

**KESKKONNAAGENTUURI KIMALASTE SEIRE
METOODIKA VÄLJATÖÖTAMISE PROJEKTI
ARUANNE**

Virve Sõber, PhD, ökoloog

Tartu Ülikool
Ökoloogia ja Maateaduste Instituut
Zooloogia osakond

Tartu, 2019

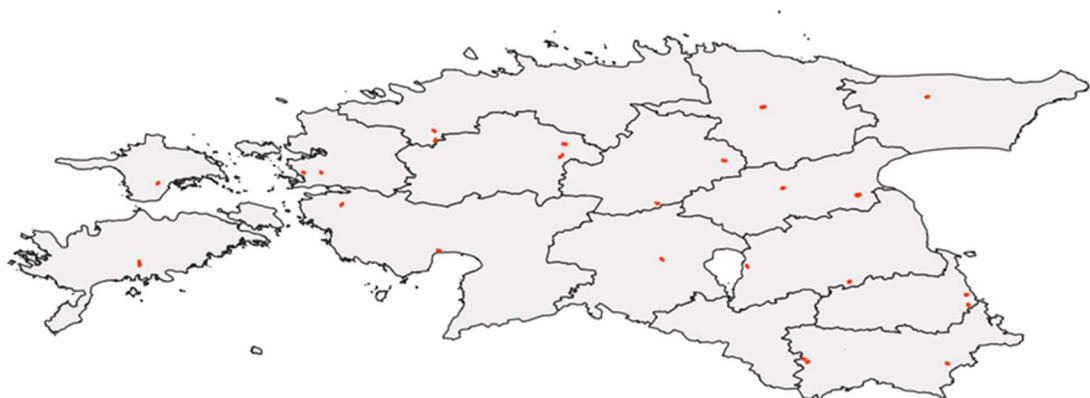
KÄESOLEV ARUANNE KOOSNEB

järgmistest osadest:

1. Keskkonnaagentuuri 1999.-2016. a läbi viidud kimalaste seire andmete analüüsi tulemustest (alates 2. lk),
2. uue kimalaste seire meetodika kirjeldusest (alates 8. lk) ning
3. vabatahtlike seirajate poolt tehtava kimalaste seire meetodika kirjeldusest (alates 18. lk).

1. KESKKONNAAGENTUURI KIMALASTE SEIRE ANDMETE (1999–2016) ANALÜÜSI TULEMUSED

Ülevaade aastail 1999–2006 toimunud Keskkonnaagentuuri kimalaste seireandmestikust. Seirealade ligilähedane paiknemine on näidatud 1. joonisel. Info seirealade jaotuse kohta Eesti erinevate piirkondade vahel on näidatud 1. tabelis, kus on kirjas ka leitud kimalaseliikide arv seirealade kaupa. Kõigi leitud liikide loetelu on näha 2. tabelis. Seire toorandmetest parema ülevaate andmiseks on käesoleva aruande lisana esitatud joonised kimalaste keskmise arvukuse ja liigirikkuse kohta seirealade ja loendusaastate kaupa.



Joonis 1. 1999. a – 2016. a toimunud kimalaste seire alade ligilähedane paiknemine. Iga seireala on tähistatud kollase punktikesega. Kokku oli seirealasid 26.

Tabel 1. Seirealade jaotus Eesti erinevate piirkondade vahel ning loendatud liikide arv seirealade kaupa.

Piirkond	Seireala nimi	Liike
Põhja-Eesti	Assamalla marsruut 1	11
Põhja-Eesti	Ereda marsruut 1	15
Põhja-Eesti	Nissi (Lehetu) marsruut 1	12
Põhja-Eesti	Nissi (Riisipere) marsruut 1	9
Lääne-Eesti	Ahli marsruut 1	14
Lääne-Eesti	Audru marsruut 1	14
Lääne-Eesti	Kaarma (Kiratsi) marsruut 1	12
Lääne-Eesti	Kaarma (Laadjala) marsruut 1	12
Lääne-Eesti	Ridala marsruut 1	12
Lääne-Eesti	Tuudi marsruut 1	13
Lääne-Eesti	Ühtri marsruut 1	13
Kesk-Eesti	Ervita marsruut 1	11
Kesk-Eesti	Jõgeva marsruut 1	13
Kesk-Eesti	Kabala marsruut 1	17
Kesk-Eesti	Kaiu (Lihu) marsruut 1	14
Kesk-Eesti	Kaiu (Toomja) marsruut 1	13
Kesk-Eesti	Porijõe marsruut 1	13
Kesk-Eesti	Rannu marsruut 1	10
Kesk-Eesti	Saare 1 marsruut 1	12
Kesk-Eesti	Saare 2 marsruut 1	9
Kesk-Eesti	Viiratsi marsruut 1	10
Lõuna-Eesti	Karula N (Mikilä järv) marsruut 1	12
Lõuna-Eesti	Karula S (Küünimetsa) marsruut 1	13
Lõuna-Eesti	Räpina (Sülgoja) marsruut 1	14
Lõuna-Eesti	Räpina (Tooste) marsruut 1	13
Lõuna-Eesti	Vastseliina marsruut 1	18

Tabel 2. Kõigi 1999. a – 2016. a toimunud seirel loendatud kimalaste liikide loetelu.

