikkagi ellu (Tiley & Philp 1997; Pyšek et al. 1995, 2007; Caffrey 1999). Niitmine seevastu on kõige suuremat ajaressurssi ja pühendumust nõudev tõrjemeetod, sest suurem osa taimi taastub pärast niitmist kiiresti. Ühekordne niitmine pikendab vaid putke eluiga ning aega, mis taimel kulub õitsele puhkemiseks ja viljumiseks (Pyšek et al. 2007). Õitsemise ja viljumise vältimiseks tuleb taimi niita 3–4 korda aastas mitmete aastate vältel. Lõplikuks taimede välja kurnamiseks ja hävitamiseks võib kuluda aastaid (Dodd et al. 1994).

Parim ja kindlaim strateegia taimede edasise leviku peatamiseks on keskenduda karuputke tõrjele kevadel taimede varases kasvufaasis ja hävitada need enne, kui nad jõuavad õitsema hakata. Alternatiiv on keskenduda vaid õitsevate taimede tõrjumisele, sest pärast õitsemist taimed reeglina surevad, kuid selline tõrjeprogramm võib kujuneda pikemaks kui samaaegselt nii generatiivsetele kui vegetatiivsetele taimedele keskendunud

tõrje. Õisikute kogumisega tuleks viivitada vähemalt selle hetkeni, kui taimed on täisõies. Varem maha lõigatud õite asemele suudab taim samal aastal suure tõenäosusega uued kasvatada ja ka viljuda. Kui taimel on juba ära õitsenud ja esimesed seemned tekkinud, siis tuleb sarikad kindlasti kokku korjata ja hävitada, sest ka maha lõigatud sarikates osad seemned järelvalmivad ning on idanemisvõimelised (Pyšek et al. 2007). Paraku näitab 2005. a. Riigimetsa majandamise keskuse tõrjetööde praktika, et karuputke sarikaid on väga tülikas hävitada, kuna suure niiskusesisaldusega materjal ei põle hästi. Sarikate hävitamine nõudis toona rasketehnika kaasamist, millega kaevata piisava sügavusega auke, kuhu sarikaid matta.

Üldiselt kasutatakse pikaajalistes tõrjeprogrammides kombineeritud tõrjemeetodeid. Erinevate tõrjemeetodite kombineerimine on tihtipeale tõhusam ja odavam, kui ühele konkreetsele keskendumine, sest osad meetodid on sobilikumad suurte taimede/kolooniate puhul, teised seevastu edukamad väikeste tõrjumisel (Nielsen et al. 2007).

2.3 Ohjamiskava põhimõtted

2.3.1 Tõrjel kasutatavad meetodid ja tõrje ajastamine

Enne ohjamiskava ellu viimist tuleb hoolikalt defineerida selle eesmärgid ja läbi mõelda, kas eesmärkide saavutamiseks on piisavalt ressursse. Üks eduka ohjamiskava eeldusi on põhjalikud ja detailsed liigi levikuandmed ning arusaamine sellest, kui suur on üldse antud liigi levikupotentsiaal ning millised on invasioonile vastuvõtlikud kooslused (Nielsen et al. 2005). Kuna ülaltoodust selgub, et karuputke võõrliikide levikupotentsiaal on väga suur ning enamuse meie taimekooslusi nende suhtes vastuvõtlikud, siis karuputkede tõrjumisele muid tõsiseltvõetavaid ohjamisalternatiive ei leidu.

Iga konkreetse koloonia puhul tuleb järele mõelda, milline on antud oludes sobivaim tõrjemeetod. Tõrjemeetodi valik sõltub mitmest asjaolust mille hulka kuuluvad taimede arvukus ja koloonia suurus, koloonia kaugus veekogust, juurdepääsu olemasolu masinatele, maa kasutusotstarve, puhkemajanduslik väärtus jne (Nielsen et al. 2007; tabel 3). Vahel on otstarbekas tõrjemeetodeid kombineerida ja vahetada sama koloonia piires isegi ühe vegetatsiooniperioodi lõikes mitmeaastasest tõrjeprogrammist rääkimata.

Eesti karuputke võõrliikide tõrjel keskendutakse põhiliselt kolmele töötlusele: juurte purustamine koos juurekontsu ja leheroseti maa seest eemaldamisega, ning mürgitamine glüfosaadil põhinevate herbitsiididega mida viiakse läbi kas käsitsi või mehhaniseeritult. Millise meetodi kasuks otsustada, sõltub eelkõige koloonia suurusest ning pinnase iseloomust, samuti veekogu lähedusest. Detailne tõrjetööde töö- ja ohutusjuhend on toodud ohjamiskava lisa 1.

Juurte purustamine ja välja kaevamine on sobilikum väiksemate kolooniate puhul, mis kasvavad sellisel pinnasel, kus on võimalik kaevata. Samuti on see meetod soovitatav näiteks mahemajandusalade ja mesilate läheduse puhul koos seemnetega sarikate

korjamisega sellistes kohtades, kus kaevata ei saa. Keemiline tõrje sobib nii väikestele kui suurtele kolooniatele, masinatega mürgitamine võib rakendada selliste kolooniate puhul, mis on väga suured ja kasvavad näiteks sööti jäänud põllumaal. Suuremate karuputkekolooniate ümberkündmist tuleks rakendada erandjuhtumitel. Kündmine on mürgitamisest vähemtõhus, kuna juurekontsund jäävad mulda ja taimed võivad uuesti kasvama hakata. Kindlasti peaks mehhaniseeritud mürgitamine olema dubleeritud käsitsimürgitamisega, kuna traktori pritsi haarad ei ulata näiteks kõigi põllu servas ja naabruskonnas asuva võsa või metsa all kasvavate karuputkedeni. Põllumassiivi servas asuvaid taimi tuleb mehhaniseeritud mürgitamise puhul pritsida käsipritsiga või juured välja kaevata, et kõik karuputke taimed lähikonnas tõrjutud saaksid. Pärast paariaastast korduvpritsimist, kui taimede arvukus on alla viidud, oleks mürgitamine otstarbekas välja vahetada mõne looduslähedasema tõrjemeetodiga nagu juurte purustamine ja väljakaevamine või kündmine (Lundström & Darby 1994). Lisaks võiks põllumaale külvata näiteks ristiku või mõne muu kultuurtaime seemet, mis aitaks seemnepangast tärkavate karuputketaimede arvukust alla suruda.

Tabel 3. Võimalikud tõrjemeetodid sõltuvalt karuputkekoloonia suurusest (Nielsen et al. 2007). Populatsiooni suurus käsitleb suuri vegetatiivseid ja generatiivseid taimi, mitte samal aastal võrsunud seemikuid.

