

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 kasvajak (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 pöõgi 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 hermafroditne, 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 õitseb 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 toitvatel 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 endeemne 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 lääncossa, 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-Norrasse 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 koguti 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, neljateistkümnesse 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 pigmenteerumisjäljed 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 melanotsüütiliste 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).

Ingliskeelses teaduskirjanduses kohtab 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 introduktiooni 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 hiid-karuputteks 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 hiid-karuputteks. 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 hiid-karuputteks 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 hiid-karuputk 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 hiid-karuputkega 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 introduktiooni 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

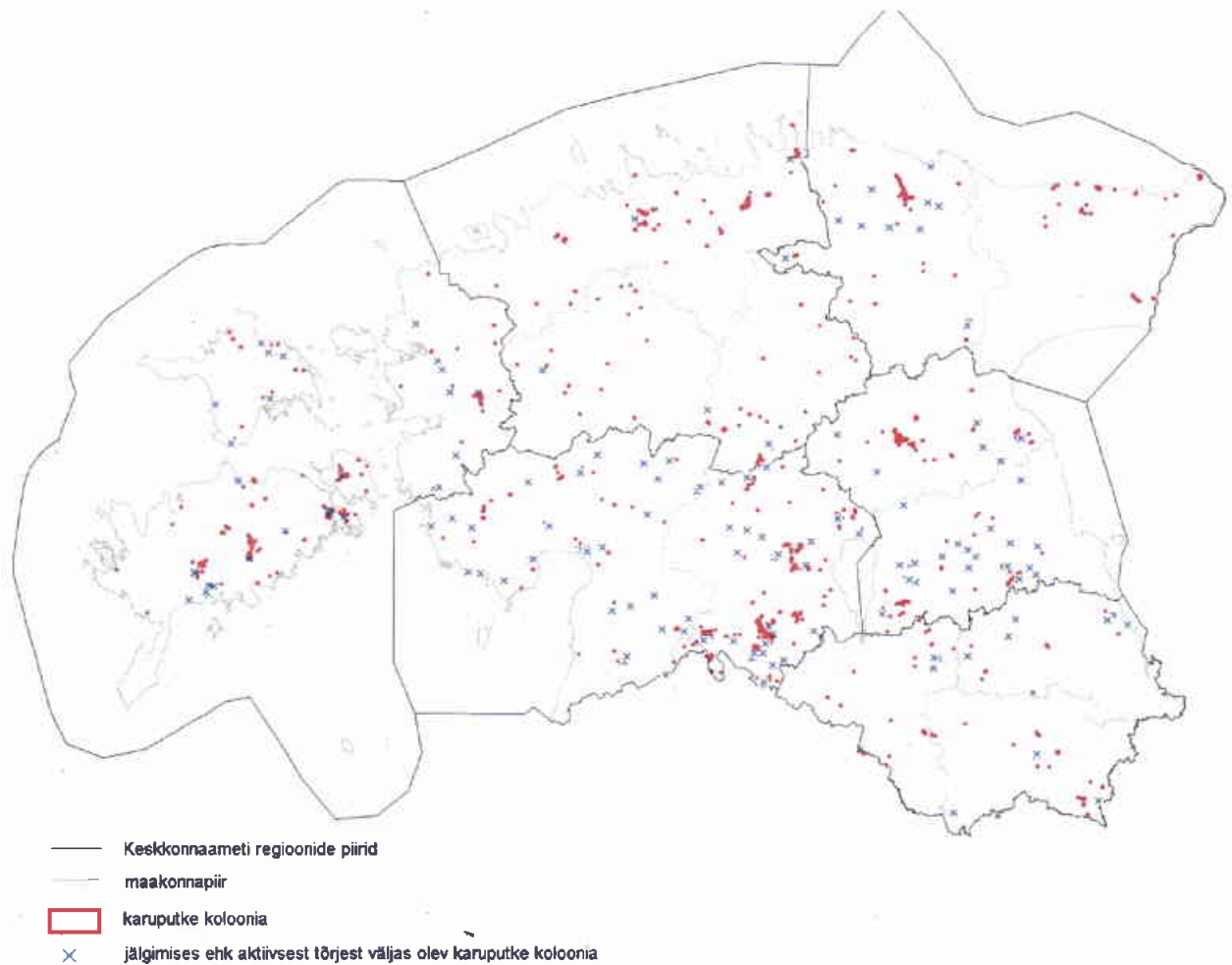
pole sellise meetodi leidmine ilmselt ka kuigi realistlik. Olenemata kasutatavast meetodist tuleb tõrjet samal aastal ning kindlasti ka mõnel järgneval aastal korrata (Dodd et al. 1994; Tiley et al. 1996), et ammendada mulda talletunud seemnevaru ja vältida olukorda, kus näiliselt puhastatud alal võrsuvad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