Liik ladina keeles	Liik eesti keeles
<i>Bombus bohemicus</i>	maa-kägukimalane
<i>Bombus campestris</i>	põld-kägukimalane
<i>Bombus distinguendus</i>	ristikukimalane
<i>Bombus hortorum</i>	aedkimalane
<i>Bombus humilis</i>	jaanikimalane
<i>Bombus hypnorum</i>	talukimalane
<i>Bombus jonellus</i>	nõmmekimalane
<i>Bombus lapidarius</i>	kivikimalane
<i>Bombus lucorum</i>	maakimalane

<i>Bombus muscorum</i>	samblakimalane
<i>Bombus pascuorum</i>	põldkimalane
<i>Bombus pratorum</i>	niidukimalane
<i>Bombus ruderarius</i>	tumekimalane
<i>Bombus rupestris</i>	kivi-kägukimalane
<i>Bombus schrencki</i>	schrencki kimalane
<i>Bombus semenoviellus</i>	arukimalane
<i>Bombus soroensis</i>	sorokimalane
<i>Bombus subterraneus</i>	urukimalane
<i>Bombus sylvestris</i>	niidu-kägukimalane
<i>Bombus terrestris</i>	karukimalane
<i>Bombus veteranus</i>	hallkimalane

KESKKONNAAGENTUURI KIMALASTE SEIRE ANDMETE ANALÜÜSI TULEMUSED KOOS KOMMENTAARIDEGA

Statistiline analüüs

Liigirikkuse ja arvukuse muutusi ajas analüüsiti lineaarsete segamudelitega, mis arvestasid kogutud andmete hierarhilist ülesehitust korrektselt (korduvmõõtmised sama seireala piires nii aasta-siseselt kui ka eri aastatel). Sõltuvaks muutujaks mudelis oli vastavalt kas kimalaste liigirikkus või arvukus, ning sõltumatuteks muutujateks aeg (aasta) ning piirkond (Põhja-Eesti, Lääne-Eesti, Kesk-Eesti, Lõuna-Eesti), lisaks ka nende muutujate interaktsioon. Lisaks oli juhuslikuks faktoriks seireala, piirkondlikes analüüsides samuti kõik seirealade ja aastate omavahelised kombinatsioonid. Analüüsid teostati statistikatarkvara R paketiiga lme4. Kasutataud statistiliste mudelite kuju on ära toodud 3. tabelis.

Tulemused

1996.-2016. aastal läbiviidud kimalaste seire andmestikust nähtub, et sellel ajavahemikul leiti seirealadelt 17 liiki päriskimalasi ja neli liiki kägukimalasi (2. tabel). Teadaolevalt elab Eestis 21 liiki päriskimalasi ja seitse liiki kägukimalasi.

Antud andmestikust ei nähtu, et kimalaste liigirikkus Eestis oleks vaadeldud ajavahemiku jooksul oluliselt muutunud (2. joonis; 3. tabel). Olulist tõusu ega langust ei täheldatud ka siis, kui analüüsiti piirkondlikku liigirikkust (2. joonis; 3. tabel).

Sama lugu on kimalaste arvukusega. Kimalaste keskmine arvukus ei ole üle-eestiliselt ega erinevais piirkondades vaadeldud ajavahemikus oluliselt muutunud (3. joonis; Tabel 3). Jooniselt eristub visuaalselt Lääne-Eesti, kus paistab olevat langustrend, kuid analüüsides jääb see marginaalselt ebaoluliseks ($p=0.09$). Kui vaadata toorandmeid samal joonisel, siis on näha, et Lääne-Eesti eristumise põhjustab vaid üks seireala, kus kimalaste arvukus oli teiste aladega

võrreldes oluliselt suurem. Seega võime järeldada, et kimalaste arvukus Lääne-Eestis vaadeldud ajavahemiku vältel pole langenud.

Tabel 3. Üle-Eestilist ja piirkondlikku kimalaste liigirikkust ja arvukust analüüsivate statistiliste mudelite kuju ja parameetrid.

Piirkondlike liigirikkuste mudel					
Mudeli kuju: liigirikkus~piirkond+aasta:piirkond-1+(aasta seireala)					
trend	parameeter	SE			
Kesk-Eesti	-0.0057	0.0756			
Lõuna-Eesti	0.0161	0.1008			
Lääne-Eesti	-0.0831	0.0825			
Põhja-Eesti	0.0563	0.1087			
Piirkonna ja ajatrendi interaktsiooni test (Satterthwaite'i korrigeerimine)					
Ruutude summa	Keskruut	DF1	DF2	F-statistik	p-väärtus
4.96	1.24	4	81.7	0.329	0.86

Kogu Eesti liigirikkuse mudel					
Mudeli kuju: liigirikkus~aasta+(aasta seireala)					
trend	parameeter	SE	DF	t-statistik	p-väärtus
Eesti	-0.0109	0.043	88.27	-0.254	0.8

Piirkondlike arvukuste mudel					
Mudeli kuju: arvukus~piirkond+aasta:piirkond-1+(aasta seireala)+(1 seireala:aasta)					
trend	parameeter	SE			
Kesk-Eesti	-0.004	0.0343			
Lõuna-Eesti	0.0267	0.0467			
Lääne-Eesti	-0.1108	0.0377			
Põhja-Eesti	0.0184	0.0497			
Piirkonna ja ajatrendi interaktsiooni test (Satterthwaite'i korrigeerimine)					
Ruutude summa	Keskruut	DF1	DF2	F-statistik	p-väärtus
0.34	0.09	4	22.8	2.281	0.09

Kogu Eesti liigirikkuse mudel					
Mudeli kuju: arvukus~aasta+(aasta seireala)+(1 seireala:aasta)					
trend	parameeter	SE	DF	t-statistik	p-väärtus
Eesti	-0.0209	0.0223	28.34	-0.937	0.36

Arutelu

Käesoleva seire tulemused annavad teatava üldise ettekujutuse kimalaste seisundist 1999.–2016. a meie põllumajandusmaastikus. Kuigi antud seireandmete analüüsitulemused näitavad, et kimalaste liigirikkus ja keskmine arvukus pole vaadeldud ajavahemiku jooksul ning vaadeldud seirealadel oluliselt muutunud, ei võimalda antud andmete ebapiisav struktuur teha järeldusi selle kohta, kuidas on maakasutus vaadeldud ajavahemikul Eesti põllumajandusmaastikes elavaid kimalasi mõjutanud. Põhjuseks, miks antud andmestik ei võimalda seda teha, on maastiku- ning elupaigaparameetrite ebapiisav arvesse võtmine ja/või seiremetoodika puudulik kirjeldus.