Tõrjemeetod	Populatsiooni suurus		
	<200 taime	200-1000 taime	>1000 taime
Keemiline tõrje	Valikmürgitamine, soovivalt käsitsi	Valikmürgitamine, kus võimalik; lausmürgitamine suuremate kolooniate puhul	Lausmürgitamine kas käsitsi või masinaga
Juurte purustamine ja välja kaevamine	Väga sobilik väiksemate kolooniate puhul	Töömahukas kuid tõhus	Väga töömahukas
Sarikate korjamine	Nö. hädatöötlus õitsema läinud taimede järeltõrjel	Nö. hädatöötlus õitsema läinud taimede järeltõrjel	Nö. hädatöötlus õitsema läinud taimede järeltõrjel

Samuti leidub väiksemaid kolooniaid, kus pinnase eripära tõttu võib kaevamine vähemtõhusaks ja aeganõudvaks osutuda (kivi- ja kännuhunnikud põllumajandusmaastikes, majavaremed, prügipaigad). Neis kohtades tuleks samuti otsustada mürgitamise kasuks. Käsitsimürgitamine puhul tuleks koos karuputkedega kasvavat muud taimestikku võimaluse korral säästa pritsides mürgilahust vaid karuputke taimedele (Dodd et al. 1994). See aitab kodumaisel taimestikul kiiremini kosuda ning putkede mürgitamise tulemusena taimkatteta jäänud mullal taastub taimestik seetõttu rutem. Rokukamar omakorda soodustab seemnepangast võrsuvate karuputketaimede hukkumist kasvanud liikidevahelise konkurentsi tingimustes. Vooluveekogude puhul tuleb tõrjumist alustada lähte lähimast kolooniast suundudes allavoolu, et vältida seemnete tagasilevimist juba

tõrjutud alale.

Sarikate korjamise puhul on väga tähtis ajastus, sest liiga vara korjatud sarikate asemele kasvavad uued ning hiljaks jäänud tõrje puhul pudisevad valminud seemned sarikate kogumise käigus maha. Seda meetodit võib kasutada peamiselt järeltõrjena aladel, kus hoolimata eelnevast tõrjest on mõni üksik taim siiski õitsema läinud (Nielsen et al. 2007). Samuti tuleks sarikate korjamist rakendada sellistes kolooniates, mis kasvavad veepiiril, kus mürgitada pole lubatud ja kaevata pole ebasobiva pinnase tõttu võimalik. Nendel aladel tuleks tõrje maksimaalse tõhususe saavutamiseks seega kombineerida herbitsiididega pritsimist juurte välja kaevamisega/sarikate kogumisega, rakendades mürgitamist veepiirist kaugemal ning kaevates või kogudes sarikaid mürgitamise keelutsoonis. Teatud juhtudel, kui muud tõrjemeetmed pole rakendatavad, tuleks siiski kaaluda erandlikku karuputkede keemilise tõrje lubamist veeseaduse alusel kehtestatud veekaitsevööndis. Selline võimalus tuleks kõne alla sellistes kolooniates, kus alternatiivsed meetodid ei taga tõrje piisavat tõhusust. Selliste võimalike erandite puhul peab tõrje teostus ja teostaja olema äärmiselt hoolikas vältimaks herbitsiidilahuse sattumist veekogusse. Sellise erandliku ja lubade alusel toimiva veekaitsevööndis toimuva tõrje lubamiseks tuleks muuta veeseadust.

Kuna karuputke taimed tärkavad kodumaisest taimestikust 2-3 nädalat varem (Dodd et al. 1994), soodustab tõrjetööde varane algus kodumaise taimestiku kasvamist karuputke võõrliikide asemele, kui nende tärkamise ajaks on esimene tõrjetööde etapp juba läbi ning karuputkede kasv pidurdunud ja osad taimed hukkunud. Juurte purustamise ning välja kaevamisega nagu ka mürgitamisega tuleb alustada kevadel, kui taimed on kõrgemad kui 10cm. Madalamat putketaime on oluliselt lihtsam ja ka ohutum tõrjuda kui täiskasvanut. Samuti kulub herbitsiidilahust väiksemate taimede mürgitamisel vähem. Olenemata tõrjemeetodist tuleb tõrjet ühe kasvuperioodi vältel korrata. Tõrje tõhusust silmas pidades on minimaalne korduste arv kolm (Nielsen et al. 2007), millele võiks järgneda taimede õitsemisaegne kontroll ja sarikate eemaldamine, et vältida juhuslikult õitsema läinud taimede viljumist. Õitsevaid taimi mürgitada pole mõtet, sest selleks ajaks on taime aktiivse kasvu faas lõppenud ja pärast seemnete valmimist karuputk sureb tavaliselt naganii. Silmas tuleb pidada asjaolu, et seemnete valmimine tõrjutaval alal tõrjeperioodi jooksul võib selle kestvust ning maksumust oluliselt suurendada. Esialgne tõrje, mille tulemusena hukkuvad suuremad taimed, viib liigisisese konkurentsi alla ning võimaldab suurte taimede varjus tõrjumata jäänud väiksemate vegetatiivsena püsinud karuputke taimede õitsemist ja seemnepangast uute taimede võrsumist (Tiley & Philp 1997). Parima tulemuse saavutamiseks ja karuputke võõrliikide tõrjutud aladele tagasilevimise vältimiseks tuleb samaaegselt tõrjuda kõiki kolooniaid olenemata omandivormist vältides taimede viljumist ja edasist levikut (Dodd et al. 1994; Sampson 1994; Darwson & Holland 1999). Kui tõrjet teostatakse järjekindlalt ja süstemaatiliselt on mõne aastaga võimalik seemnepank välja kurnata ning koloonia hävitada. Mõnetaimelisi kolooniaid, mis pole jõudnud veel viljuda, on võimalik hävitada ühe aastaga. Suuremate kolooniate puhul kulub vähemalt 4-5 aastat. Selliseid näiteid, kus kolooniaid on soovitud tulemusteta tõrjutud 10-15 aastat kirjanduses leidub. See näitab, et kusagil on tehtud vigu: kas ei ole tõrjutud kõiki taimi, mõned on suutnud tõrjest hoolimata siiski viljuda, tõrje on olnud liiga lühiajaline vms (Nielsen et al. 2007). Samuti leidub näiteid, kus korrektselt teostatud

süsteemilise tõrje korral on taimedest ka niitmisega vaid mõne aastaga lahti saadud, muude meetodite puhul aga isegi kiiremini. Pärast koloonia arvatavat ära tõrjumist tuleks seda siiski veel kuni viis aastat jälgida, et olla kindel seemnepanga ammendumises (Nielsen et al. 2007).