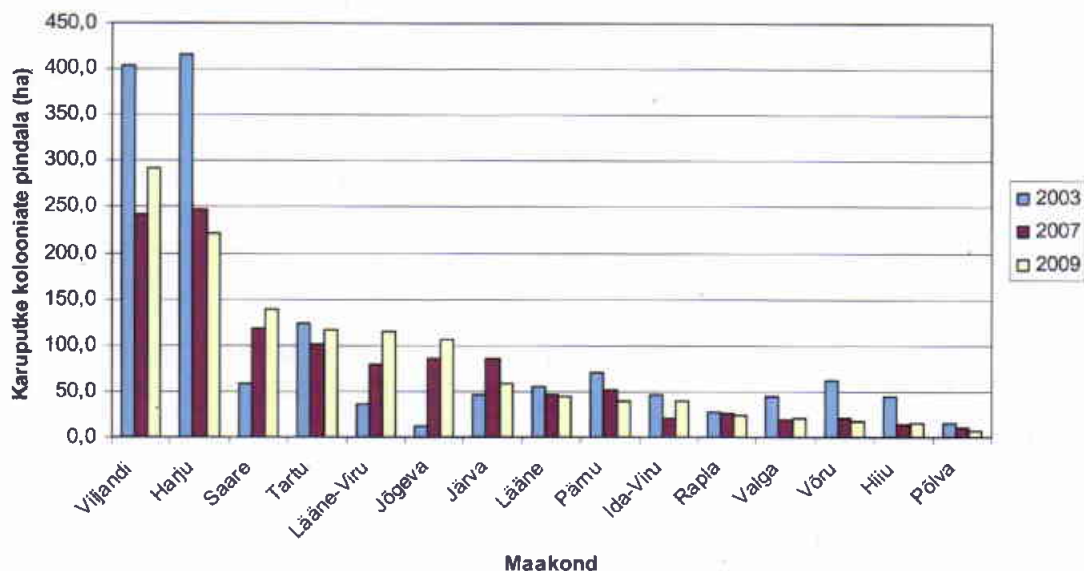
Joonis 1. Karputke võõrliikide kolooniate paiknemine 2009. a. lõpu seisuga (Holm jt. 2009).

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 Jõgeva 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.



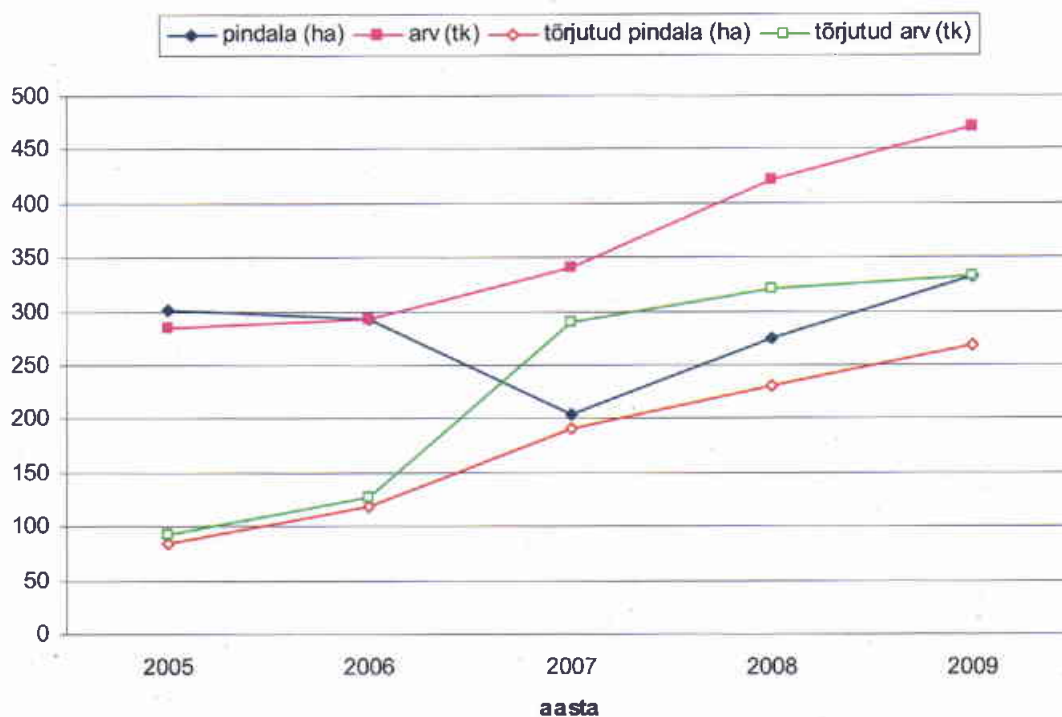
Joonis 2. Karuputkekolooniate pindala dünaamika maakonniti aastatel 2003, 2007 ja 2009.