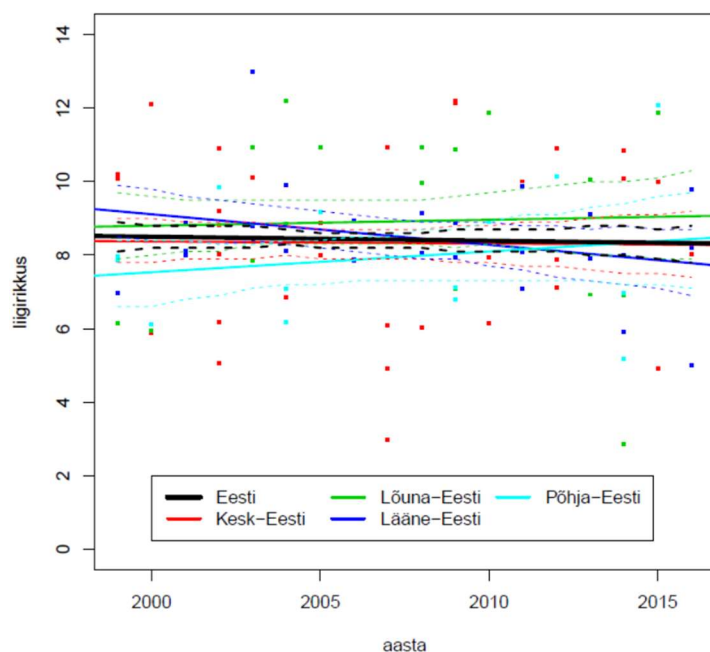
Seiretulemustest nähtuv stabiilne kimalaste liigirikkus ja arvukus seireaastate vältel viitab sellele, justkui oluks Eesti maakasutus seieraja vältel piisavalt stabiilne ja piisavalt ekstsensiivne. Mitmes piirkonnas see tõenäoliselt ka nii oli, kuid pole tõenäoline, et kõigis. Eesti maastikud on seieraja jooksul teadaolevalt üsna palju muutunud (sh on oluliselt vähenenud tolmeldajaile oluliste elupaikade- poollooduslike koosluste pindala; Holm jt 2019), ning võinuks eeldada, et see muutus mõjutas ka kimalaste seisundit. Miks sel juhul ei ilmnenud seire tulemustest mitmel pool mujal maailmas dokumenteeritud kimalastepoolset reaktsiooni (arvukuse/liigirikkuse langust) sellele, võib vähemalt osaiselt selgitada alljärgnevalt.

Kimalased on liikuvad organismid, kes otsivad toitu seal, kus parasjagu neile sobivaid õisi on, kuid toitumispaik ei pruugi olla neile sobiv elupaik (kimalased vajavad lisaks piisava õieressursi olemasolule kogu hooaja vältel ka sobivaid pesitsemis- ja talvitumispaiku), kuigi on tavaliselt sellest mitte kaugemal kui u 800 m (Darvill jt 2004). Seega on kimalaste puhul väga oluline kirjeldada mitte ainult maastiku struktuuri seire ajal, vaid samuti täpsemalt neid elupaiku, kus seiret teostati, sh biotoobi tüüpi, selle majandamisrežiimi, taimekooslust ja õierohkust. Kui seda ei tehta, ei ole hiljem võimalik eristada elupaigatingimuste mõjusid ümbritseva maastiku mõjudest, st me ei tea, kas antud paigas oli vaatlemise ajal palju kimalasi sellepärast, et ümbritsev maastik sisaldas rohkesti sobivaid elupaiku (st pesitsemiseks sobivaid kohti) või oli neid seal palju sellepärast, et antud paik juhtus sel hetkel olema erakordselt atraktiivne mõne ohtralt õitseva taimeliigi pärast.

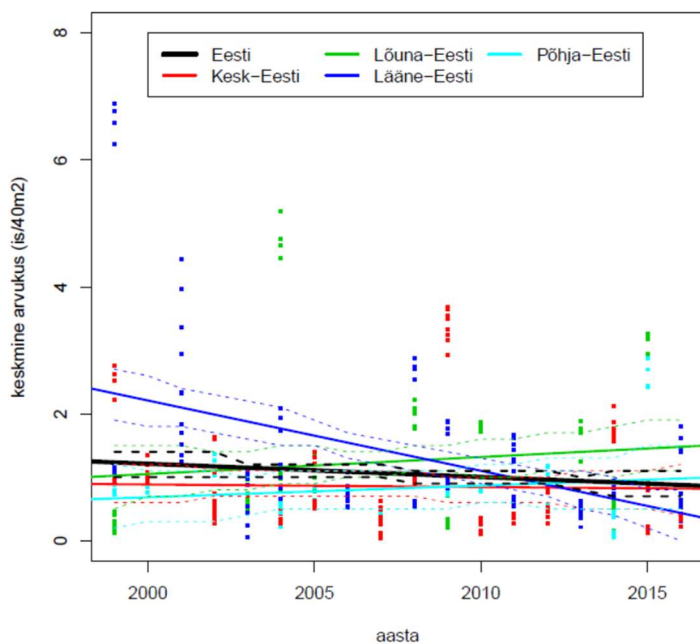
Eelöeldust tulenevalt on antud seire tulemuste põhjal raskendatud nii elupaiga kui ka maastiku tasemelt lähtuvate ohutegurite mõju ulatuse hindamine kimalaste seisundile. Täpsemad andmed selle kohta, mis põhimõttel valiti seirealade asukoht ning millises biotoobis loendused teostati, puuduvad. Need andmed biotoopide kohta oluksid vajalikud analüüsimaks, kuidas toetavad erinevad Eesti põllumajandusmaastikus olevad elupaigad kimalaste liigirikkust ja arvukust. Lisaks elupaiga kvaliteedile mõjutab kimalasi ka ümbritsev maastik. Maastiku aspekti osas tuleb tõdeda, et antud seire puhul pole piisavalt andmeid ümbritseva maastiku seireaegsest struktuurist ega selle struktuuri muutustest seireaastate jooksul (muid maastikke peale põllumajandusmaastiku see seire ei ole hõlmanud, kuid ega neid Eestis palju polegi). Lisaks ei võimalda püsiseirealadega seireskeem teha üldistusi Eesti kohta tervikuna.