2.3.2 Tõrjujate harimine ja motiveerimine, üldsuse kaasamine, omanikuvastutuse suurendamine

Paraku sõltub tõrje edukus suuresti inimestest, kes tõrjet teostavad. Tõrjujad peavad olema omandanud lisaks tõrjetööde teostamise tehnikale ka peamised liikide ökoloogiaalased põhiteadmised, mis on tõrje õnnestumise eelduseks. Samuti peab olema tõrjet teostav ettevõtja motiveeritud töid korrektselt läbi viima. Ettevõtja motivatsiooni annab tõsta detailsete tövõtulepingutega, kus on tööde eest tasumise kriteeriumid sõnastatud läbi tõrje edukuse. Ebapiisavalt läbi viidud tõrje tuleb jätta tasustamata lähtudes iga konkreetse koloonia tõrje edukusest. Selline lähenemine hoiaks suure tõenäosusega vähemotiveeritud pakkujad kas tõrjetööde hankest edaspidi üldse eemale või motiveeriks neid töid kvaliteetsemalt teostama. Tõrje elluviimise ja tõrjelepingute täitmise kontrollimise ning kolooniate iga-aastase piiride korrigeerimisega paralleelselt peaks toimuma ka liigi arvukuse teaduslik seire. Ainult sellisel juhul on võimalik kogutud andmete põhjal tõrje tõhusust objektiivselt ja teaduslikult hinnata ning oma kogemusi ka teiste riikidega jagada.

Samaaegselt tõrjega tuleb riiklikus meedias läbi viia teavituskampaania, mille odavam variant on regulaarsete uudiste edastamine riigitelevisioonis ja kirjutavas meedias tõrjeprojekti käekäigu ja plaanide kohta ning kallim vastavasisuliste reklaamklippide avaldamine televisioonis. Rahva teavitamine on väga oluline positiivse suhtumise kujundamiseks, teadlikkuse tõstmiseks ning maaomanike informeerimiseks võimalikest tõrjetöödest nende maadel. See võiks olla ka üks osa maaomanike ettevalmistamisel võimaliku järeltõrje teostamiseks pärast riikliku programmi lõppu. Samuti aitaks teavituskampaania vältida võimalikke teadmatusel tulenevaid protestiaktisioone, mis omakorda säästaks tõrjujaid ja kohalike valla- ning Keskkonnaameti töötajaid. Inimeste teavitamine läbiviidavast projektist aitab nende niigi küllalt soosivat suhtumist karuputke võõrliikide vastasesse võitlusesse veelgi parandada. See aitaks kujundada ka positiivset suhtumist, et maaomanikust ei püüta mööda hiilida või tema õigusi rikkuda. Ka tuleks maaomanikke ja ka teisi kodanikke kutsuda üles teatama karuputkekolooniatest, millepuhul pole tõrjumist olnud märgata. Seejuures võiks teabe levitamiseks ära kasutada erinevate huvigruppide (põllumeeste, jahimeeste, loodusgiidide, keskkonnaorganisatsioonide jms) katuseorganisatsioone või seltsinguid. Sellise info kogumise ja teavitamisega võib kahtlemata kaasneda ka mõningane infomüra valesti määratud liikidest teatamise näol, kuid samas võib loota, et seni registreerimata kolooniad saavad kiiremini tuvastatud ning tõrjesse liidetud.

Tõrjetööde teostajad võiks varustada karuputke võõrliike puudutava infovoldikuga, mida tuleb lähiajal uuenda. Neid saaks tõrjerühmad elanike seas vajadusel hõlpsasti levitada. Infomaterjale tuleks jagada ka omavalitsustele, koolidele ning erinevate sihtrühmade

katuseorganisatsioonidele. Tuleks tagada, et internetis oleks aastaringelt kättesaadav kaardirakendus teadaolevate karuputkekolooniate piiridega ja vastaval aastal tõrjutud aladega. Hetkel on see loodud Maa-ameti kaardirakenduses (http://xgis.maaamet.ee/xGIS/XGis?app_id=MA13&user_id=at). Võimalusel võiks selle dubleerida ka Loodusvaatluste andmebaasi lehele (<http://eelis.ic.envir.ee/lva/WebLVA/LVA.aspx>).

Valdav enamus karuputkekolooniaid paikneb 2010.a. lõpu seisuga eramaadel (tabel 4). Pikemas perspektiivis, peale aktiivse mõne-aastase riikliku tõrje edukat elluviimist, tuleks nõ järeltõrje ja ära tõrjutud kolooniate jälgimine delegeerida maaomanikele seal, kus vähegi võimalik. Seni korraldab invasiivsete karuputke võõrliikide tõrjet nii riigi- kui eramaal Keskkonnaamet. Kui koloonia on hinnanguliselt näiteks piisavalt nõrgestatud võiks ohjamise kohustuse maaomanikele üle anda. Selle teostamiseks tuleb maaomanikke teavitada nende maal kasvavast karuputke kolooniatest ja sellega kaasnevast vastutusest ning töötada välja kriteeriumid määratlemaks, millal on õigus maaomanikule seda kohustust panna. See võib olla määratud näiteks juba tõrjutud aastate arvu või hoopis putkekoloonia tiheduse järgi. Suurendamiseks eraomaniku vastutust ja huvi tõrjetöö vastu tuleks sätestada, et ei ole õigus saada PRIA toetusi kui eraomaniku kinnistutel kasvavad karuputke võõrliigid, mis annavad seemneid (st mida ühel või teisel meetodil ei tõrjuta).

Tabel 4. Karuputkekolooniate pindala jaotumine maa omandivormi järgi 2010.a. oktoobri seisuga

Maa omandivorm	Karuputke kolooniate pindala (ha)	Osakaal (%)
Eramaa	1074,5	71,6
Katastrisse kandmata maa	190,5	12,7
Riigimaa	183,3	12,2
Munitsipaalmaa	37,2	2,5
Avalik-õiguslik maa	13,7	0,9
Segaomandiga maa	0,9	0,1
KOKKU	1500,1	100

Tõrje ja jälgimise maaomanikele delegeerimiseks tuleb muuta seadusandlust, et neile saaks vastavat kohustust panna ning vähemalt esialgu rakendada ka mingisuguseid rahalisi toetusmehhanisme vähemalt selliste kinnistute puhul, kus tõrjet tuleb realselt jätkata. Sellistel kinnistutel, kus maaomanik pole ise võimeline töid ja jälgimist läbi viima, tuleb seda teha riigil või leida asjast huvitatud füüsilised/juriidilised isikud. Ühe variandina tuleks kaaluda seadusesse sellise punkti sisse viimist, mis võimaldaks Keskkonnaametil teha putkede tõrjet sellisel eramaal, kus maaomanik ise ei ole nõus või võimeline taimi tõrjuma.

Vastavalt Riigimetsa Majandamise Keskuse põhimäärusele (<http://www.estlex.com/tasuta/?id=7&fd=1&aktid=80258>) on RMK tegevusalaks praktiliste looduskaitsetööde korraldamine riigimaal. Sellest lähtuvalt võiks RMK edaspidi korraldada riigimaal invasiivsete karuputke võõrliikide tõrjet vastavalt käesoleva

ohjamiskava lisale 1 ja Keskkonnaameti poolt antavatele algandmetele ning juhistele. Kuna karuputked on levinud ja levib muuhulgas ka teehooldusmasinate tõttu, on oluline, et karuputke võõrliikide tõrje saaks teehoolduse osaks nii Maanteeameti kui kohalike omavalitsuste sõlmitavates teehoolduslepingutes. Tõrjet tuleks samuti teostada vastavalt käesoleva ohjamiskava lisale 1 ja Keskkonnaameti poolt antavatele algandmetele ning juhistele.