Uute kolooniate leidmine ka viimastel tõrjekaastatel 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 alased 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 peaaegu 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

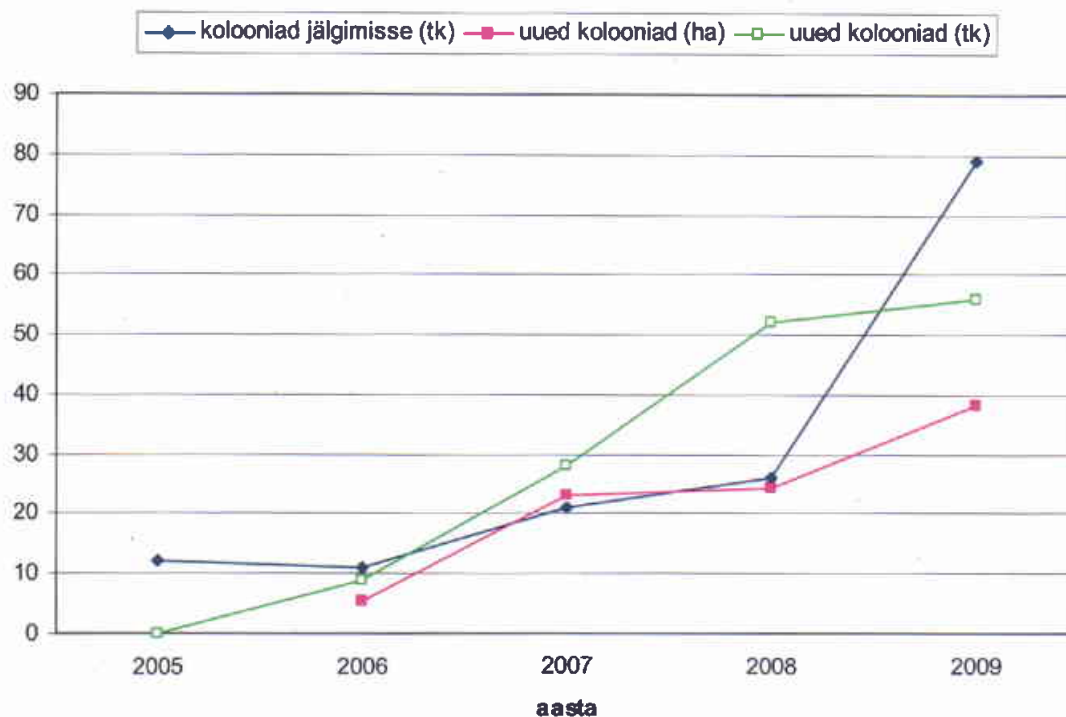
paranenud seiretööga, mille käigus on kolooniate pindalaid täpsustatud ja selliseid alasid, kus putketaimi tegelikult ei kasva andmestikust välja lõigatud. Sellest võib järeldada, et varasem kolooniate inventuur pigem ülehindas kui alahindas karuputkede levikut. Viimastel aastatel on kolooniate kogupindala 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.