Et Eesti kimalased maakasutuse intensiivsusele reageerivad, nähtub Põllumajandusuuringute Keskuse (PMK) läbiviidud seire andmetest: intensiivsema põllumajandusega Kesk-Eestis oli kimalaste arvukus poole väiksem kui väiksema maakasutusintensiivsusega Lõuna-Eestis (liigirikkused samas ei erinenud; Marja et al. 2014). Lisaks kattub osaliselt KAUR-i seire ja PMK seire läbiviimise aeg. Seega on pigem tõenäoline, et Eesti maastikud muutusid küll intensiivsemaks ja kimalaste arvukus intensiivsemalt kasutatud piirkondades langes võrreldes vähemintensiivsete aladega, kuid on tõenäoline, et käesoleva seire alade hulka sattusid Kesk-Eestist pigem ekstensiivsemad, Lõuna-Eestiga sarnasemad seirealad, kus see arvukuse langus ei ilmnenud. Täpsemalt pole kahjuks võimalik öelda, sest seire metoodikas (esitatud käesoleva aruande lisana) on küll kirjas, et seire toimus alati põllumajandusmaastikus, kuid pole täpsemaid andmeid selle kohta, mis põhimõttel valiti seirealade asukoht ning millises biotoobis (põlluserv, teeserv, pool-looduslik rohumaa, kultuur-rohumaa jne) loendused teostati.

Eesti kimalaste seisundist süstemaatilisema ülevaate saamiseks tuleb luua spetsiifilisema ülesehitusega püsiseire, kus seirealade valik on juhuslikustatud, kuid teataval süstemaatilisel moel, hõlmamaks erinevaid biotoope ja Eesti piirkondi ühtlaselt. Sel juhul on võimalik teha järeldusi selle kohta, milline on Eesti kimalaste seisund põllumajandusmaastikus ja milline on erinevate biotoopide ja ümbritseva maastiku roll selles. Sellise seire metoodikat kirjeldab aruande järgmine osa.



Joonis 2. Kimalaste liigirikkus (leitud liikide arv) 1999. a – 2016. a seireaastatel Eesti erinevates piirkondades paiknenud seirealadel. Üksik täpp tähistab ühelt seirealalt loendatud kimalaste liikide arvu ühel loendusaastral. Standardviga on tähistatud katkendjoonega. Eri piirkondadesse kuuluvad seirealad on tähistatud erineva värviga.



Joonis 3. Kimalaste keskmine arvukus (isendit/40m²) 1999.–2016. seireaastatel Eesti erinevates piirkondades paiknenud seirealadel. Üksik täpp tähistab ühelt seirealalt loendatud kimalaste keskmist arvukust ühel loendusaastral. Standardviga on tähistatud katkendjoonega. Eri piirkondadesse kuuluvad seirealad on tähistatud erineva värviga.

2. KIMALASTE SEIRE METOODIKA

Seire eesmärgiks on süstemaatiliselt ja pika-ajaliselt hinnata Eestis elavate kimalaste liigirikkust, levikut ja arvukust. Samuti on eesmärgiks hinnata maastiku struktuuri (mis näitab maakasutuse intensiivsust) mõju kimalaste liigirikkusele, arvukusele ja levikule. Eesmärgiks on saada võimalikult objektiivsed ja üle-eestilist ekstrapoleerimist võimaldavad tulemused võimalikult optimaalsel ja kuluefektiivsel moel. Loendused juhuvalimi teel saadud seirealadel võimaldavad vältida olulisemaid puudusi, mis kaasnevad seirega seni valdavalt kasutuses olnud püsiseirealadel. Esiteks, erinevalt püsiseirealadelt kogutud andmetest, on juhuvalimina leitud seirealadelt kogutud andmete analüüsimisel tehtavad järeldused laiendatavad sarnastele elupaigalaikudele ja maastikele üldisemalt. Selline eelis püsiseirealade ees ilmneb eriti tugevasti siis, kui püsiseirealad on vähe ning eriti, kui need vähesed ei esinda tüüpilisi elupaigalaike, nt on keskmisest oluliselt kõrgema liigirikkusega või erilise liigilise koosseisuga või eristuvad maastikulise konteksti poolest (nt keskmisest oluliselt kõrgema inimõjuga).

Kimalaste seirealade juhuvaliku meetoodika kattub väga suurel määral päevaliblike seireks välja pakutud meetoodikaga, mille autoriks on Tartu Ülikooli entomoloogia vanemteadur Tiit

Teder. Põhiline kattuvus seisneb samasuguses juhuseirealade valimise meetodis. Sama meetoodika kasutamine kimalaste seirealade valikul on õigustatud, sest antud putkarühmade ökoloogilised nõudlused on küllaltki sarnased, samuti seire eesmärgid. Samuti võimaldab sarnane meetoodika seiret teostada optimaalseimal ja kuluefektiivsemail moel. Kimalaste transektloendusi saab läbi viia samadel seirealadel kui päevaliblikate loendusi (va risitkupõllud, mida kasutatakse vaid kimalaste liigirikkuse ja arvukuse hindamiseks, vt allpool). Kui samast seirekohast on kogutud andmeid paralleelselt mitme elustiku rühma kohta, on võimalik ka ümbritseva maastiku mõju elustikule hinnata komplekssemalt, mitte ainult ühe elustiku rühma põhjal. Seejuures on oportunistliku eluviisiga kimalased mõjutatud ümbritseva maastiku elementidest oluliselt suuremal skaalal kui päevaliblikad, kes on võrdlemisi paiksed.