Piirialadel, iseäranis riigi lõunapiiril, tuleks teha koostööd naaberriigi looduskaitse ametkondadega. Kindlasti leidub selliseid kolooniaid, mis saavad alguse näiteks Lätist, aga levivad tänu vooluveele edasi Eestisse. Selliste kolooniate puhul tuleks tagada, et tõrjumine saaks alguse sealt, kust karuputkede invasioon lähtub, et vältida taimede tagasilevimist tõrjutud aladele. Samuti tuleks naabreid teavitada sellistest kolooniatest, mis on alguse saanud Eesti territooriumilt kuid levinud edasi üle riigipiiri.

2.4. Karuputke võõrliikide ohjamise seire

Karuputke võõrliikide ohjamise seire peaks edaspidi olema kahetasandiline. Kindlasti peab jätkuma senine Keskkonnaameti-poolne iga-aastane tõrjetööde tulemuslikkuse ja töövõtulepingute täitmise praktiline kontroll koos uute kolooniate kaardistamise, vanade piiride täpsustamise ja andmebaasi täiendamisega. Andmebaasi haldamist ja täiendamist saaks teha senisest tõhusamalt, millel peatutakse pikemalt antud ohjamiskava lisas 2.

Teise tasandina on vajalik käivitada ohjamise teaduslik seire, et koguda senisest detailsemad ning teaduslikult usaldusväärseid andmeid, mida on võimalik paremini interpreteerida, avaldada ja võrrelda meie edusamme teiste maade karuputketõrje alaste kogemustega. Kolooniate käekäigu teaduslik jälgimine, millest osa keskendub pindalade ning kolooniate tiheduse muutustele ajas, võimaldab lisaks meetodilistele soovitudele teha ka järeldusi tõrjetööde rahastajatele töö tõhususe osas. Sellist seiret on otstarbekas jätkata ka mõne aasta vältel pärast riigipoolsete tõrjetööde lõppu, et ennetada võimalikku karuputkede taasvohamist, kui jälgimisele jäetud kolooniate puhul selgub, et tõrje pole olnud piisavalt tõhus seemnepanga ammendamiseks. Allpool on toodud visioon sellest, millisel viisil peaks see seire olema ellu viidud. Täpsem seiretööde juhend ja ankeet on ära toodud lisas 3.

Igas maakonnas külastatakse ca 5% kõikidest andmebaas kantud karuputkekolooniatest. Kolooniate valimi koostamisel tuleks jälgida, et sinna satuks kõikide kasutatavate meetoditega tõrjutavaid ja ka juba jälgimisse jäetud kolooniaid. Igal aastal on otstarbekas külastada samu kolooniaid, mida esimeselgi seireaastal, et näha kolooniates ajas toimuvaid muutusi. Seire viiakse igal aastal läbi kahe etapina: esimene enne tõrje välitööde algust ja teine pärast tõrjetööde lõppu. Teaduslikku seiret võiks viia läbi tõrjujatest ja tõrje korraldajatest eraldiseisev institutsioon, et tõrjujad ei saaks tahtlikult või tahtmatult seiretulemusi mõjutada. Monitooring on oluline, et hinnata tõrjumise edukust, põhjalikkust ja korrektsust ning tõrjutavate liikide arvukuse langusdünaamikat ajas. Samuti on sellise seire käigus võimalik uurida, kuidas taastub kodumaine taimestik tõrje intensiivsuse vähenedes ja pärast tõrjetööde lõpetamist. Seire tulemuste põhjal on

võimalik viia sisse parandusi kasutatavasse metoodikasse ning vajadusel hinnata näiteks ümber maksumuskalkulatsioonid ja tõrjetööde kestvuse prognoose, kui tõrje osutub oodatust edukamaks või vähemedukamaks. Samuti loob selline seire võimalused saada teada, millised kodumaised liigid on vähemintensiivse tõrje suhtes tolerantsemad, millised liigid taasasustavad kiiremini karuputkekolooniate alad ning milline on nende liikide arvukuse dünaamika. Selle põhjal on võimalik teha järeldusi, milliste liikidega tasuks pärast intensiivse tõrje lõppu näiteks endistel põllumaadel asunud karuputkekolooniate alasid rekultiveerida vältimaks kolooniate taastumist seemnepangast. Samuti on seiretulemuste põhjal võimalik tõrjetöid läbi viivale institutsioonile teha soovitusi raha otstarbekama kasutamise osas asendades kasutatavaid meetodeid teatud kolooniatele paremini sobivatega. Seiret peaks läbi viima kogunud personal, kes on varem karuputke võõrliikide uurimisega ja soovitatavalt ka tõrjumisega tegelema. Ühe seiremeeskonna suurus võiks olla kaks liiget, kellest üks tegeleb peamiselt koloonia piiride täpsustamisega ning teine seireruudu taimestiku analüüsimise ja ankeedi täitmisega.

2.5 Ohjamise ja seire maksumuse prognoos ning ajakava

Karuputke võõrliikide tõrjumisel tuleb ilmselt ka tulevikus kõne alla tõrjetööde teostajate leidmine läbi riigihanke, kelleks on nii juriidilised kui ka füüsilised isikud. Selle korraldamisel tuleks hanke võitjate välja selgitamisel kindlasti kaaluda ka muid aspekte lisaks madalamale hinnale. Üks tingimus, mis tuleks seada, on varasem tõrjetööde elluviimise edukuse printsiip. Sellised pakkujad, kes pole suutnud eelnevatel aastatel tõrjet nõuetekohaselt teostada, on jätnud osad lepingualused alad kas üldse tõrjumata või tõrjunud osaliselt ja ebapiisavalt, mistõttu on karuputked suutnud viljuda, tuleks hankest kõrvale jätta. Eelistama peaks selliseid, kelle tõrjetööde kvaliteediga pole paaril viimasel aastal probleeme ette tulnud. Vastavat informatsiooni omavad Keskkonnaameti regioonide tõrjetöid korraldavad spetsialistid. Soovitav on keskenduda ka juriidilise pakkuja taga seisvale isikute ringile, kui seadused seda võimaldavad, sest ebaõnnestunud tõrjega oma maine devalveerinud firma asemele on suhteliselt lihtne järgmine asutada ja jälle pakkumisest osa võtta. Karuputke võõrliikide tõrje on spetsiifiline, nõuab suurt pühendumust ja kvalifitseeritud ning motiveeritud tööjõudu, mistõttu ei saa tõrjetööde hanke juures eeldada, et kõige odavam pakkuja suudab tagada ka kõige parema kvaliteedi.