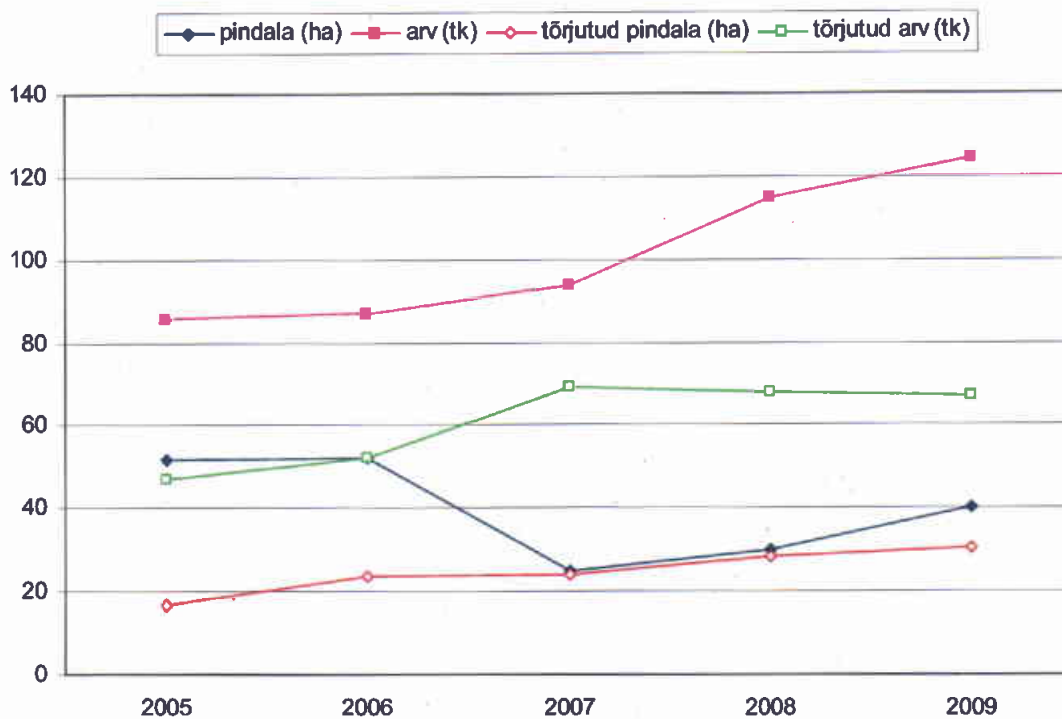
Tõrje tulemusena jäeti 2009. aastal Pärnu-Viljandi regioonis jälgimisse ca 16,7% teadaolevatest kolooniatest. Jälgimisse jäetud ehk teisisõnu, eeldatavalt ära tõrjutud kolooniate arv on regioonis aasta-aastalt tõusnud (joonis 4). Sama trendi järgivad esialgu ka uute kolooniate arv ning nende pindala. 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.

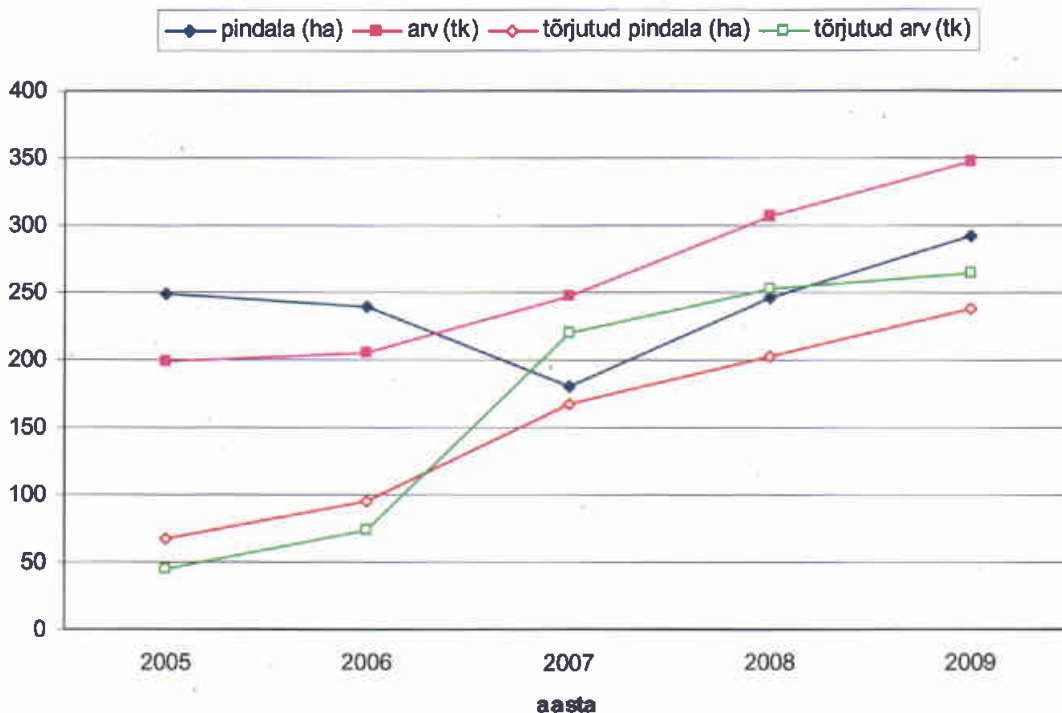


Joonis 4. Uued ja tõrje tulemusena jälgimisse jäetud karuputkekolooniad Pärnu-Viljandi regioonis.