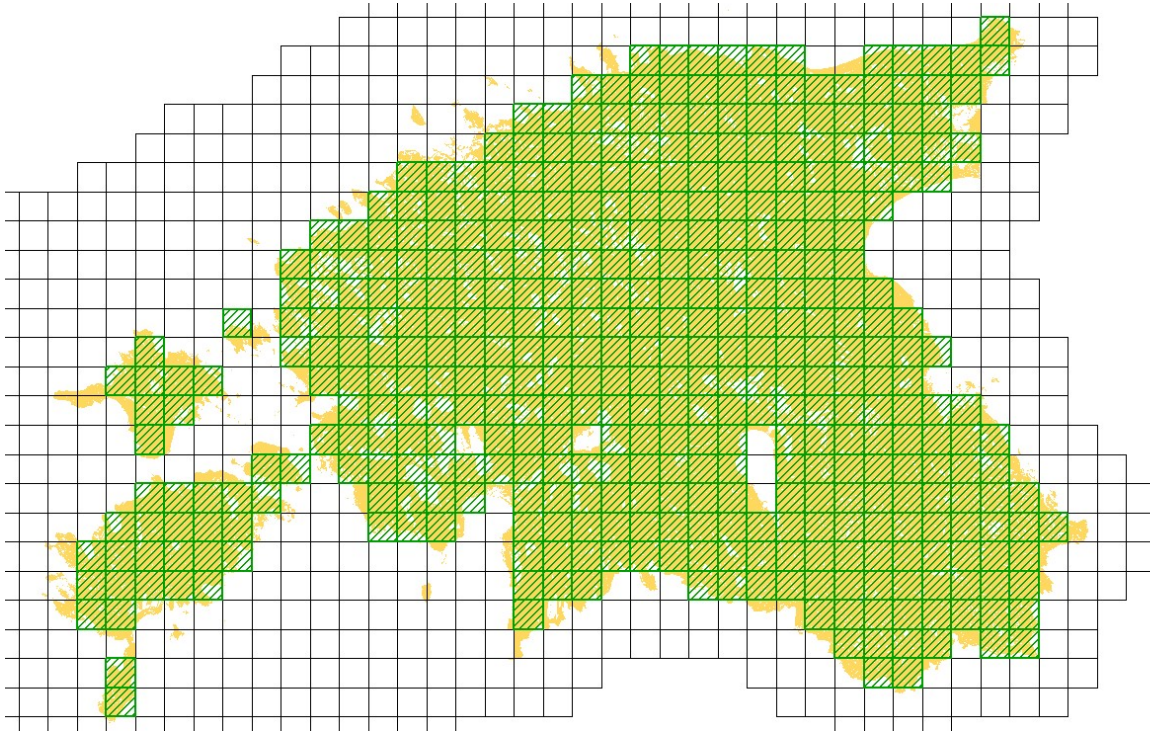
Sel viisil valitud seirealad sobivad kõigi Eestis looduslikult elavate mesilaste liikide arvukuse, liigirikkuse ja leviku hindamiseks. Seega saab seiresse suhteliselt hõlpsalt lisada ka erakmesilaste üle-eestilise seire. Adekvaatseima tulemuse erakmesilaste elurikkuse kohta alal annab loendus püünistega, mis jäetakse valitud alale 24 tunniks, misjärel kogutud isendid määratakse ja dokumenteeritakse laboris (info pärineb entomoloog Villu Soonelt). Transektloendused, mida allpool kimalaste seiramiseks kirjeldatakse, ja mida ka päevaliblikate seiramiseks kasutatakse, erakmesilaste puhul nii head tulemust ei anna.

Esimene seireaasta on mõeldud uue, juhuseirealadel põhineva seiremeetoodika testimiseks, mille käigus hinnatakse võimalikke takistusi ja leitakse lahendused seireskeemi sujuvaks elluviimiseks järgnevatel aastatel. Lahendatakse võimalikud probleemid, mis on seotud seirealade valiku, alade külastamise logistika ja transektidele kuuluva ajakulu ning elupaiga- ja maastikuparameetrite hindamisega, samuti hinnatakse, kas transektid on vaja enne esimest loenduskorda üles otsida jne.

Kimalaste liigirikkuse ja arvukuse seire juhuseirealadel

Et seire kataks enam-vähem ühtlaselt kogu Eesti territooriumi, kasutatakse juhuseirealade leidmiseks stratifitseeritud juhusliku valiku meetodit. Selleks jagati Eesti territoorium ETRS89 geodeetilise referentssüsteemi alusel kõigepealt 10×10 km kaardiruutudeks. Saadud ruutude üldkogumist jäeti välja need 10×10 km ruudud, kus tolmeldajate seireks ettenähtava kolme maastikuelemendi (poollooduslik rohumaa, lineaarne maastikuelement avamaastikus, lineaarne maastikuelement metsamaastikus; vt detaile allpool) leidmine on problemaatiline. Välja jäeti kõik 1) 10×10 km ruudud, mille pindalast enam kui ½ jäi naaberriikide (Läti, Venemaa) territooriumile ning 2) 10×10 km ruudud, kus tolmeldajatele vähesobivad maastikuelemendid (veekogu(d), hoonestatud alad, roostikud) ja/või raba-/soomassiivid moodustavad enam kui ½ ruudu pindalast. Madalama proportsiooni juures (st alla ½ ruudu pindalast) on transektloenduste jaoks sobivate maastikuelementide leidmine raskendatud. Erandina kaasati seiresse kaks Vormsil asuvat ruutu (mõlemas maismaad alla ½ ruudu pindalast).