Kui karuputke võõrliikide ohjamist korraldatakse ka edaspidi riigihanke alusel, on alust arvata, et mõnevõrra suurema summa eest, mis panustati 2010 aastal, on järgnevatel aastatel võimalik tõrjesse lülitada kõik teadaolevad ja ka veel leidmata kolooniad. Juba 2010 aastal korraldati hange pea kõikide kolooniate tõrjumiseks ning teadaolevalt liiga kõrgete pakkumiste tõttu hange üheski Keskkonnaameti regioonis ei ebaõnnestunud. Kuna suure tõenäosusega on siiani avastamata ca 150-200 kolooniat, samuti polnud 2010. a. tõrjesse liidetud kõik seni teadaolevad, võib tõrjetööde otsesteks kuludeks järgmisel neljal aastal prognoosida ca 6,5 miljonit krooni ehk 415425 Eurot aastas (tabel 5). Antud eelarvemahu juures peaks olema ruumi nii uute kolooniate tõrjesse lülitamiseks kui ka mõningaseks töö hindade tõusuks. Kirjandusallikatele toetudes on alust eeldada, et

korrekselt ja laiaulatuslikult teostatud tõrje puhul on võimalik nelja aastaga vähendada tõrjekulutusi 75% võrra, mistõttu võiks aastatel 2015-2017 karuputke võõrliikide tõrjeks kuluda ca 119 850 € aastas (tabel 5 ja 6). Sealt edasi tuleb panustada peamiselt üksikute varem avastamata jäänud väiksemate kolooniate tõrjesse ja jälgimisse jäetud kolooniate kontrollimisse ning järeltõrjesse. Selleks võiks aastatel 2018-2020 igaaastaselt kuluda ca 60 724 € eeldusel, et eelnev tõrje on läbi viidud korrekselt ja laiaulatuslikult kaasates kõiki teadaolevaid kolooniaid. Kui tõrjet ei suudeta piisava põhjalikkuse ning kvaliteediga ellu viia, siis on alust arvata, et tõrjetööde kulutused pärast 2015. aastat oluliselt ei vähene.

Tõrje hanke orienteeruvad hinnad võiksid ka edaspidi baseeruda Keskkonnaameti poolt välja töötatud tõrje hektarihindadel, mis on kehtestatud vastavalt kasutatavale tõrjemeetodile. Seni kehtivad hinnad võiks võtta nõ maksimumhindadeks ning need võiksid koosneda samadest kulukomponentidest nagu 2010. aastalgi.

Hanke korraldamisega kaasneva avalikustamise kulud jäävad järgnevatel aastatel tõenäoliselt samasse suurusjärku 2010. aasta vastavate kulutustega. Majanduse kasvades on mõningane ajalehekuulutuste hinnatõus siiski loomulik, mistõttu võiks selleks tegevuseks kuluda edaspidi ca 5750 € aastas (tabel 5). Kui riik delegerib karuputke võõrliikide tõrje pärast 2015 aastat osaliselt maaomanikele, siis võib antud kulutuste suurus mõnevõrra langeda, kuid kui palju täpselt, sõltub mitmetest asjaoludest ja seda ei saa praegu ette prognoosida. Nendele kuludele lisanduvad ohjamise meediakajastuse ja elanikkonna teavitamisega seotud kulutused (ca 5000€ aastas).

Hankelepingute sõlmimisega, tõrjetööde kontrollimisega ning hilisema eeldatavalt ära tõrjutud kolooniate jälgimisega kaasnevad Keskkonnaameti transpordikulud jäävad järgmistel aastatel suurusjärku 7800 € aastas. Siingi sõltub konkreetne aastane kulu mitmetest asjaoludest nagu kütuse hinna tõus, ametiautode ja isiklike sõidukite kulutuste määra muutumine või mittemuutumine, mistõttu tuleb nende kulude suurust tulevikus tõenäoliselt korrigeerida. Esimestel aastatel kulub rohkem raha hankelepingute sõlmimiseks ja tööde kontrolliks, hiljem kolooniate jälgimiseks.

Kuna riigihange muudab samal aastal avastatud kolooniate operatiivse tõrjumise komplitseerituks, on otstarbekas jätta Keskkonnaametile reservfond, millest neid töid näiteks oma personaliga või selleks eraldi palgatud tööliste vahendusel ellu viia. Sellise reservfondi suurus võiks aastatel 2011-2014 kõikide regioonide peale kokku olla ca 32 000 € aastas, hiljem see summa väheneb vastavalt tõrjetööde edukusele ja uute kolooniate avastamise vähenemisele. Raha jaotus regiooniti võiks olla paika pandud vastavalt kolooniate pindalale antud regioonis, uute kolooniate leidumise astmele tõrjele eelneval aastal vms. Loodetavasti on seda raha võimalik regioonide vahel suhteliselt operatiivselt ümber jaotada, kui mõnes regioonis rahast puudu tuleb ning teises kipub üle jääma. Antud vahenditest ostetakse tõrjeks vajalikke tööriistu, kaitsevahendeid ning kemikaale ja tasustatakse tõrjes osalevat personali.

Uuendatud karuputke võõrliike tutvustav infovoldik tuleks välja anda kiiremas korras. See peaks põhjalikult tutvustama nii ohjamiskava kui ohjatavaid liike, neist lähtuvaid

ohte ja tõrjumise vajadust, julgustama maaomanikke ise rohkem tõrjesse panustama ning elanikkonda karuputkekolooniatest teatama. Voldikus võiks ära tuua ka selliste liikide fotod, millega karuputke võõrliike tihti segi aetakse. See voldik oleks soovitatav välja anda aastal 2011, et seda oleks võimalik samal aastal nii tõrjemeeskondadele kui kohalikele omavalitsustele, loodushariduskeskustele, koolidele ja muudele huvigruppidele jagada. Voldiku koostamise ja trükkimise võiks korraldada Keskkonnaamet. Voldiku tiraaž võiks olla kuni 10 000 ja koostamise, kujundamise ja trükkimise maksumus ca 6300 €.

Tabel 5. Karuputke võõrliikide ohjamise, teavitustegevuse ja teadusliku seire maksumuse prognoos Eurodes aastateks 2011-2015.