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.

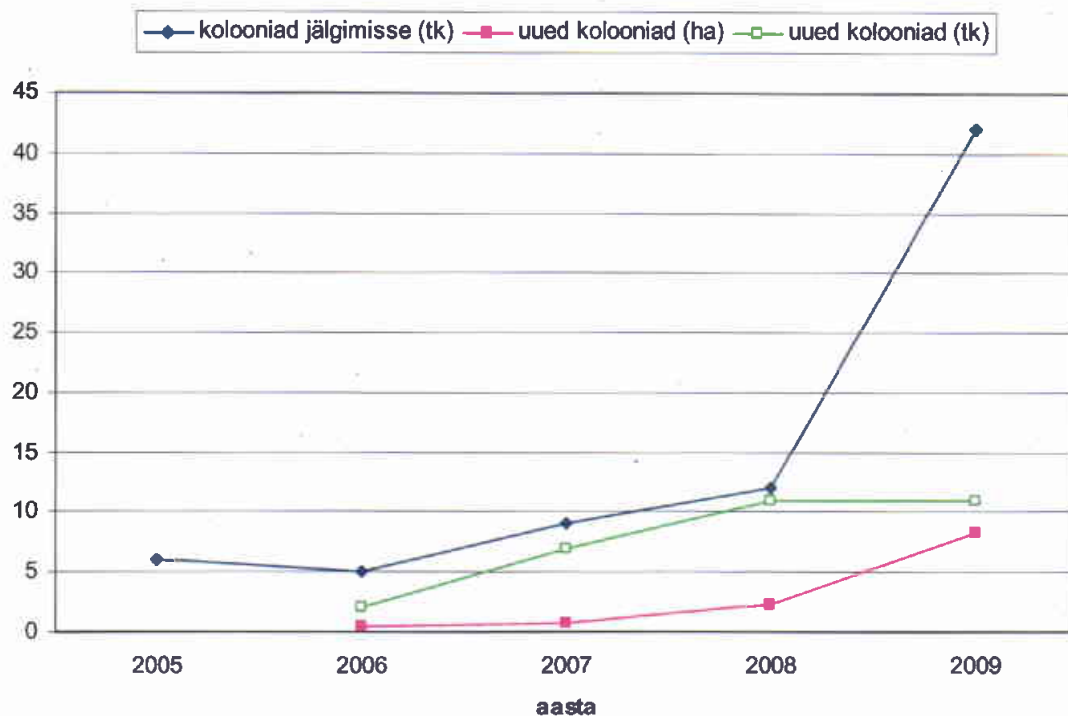


Joonis 5. Invasiivsete karuputkede kolooniapõhine levik ja tõrje Pärnu maakonnas.