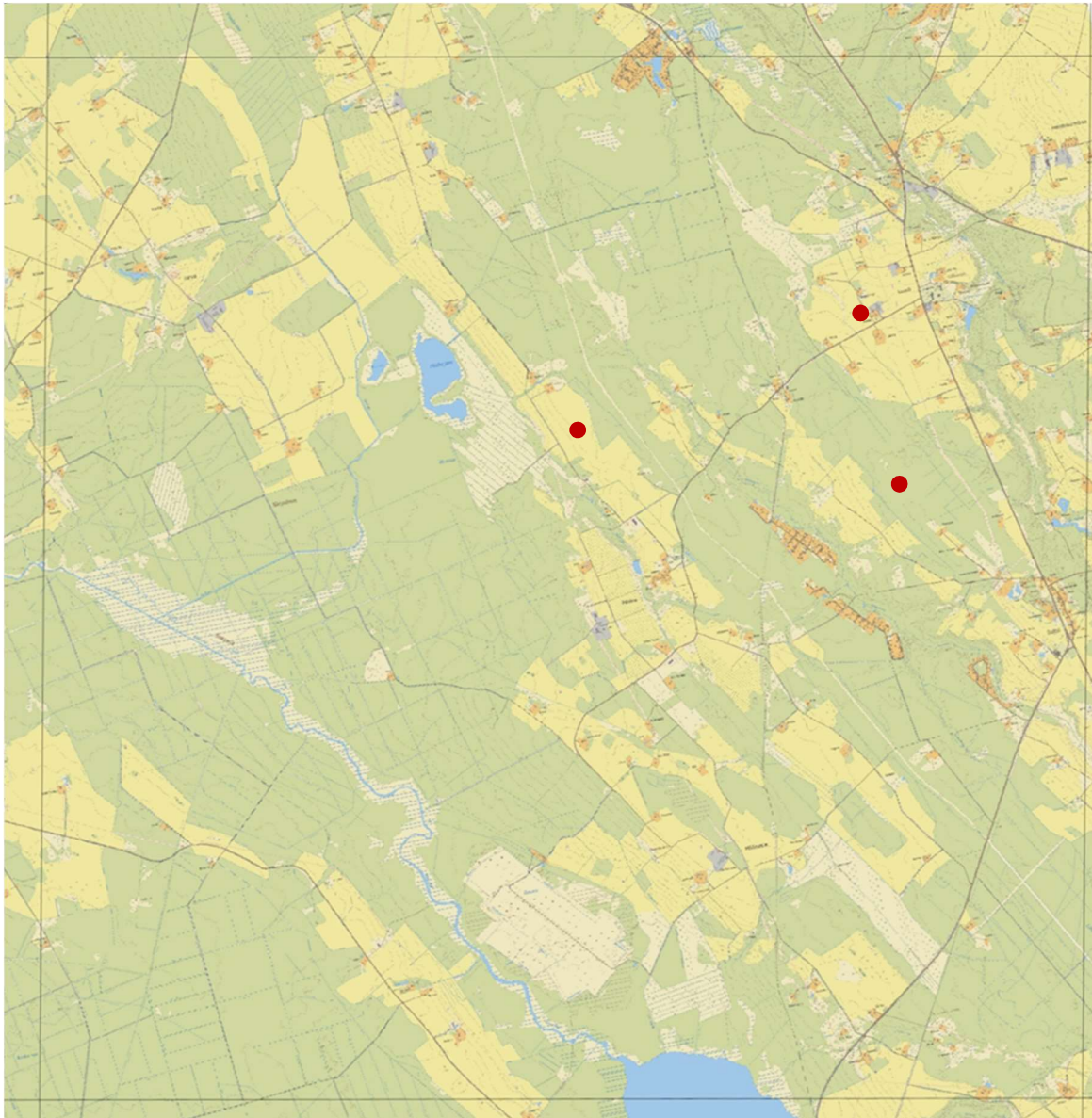
Kimalaste seireks sobivatest 10×10 km ruutudest (kokku 415) moodustati 15 geograafiliselt võimalikult kompaktselt piirkonda (edaspidi regionaalne alajaotus), millest igaüks koosneb 27 v 28 10×10 km kaardiruudust. Kimalaste seireks iga 15 regionaalse jaotise ühes 10×10 km kaardiruudus vajalike seiretööde tarvis vajaliku eelarve maht 2020. aastaks on esitatud eraldi alapeatükis (vt allpool).



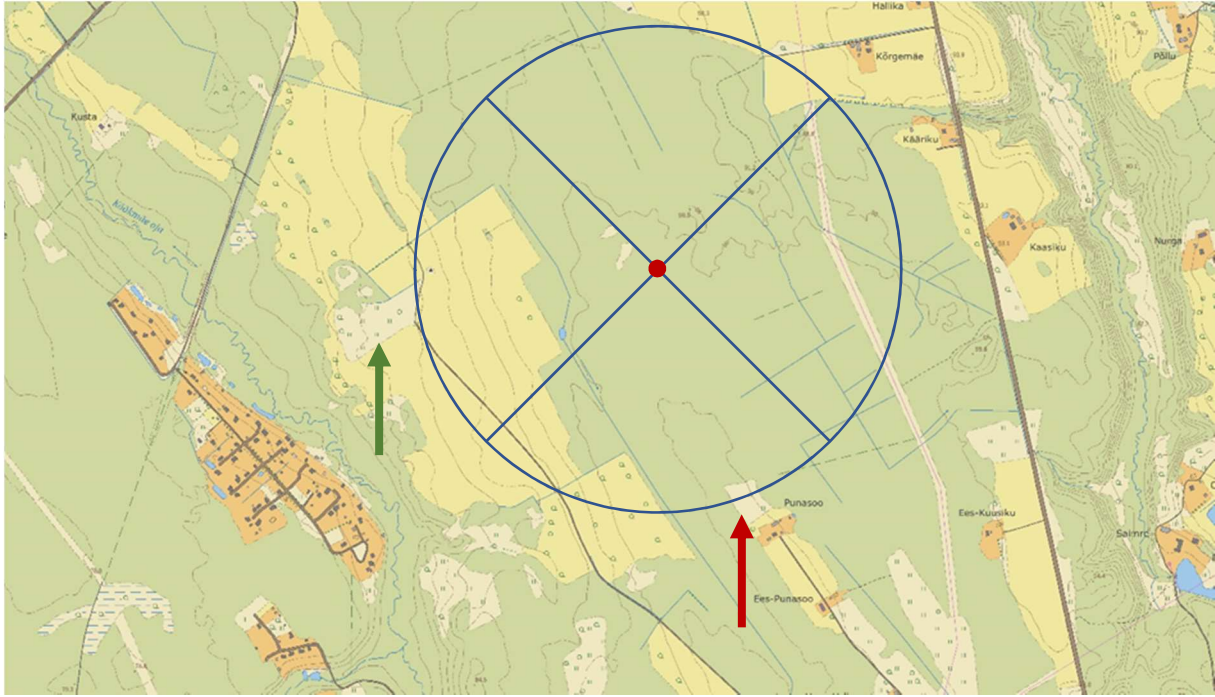
Jonis 4. Eesti jagatuna ETRS89 kaardiruutudeks. Viirutatud ruudud vastavad päevaliblike seire kriteeriumitele, neist igas valitakse 3 juhuseireala loenduste läbiviimiseks (vt detaile tekstis).