Priori- teet	Kulu	Teostaja	2011	2012	2013	2014	2015
1	Otsene tõrje kulu (ca 1300ha aastani 2014, 2015-2018 ca 375ha; 2018-2020 ca 190ha)	Juriidilised ja füüsilised isikud lepingute alusel	415425	415425	415425	415425	119850
1	Hanke avalikustamine ajakirjanduses (kuni 40 teadet kuni 20s ajalehes)	Keskkonnaamet	5750	5750	5750	5750	5750
1	Transpordikulu lepingute sõlmimiseks, tõrje kontrollimiseks ja kolooniate jälgimiseks (KA ametiautod; ca 24000 km 0,26 €/km; isikliku sõiduauto kasutus ca 6000 km)	Keskkonnaamet	7800	7800	7800	7800	7800
1	KKA reservfond sama-aastasteks kiireteks tõrjetöödeks	Keskkonnaamet	32000	32000	32000	32000	8000
2	Karuputke võõrliikide uuendatud infovoldiku koostamine, kujundus ja trükk (ca 10000 tk)	Keskkonnaamet	6300	0	0	0	0
1	Maaomanike välja selgitamine ja informeerimine kirja teel kolooniate olemasolust ja järeltõrje vajadusest	Keskkonnaamet	0	0	0	0	6400
2	Ohjamise meediakajastus, elanikkonna teavitamine (artiklid, saated jms)	Keskkonnaamet	5000	5000	5000	5000	5000
2	Teadusliku seire välitööd	PKÜ, Maaülikool, TÜ	10000	10000	10000	10000	10000
2	Seire andmesisestus, kokkuvõtted, aruanded	PKÜ, Maaülikool, TÜ	5000	5000	5000	5000	5000
	Tõrje ja teavitusega seotud tegevused KOKKU		472275	465975	465975	465975	152800
	Seire KOKKU		15000	15000	15000	15000	15000
	Prioriteet 1 KOKKU		460975	460975	460975	460975	147800
	Prioriteet 2 KOKKU		26300	20000	20000	20000	20000

Kui võetakse vastu poliitiline otsus, et pärast mõne-aastast riigipoolset panustamist tõrjesse, tuleb seda jätkata maaomanikel, kelle maadel kolooniad kasvavad, siis kaasneb maaomanike leidmisega ja teavitamisega samuti kulusid. Vastavad kulud on planeeritud aastatesse 2015-2016 (tabel 5, 6).

Tabel 6. Karuputke võõrliikide ohjamise, teavitustegevuse ja teadusliku seire maksumuse prognoos Eurodes aastateks 2016-2020.

Kulu	2016	2017	2018	2019	2020
Otsene tõrje kulu (2016-2018.a. ca 375 ha; 2018-2020.a. ca 190ha)	119850	119850	60724	60724	60724
Hanke avalikustamine ajakirjanduses (kuni 40 teadet kuni 20s ajalehes)	5750	5750	5750	5750	5750
Transpordikulu lepingute sõlmimiseks, tõrje kontrollimiseks ja kolooniate jälgimiseks (KA ametiautod; ca 24000 km 0,26 €/km; isikliku sõiduauto kasutus ca 6000 km)	7800	7800	7800	7800	7800
KKA reservfond sama-aastasteks kiireteks tõrjetöödeks	4000	4000	4000	4000	4000
Maaomanike välja selgitamine ja informeerimine kirja teel kolooniate olemasolust ja järeltõrje vajadusest	1125	0	0	0	0
Ohjamise meediakajastus, elanikkonna teavitamine (artiklid, saated, edulood jms)	5000	5000	5000	5000	5000
Teadusliku seire välitööd	10000	10000	10000	10000	10000
Seire andmesisestus, kokkuvõtted, aruanded	5000	5000	5000	5000	5000
KOKKU	158525	157400	98274	98274	98274

Karuputke ohjamise teadusliku seire aastaseks maksumuseks on hinnanguliselt 15 000 €. See summa püsib aasta-aastalt stabiilsena, kuna seiratavate kolooniate hulk ega töö maht ajas oluliselt ei vähene. Peamised seirega kaasnevad kulutused on töötate palgafond, välitööde transpordikulu ja välitöövarustus, moodustades 2/3 antud kuludest. Seireandmete sisestamiseks, töötlemiseks, analüüsimiseks ning aruannete vormistamiseks kulub ca 5000 € aastas. See kuluartikkel koosneb peamiselt tööjõukuludest.

Kokkuvõtlikult tuleb märkida, et ülaltoodud eelarveprognoosid on suures osas orienteeruvad ning vajavad edaspidi kindlasti korrigeerimist. Ohjamise, teavitamise ja seire eelarve sõltub paljudest asjaoludest nagu erinevate kulukomponentide hindade muutumised, tõrjetööde edukus ja riigi edasised plaanid tõrjetööde teostamise delegerimise jne. Otstarbekas on tõrjetöödega seotud eelarvet igal järgneval aastal korrigeerida vastavalt sellele, milline on eelmise aasta lõpu tõrjetööde seis (tõrjutud ja tõrjumist vajavate kolooniate pindala, jälgimisse jäetud kolooniate hulk, riigihanke õnnestumine jne jne).

Kasutatud kirjandus

Andersen U.V. (1994). Sheep grazing as a method of controlling *Heracleum mantegazzianum*. Ecology and Management of Invasive Riverside Plants, lk. 77-91. Toim. Waal L. C. et al. John Wiley & Sons Ltd.

Andersen U.V. & Calov B. (1996). Long-term effect of sheep grazing on giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). Hydrobiologia 340: 277-284

Beljajev A.G., Kodanov A.F., Moisejev K.A., Ponomarjov A.A. (1972). Uued silotaimed sovhoosis "Sõsolskii". Kasvatamise ja paljundamise kogemused (v.k.). Komi Raamatute Kirjastus. Sõktõvkar.

Caffrey J.M. (1994). Spread and management of *Heracleum mantegazzianum* (Giant Hogweed) along Irish river corridors. Rmt: Waal L. C. et al. (Toim.). Ecology and Management of Invasive Riverside Plants, lk. 67-76. John Wiley & Sons Ltd.

Caffrey J.M. (1999). Phenology and long term control of *Heracleum mantegazzianum*. Hydrobiologia 415: 223-228.

Caffrey J.M. (2001). The management of Giant Hogweed in an Irish River Catchment. Journal of Aquatic Plant Management 39: 28-33.

Dawson F.H. & Holland D. (1999). The distribution in bankside habitats of three alien invasive plants in the U.K. in relation to the development of control strategies. Hydrobiologia 415: 193-201.

Dodd F.S., Waal L.C., Wade P.M., Tiley G.E.D. (1994). Control and management of *Heracleum mantegazzianum* (Giant Hogweed). Rmt: Waal L.C. et al. (Toim.) Ecology and Management of Invasive Riverside Plants, lk. 111-126. John Wiley & Sons Ltd.

Heinsoo J., Jaama E., Jõudu J., Reimets E., Viilberg K. (1986). Taimekasvatus. Tallinn "Valgus".

Holm B. (2005). Invasiivsete karuputke võõrliikide bioloogia, levik ja tõrje. Magistriväitekiri EPMÜ PKIs.

Holm B., Vunk E., Linnamägi M., Käis L. (2009). Karuputke (*Heracleum*) võõrliikide ohjamiskava aastaks 2010. Tallinn.

Jahodova Š., Fröberg L., Pyšek P., Geltman D., Trybush S., Karp A. (2007). Taxonomy, Identification, Genetic Relationships and Distribution of Large *Heracleum* Species in Europe. Rmt: Pyšek P., Cock M.J.W., Nentwig W. & Ravn H.P. (Toim.). Ecology & Management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*), lk. 1-19. Athenacum Press, UK.