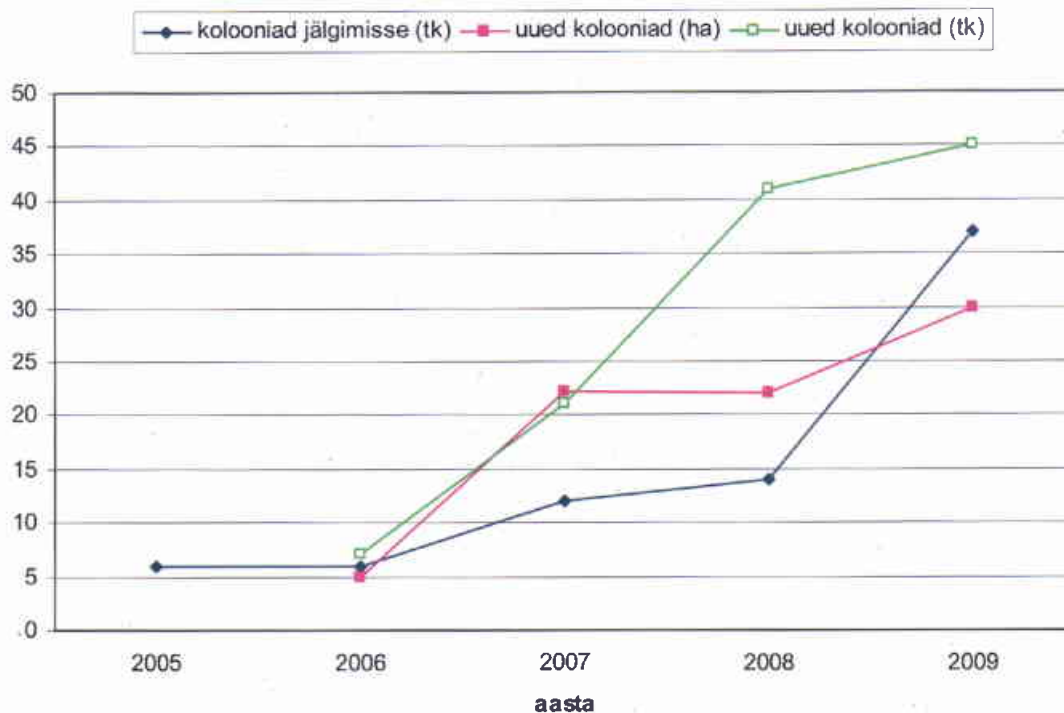
Joonis 6. Invasiivsete karuputkede kolooniapõhine levik ja tõrje Viljandi maakonnas.

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 tihtipeale 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.

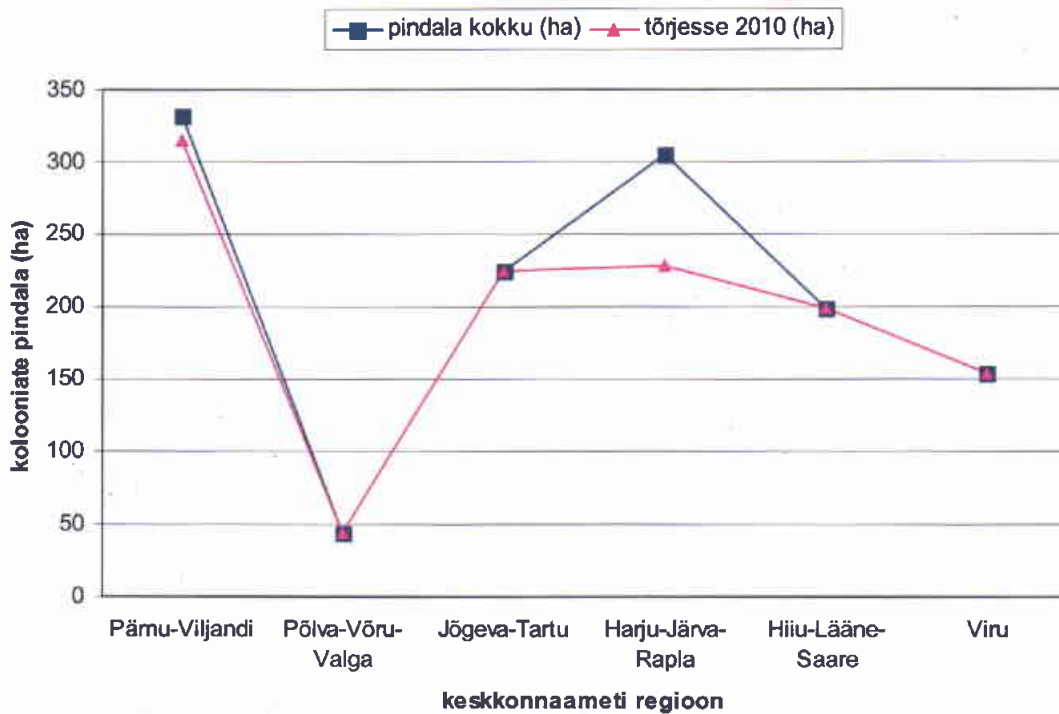
Tabel 2. Jälgimisse jäetud karuputkekolooniate jagunemine maakonniti 2009. a. lõpu seisuga.

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 õhnsate varte ja ligitõmbavate suurte lehtedega saavad tihtipeale tõsiseid 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 triklofüürlil (ingl. k. triclopyr) 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 herbitsiidide 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 tärgranud 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