Igas 10×10 km ruudus toimub seire neljal 500 m pikkusel 100 m blokkideks jagatud transektil, neist üks asub pool-looduslikul rohumaal, teine piki lineaarset maastikuelementi avamaastikus, kolmas piki lineaarset elementi metsamaastikus ning neljas punase ristiku põllul. Kolm esimest elementi leitakse põhikaardilt. Ristikupõllu seires kasutamise põhjendust vt järgmisest lõigust. Vastavate maastikuelementide leidmiseks vaadeldavas kaardiruudus valitakse seire korraldaja poolt kolm juhupunkti, mis asuvad üksteisest vähemalt 1 km kaugusel (vt joonis 5). Transektid paigutatakse 10×10 km ruudus järgmiselt: esimene 500 m transekt esimesena valitud juhupunktile lähimale poollooduslikule rohumaaale (joonis 6), teine transekt piki teisele juhupunktile lähimat lineaarset maastikuelementi avamaastikus (joonis 7), kolmas transekt piki kolmandale juhupunktile lähimat lineaarset maastikuelementi metsamaastikus (joonis 8; vt täpsemad kriteeriumid seireks sobivatele maastikuelementidele ülejäämisest lõigus). Neljas transekt ehk ristikupõld valitakse selliselt, et see oleks lähim esimesele transektile (mitte kaugemal kui 2 km sellest, võimaldamaks pool-loodusliku rohumaa ja ristikupõllu seire tulemuste võrdlust). Ristikupõllu valimiseks on vajalik saada PRIA-lt igal kevadel kaardikiht, millelt võimalik vaadata sel aastal õitsema hakkavate

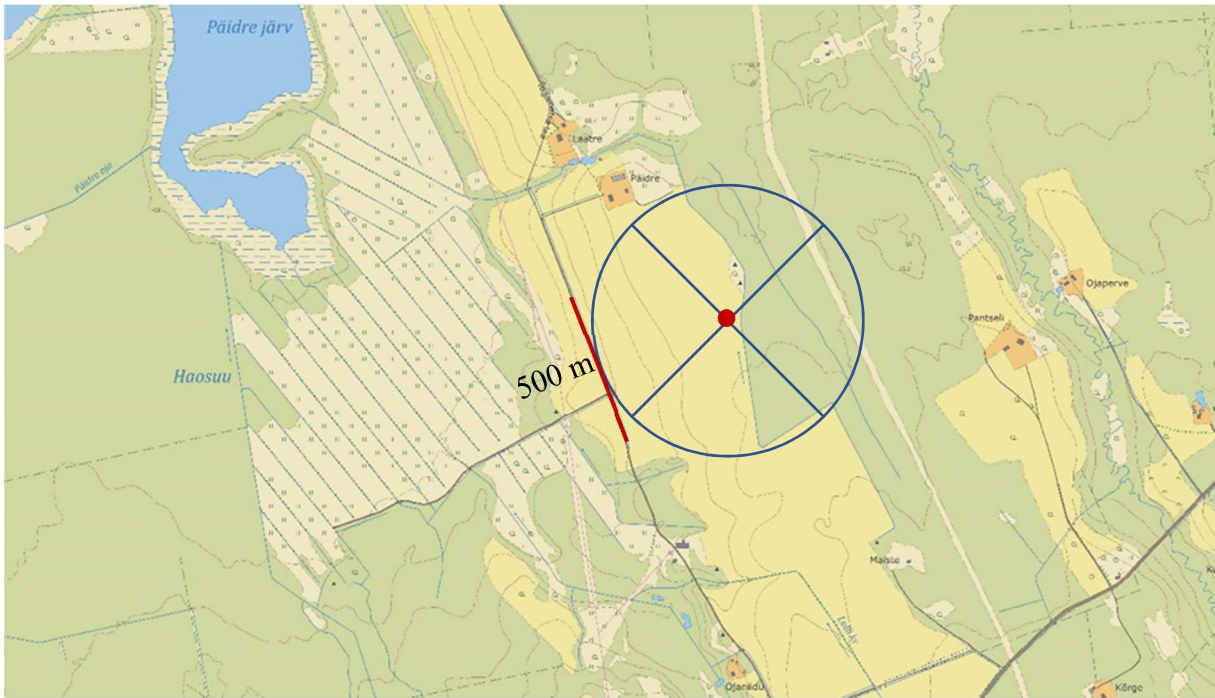
ristikupõldude asukohti. Kui antud 10x10 km ruudus sobivat ristikupõldu ei ole, piirdatakse kolme transektiga. Kuid seire esimesel aastal on tungivalt soovitatav teha seiret alati neljal transektil st alati oleks ka risitkupõld. See võimaldab hinnata valitud seiremetoodika sobivust kimalaste seiramiseks (vt risitkupõldude sobivust käsitlev osa allpool). Juhul, kui valitud maastikuelement transektloenduse läbiviimiseks ei sobi, valib seire teostaja uue sama tüüpi maastikuelemendi lähiümbruses.