Kolbek J., Lecjaksová S., Härtel H. (1994). The integration of *Heracleum mantegazzianum* into the vegetation: an example from Central Bohemia. *Biologia* 49: 41-51.

Kukk T. (1999). Eesti taimestik. Teaduste Akadeemia Kirjastus. Tartu-Tallinn.

Kuusk V. (1984). Umbrohud ja prahitaimed. Tallinn "Valgus".

Looduslikku tasakaalu ohustavate võõrliikide nimekiri. RTL 2004, 134, 2076.

Lucey J. (1994). Records of the Giant Hogweed, *Heracleum mantegazzianum* Sommier and Levier, along southern Irish rivers and streams with a revised distribution map for the region. *Bulletin of Irish Biogeographical Society* 17: 2-5.

Lundström H. & Darby E. (1994). The *Heracleum mantegazzianum* (Giant Hogweed) problem in Sweden: suggestions for its management and control. Rmt: Waal L. C. *et al.* (Toim.). *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*, lk. 93-100. John Wiley & Sons Ltd.

Lundström H. (1984). Giant Hogweed, *Heracleum mantegazzianum*, a threat to the Swedish countryside. *Weeds and weed control. 25th Swedish weed conference*, lk. 191-200. Uppsala.

Lundström H. (1989). New experiences of the fight against the giant hogweed, *Heracleum mantegazzianum*. *Reports of Swedish University of Agricultural Sciences* vol. 2, pp. 51-58.

Nehrbass N., Winkler E. (2007). Model-assisted Evaluation of Control Strategies for *Heracleum mantegazzianum*. Rmt: Pyšek P., Cock M.J.W., Nentwig W. & Ravn H.P. (Toim.). *Ecology & Management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*)*, lk. 284-296. Athenaem Press, UK.

Neiland R., Proctor J., Sexton R. (1987). Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum* Somm. & Lev.) by the river Allan and part of the river Forth. *Forth Naturalist and Historian* 9: 51-58.

Nielsen C., Ravn H.P., Cock M., Nentwig W. (Toim.). (2005). *The Giant Hogweed Best Practice Manual. Guidelines for the Management and Control of Invasive Alien Weed in Europe*. Forest and Landscape Denmark, Hørsholm, Denmark.

Nielsen C., Vanaga I., Treikale O., Priekule I. (2007). Mechanical and Chemical Control of *Heracleum mantegazzianum* and *H. sosnovsky*. Rmt: Pyšek P., Cock M.J.W., Nentwig W. & Ravn H.P. (Toim.). *Ecology & Management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*)*, lk. 226-239. Athenaem Press, UK.

Ochsmann J. (1996). *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier (*Apiaceae*) in

Deutschland - Untersuchungen zur Biologie, Verbreitung, Morphologie und Taxonomie. Feddes Repert 107 (7-8): 557-595.

Powell F. (1988). Giant Hogweed control in North-East Scotland. Plant Press 4:4.

Pyšek P. (1991). *Heracleum mantegazzianum* in the Czech Republic: dynamics of spread from the historical perspective. Folia geobotanica et phytotaxonomica 26: 439-454.

Pyšek P. (1994). Ecological aspects of invasion by *Heracleum mantegazzianum* in the Czech Republic. Rmt: Waal L. C. et al. (Toim.). Ecology and Management of Invasive Riverside Plants, lk. 45-54. John Wiley & Sons Ltd.

Pyšek P., Cock M.J.W., Nentwig W., Ravn H.P. (2007). Master of All Traits: Can We Successfully Fight Giant Hogweed? Rmt: Pyšek P., Cock M.J.W., Nentwig W. & Ravn H.P. (Toim.). Ecology & Management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*), lk. 297-312. Athenaeum Press, UK.

Pyšek P., Kopecký M., Jarošík V. & Kotková P. (1998). The role of human density and climate in the spread of *Heracleum mantegazzianum* in the Central European landscape. Diversity and Distributions 4: 9-16.

Pyšek P., Kučera T., Puntieri J. & Mandák B. (1995). Regeneration in *Heracleum mantegazzianum* – response to removal of vegetative and generative parts. Preslia 67: 161-171. Praha.

Pyšek P. & Prach K. (1993). Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. Journal of Biogeography 20: 413-420.

Pyšek P. & Prach K. (1994). How important are rivers for supporting plant invasions? Rmt: Waal L. C. et al. (Toim.). Ecology and Management of Invasive Riverside Plants, lk. 19-26. John Wiley & Sons Ltd.

Pyšek P. & Pyšek A. (1995). Invasion by *Heracleum mantegazzianum* in different habitats in the Czech Republic. Journal of Vegetation Science 6: 711-718.

Pyšek P., Richardson D.M., Rejmánek M., Webster G.L., Williamson M. & Kirschner J. (2004). Alien plants in checklist and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. Taxon, 53 (1): 131-143.

Sampson C. (1994). Cost and impact of current control methods used against *Heracleum mantegazzianum* (giant hogweed) and the case for instigating a biological control programme. Rmt: Waal L.C. et al. (Toim.). Ecology and Management of Invasive Riverside Plants, lk. 55-65. John Wiley & Sons Ltd

Satsyperova I.F. (1984). Nõukogude liidu floora karuputked – uued söödataimed (v.k.). Leningrad “Nauka”.

Stewart F. & Grace J. (1984). An experimental study of hybridization between *Heracleum mantegazzianum* Somm. & Levier and *H. sphondylium* L. subsp. *spondylium* (*Umbelliferae*). *Watsonia* 15: 73-83.

Talts S. (1969). Sugukond sarikalised – *Umbelliferae* Juss. Rmt: Kask, M. (Toim.). Eesti NSV floora, 4. kd: 31-188. Tallinn “Valgus”.

Tiley G.E.D., Dodd F.S., Wade P.M. (1996). *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier. *Journal of Ecology* 84: 297-319.

Tiley G.E.D. & Philp B. (1992). Strategy for the control of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*) on the river Ayr in Scotland. *Aspects of Applied Biology* 29: 463-466.

Tiley G.E.D. & Philp B. (1994). *Heracleum mantegazzianum* (Giant Hogweed) and its control in Scotland. Rmt: Waal L. C. *et al.* (Toim.). *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*, lk. 101-109. John Wiley & Sons Ltd.

Tiley G.E.D. & Philp B. (1997). Observation of flowering and seed production in *Heracleum mantegazzianum* in relation to control. Rmt: Brock J. H., Wade, M. *et al.* (Toim.). *Plant Invasions: Studies from North America and Europe*, lk. 123-137. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

Tkachenko K.G. (1989). Mõningate Leningradi oblastis kasvatatavate *Heracleum* L. liikide õitsemise ja seemneproduktiooni eripärad (v.k.). *Taimsed ressursid* 1: 52-61.

Vilbaste G. (1993). Eesti taimenimetused. Eesti Teaduste Akadeemia Emakeele Seltsi toimetised nr 20 (67).

Waal L.C., Child L.E., Wade M. (1995). The management of three alien invasive Riparian plants: *Impatiens glandulifera* (Himalayan balsam), *Heracleum mantegazzianum* (giant hogweed) and *Pallopija japonica* (Japanese knotweed). Rmt: Harper D.M., Ferguson A.J.D. (Toim.). *The Ecological Basis for River Management*, lk. 316-321. John Wiley & Sons Ltd.

Wade M., Darby E.J., Courtney A.D. & Caffrey J.M. (1997). *Heracleum mantegazzianum*: a problem for river managers in the Republic of Ireland and The United Kingdom. Rmt: Brock J. H., Wade, M. *et al.* (Toim.). *Plant Invasions: Studies from North America and Europe*, lk. 139-151. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

Walker N F., Hulme P.E. & Hoelzel A.R. (2003). Population genetics of an invasive species, *Heracleum mantegazzianum*: implications for the role of life history, demographics and independent introductions. *Molecular Ecology* 12: 1747-1756

Williamson J.A. & Forbes J.C. (1982). Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*): its spread and control with glyphosate in amenity areas. *Proceedings of British crop protection conference – weeds*. Lk. 967-972.

Wyse Jackson, M. (1989). Observation on the Irish distribution of a plant with serious public health implications: Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier). Bulletin of the Irish Biogeographical Society 12: 94-112.

LISA 1. Karuputke võõrliikide tõrje töö- ja ohutusjuhend

1. TÕRJETÖÖDE JUHEND

1.1 Tõrje eesmärk ja üldised põhimõtted

Karuputke võõrliikide tõrje eesmärgiks on kahe invasiivse tulnukliigi (hiid- ja Sosnovski karuputke) edasise leviku peatamine ning arvukuse viimine miinimumini kogu Eestis. Eesmärgi saavutamiseks on oluline ära hoida putketaimede viljumine tõrjudes generatiivseid (samal aastal viljuvaid) taimi enne seemnete mulda sattumist. Tõrjemetmed, mida rakendatakse enne putketaimede õitsemist või viljumist piiravad järgmise taimede põlvkonna arenguvõimalusi ning, kui tõrje on süstemaatiline mitme aasta vältel, ammendub ka mulda talletunud seemnepank lõplikult. Sama tähtis on tõrjuda vegetatiivseid taimi, mis tõrjeaastal veel ei õitse ega vilju. Nende hävitamine vähendab oluliselt viljuvate taimede potentsiaalset arvukust ja aitab putkekolooniatest kiiremini jagu saada. Kui tõrjeperioodil lastakse kontrollitavas koloonias või lähikonnas asuval taimedel ikkagi seemneid levitada, võib putkekoloonia hävitamiseks kuluv aeg pikeneda mitme aasta võrra.

Ühe aastaga pole karuputke võõrliikide väljatõrjumine reeglina saavutatav, kuna juba mulda sattunud seemned võivad seal idanemisvõimelisena püsida mitu aastat. Samuti ei pruugi ühekordne tõrje kõiki suuremaid vegetatiivseid ja generatiivseid taimi surmata. Põhjuseid on mitmeid alates sellest, et taimede tundlikkus herbitsiidi suhtes on erinev, pinnas ei võimalda kohati piisavalt sügavalt juuri läbi kaevata, erinevad tõrjujad töötavad veidi erinevalt kuni selleni, et kõiki taimi ei leita esimesel tõrjumisel tavaliselt ikkagi üles. Pärast ühekordse tõrje teostamist töö poolelijätmine viib suure tõenäosusega koloonia kiire taastumiseni.

Karuputke võõrliikide levimise pidurdamise seisukohast on oluline esmalt keskenduda selliste kolooniate tõrjumisele, mis kasvavad seemnete kiiret edasikandumist soodustavates kohtades nagu maantee- ja raudteeservad ning vooluveekogude kaldad. Samuti on kõrgema prioriteediga sellised karuputkekolooniad, mis kasvavad asulates ja puhkealadel. Seal on suurem oht inimeste ja karuputke võõrliikide kokkupuuteks ja nende põhjustatud tervisekahjustuste tekkeks. Ruumilise kaetuse efekti saavutamiseks tuleb alates 2011. aastast keskenduda siiski kõikide teadaolevate ja jooksvalt avastatud kolooniate tõrjele, kuna senine osaline tõrje pole soovitud tulemusi andnud.

1.2 Praktilisi soovitusi tõrjetööde teostajale

Karuputke võõrliikide tõrjetööde planeerimisel on soovitav arvesse võtta järgmisi liikide bioloogiast tulenevaid praktilisi nõuandeid:

- Tõrjetöödega tuleb alustada kevadel. Karuputke taimed peaksid mürgitamise alustamiseks olema jõudnud kasvada vähemalt 10 cm kõrguseks, kuna pärast sellise kasvu saavutamist on nad glüfosaadi suhtes tundlikumad.
- Taimede väljakaevamisega võiks alustada samal ajal, sest mida väiksem on taime maapealne osa, seda lihtsam ja ohutum on taime kaevata, kuna lehed segavad tööd vähem.
- Kahe mürgitamise vahele võiks jääda ca kolmenädalane paus, sest siis jõuab herbitsiid piisavalt mõjuda, et eelmise tõrje tulemuslikkus oleks lihtsasti hinnatav.

Kaitsekorralduskomisjoni liigikaitse töörühma koosolek

18.11.2010

Osalejad:

Taimo Aasma	KKM
Bert Holm	EMÜ (kava koostaja)
Toomas Kukk	ekspert
Merike Linnamägi	KKM (protokollija)
Üllar Rammul	KKM
Uudo Timm	KTK
Eike Vunk	KA
Merle Ööpik	EMÜ (retsensent)

Karuputke ohjamiskava kaitsmine

Bert Holm tutvustas lühidalt kava eesmäärke, ülesehitust ohjamise seniseid puudusi ja sellest tulenevalt muutusi kavas võrreldes eelneva kavaga.

Merle Ööpik tegi retsentsiooni ja tõi välja puudused, mis võeti osaliselt või täiesti arvesse.

Diskussioon.

Ettepanekud ja otsus:

Parandada probleemid andmebaasis: NÕUS

Kava eelarve täpsustada: NÕUS

Üldised tõrje eesmärgid peavad olema kavas selgemalt väljatoodud: NÕUS

Kolooniates tuleks enne putke tõrjumist hinnata koloonia tihedust, et saaks hinnata tõrje edu pikaajalises skaalas: NÕUS

Ühe koloonia siseselt kasutada eri meetodeid: EI TOETATUD

Hankesse sisse sanktsioonid tõrjujatele kes ei alusta õigeaegselt: NÕUS

Mõistete paljusus probleemiks, võiks kasutada läbivalt teatud mõisteid: NÕUS

Kavas peavad olema väljatoodud tegevused koos prioriteetsusastmega: NÕUS