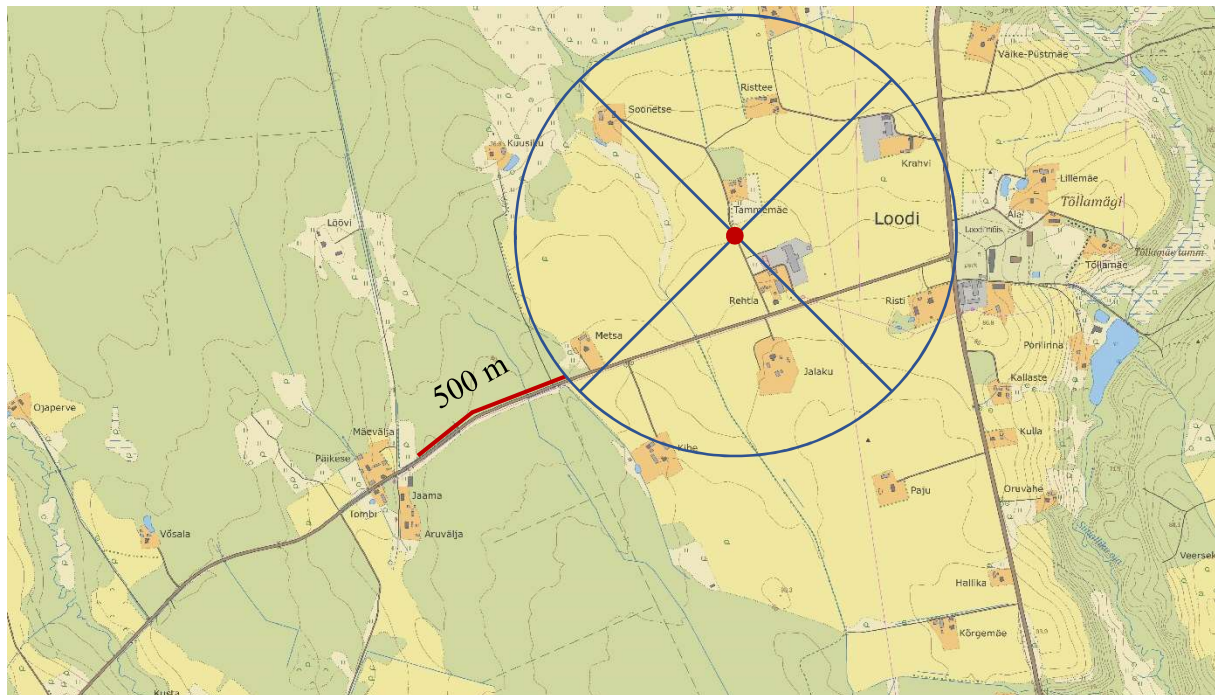
Joonis 5. Näide kolmest juhupunktist, mis on valitud 10x10 km kaardiruudus, et leida transektid kimalaste seire teostamiseks (vt. detailsemalt jooniseid 2-4).



Joonis 6. Lähima, seire kriteeriumitele vastava rohumaa leidmine kimalaste transektloenduse läbiviimiseks. Leitud juhupunkt on märgitud punasega. Kuna juhupunktile lähim poollooduslik rohumaa (pindalaga 0,7 ha; märgitud punase noolega) on väiksem kui transektloenduse läbiviimiseks minimaalne 1 ha, siis seiretransekt paigutatakse kauguselt järgmisele rohumaaale (2 ha; märgitud rohelise noolega).



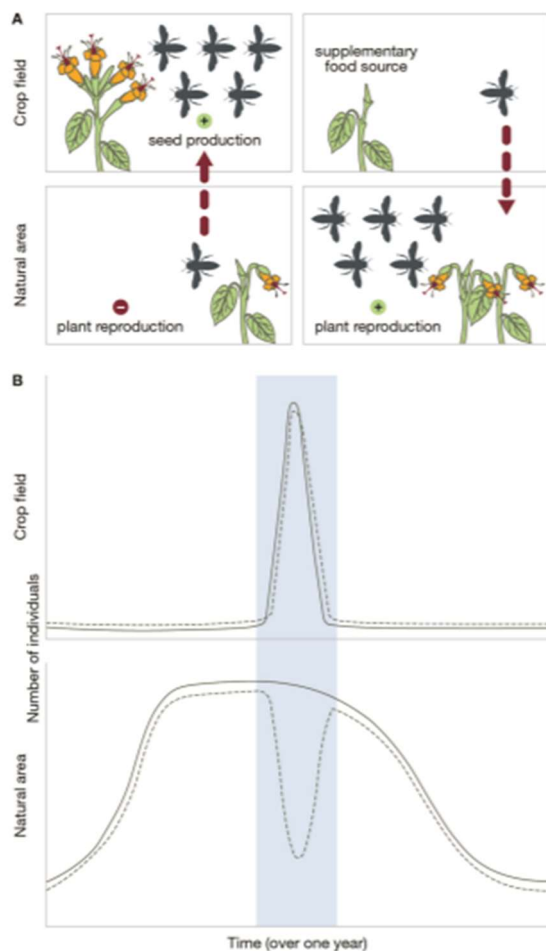
Joonis 7. Lähima, seire kriteeriumitele vastava lineaarse maastikuelemendi leidmine kimalaste transektloenduse läbiviimiseks avamaastikus. Leitud juhupunkt on märgitud punasega. Lähim transektloenduse läbiviimiseks vastav maastikuelement on märgitud punase joonega.



Joonis 8. Lähima, seire kriteeriumitele vastava lineaarse maastikuelemendi leidmine kimalaste transektloenduse läbiviimiseks metsamaastikus. Leitud juhupunkt on märgitud punasega. Lähim transektloenduse läbiviimiseks vastav maastikuelement on märgitud punase joonega.

Kimalaste seire jaoks sobivaks loetakse vähemalt 1 ha suurust poollooduslikku rohumaad (vt ka joonis 6). Arvestades kimalaste liikuvust ei ole sellest väiksema pindalaga rohumaale 500 m pikkuse transekti paigutamine mõistlik. Kui ≥ 1 ha suurusega poollooduslikke rohumaad terves 10×10 km ruudus ei leidu, siis võib loendusi läbi viia ka mitmel (2-3) väiksemal poolloodusliku rohumaala laigul. Vältima peaks regulaarselt üleujutatavaid luhaniite (iseloomulik mätastarna ja/või hundinuia esinemine). Seireks sobiv lineaarne maastikuelement avamaastikus on minimaalselt 3 m laiune (pool)loodusliku taimestikuga tee-/põlluserv, mis vähemasti ühest küljest on piiratud avamaastikuga. Metsamaastikus on sobivaks lineaarseks maastikuelemendiks teeserv, elektriliinialune jms, mis mõlemast küljest on piiratud metsamaaga (sh raielangid). Teeserva puhul peab seda ääristama minimaalselt 3 m laiune rohttaimestikuga riba.

Ristikupõldude seires kasutamist põhjendavad järgmised asjaolud. Seire kuluefektiivsuse tõstmiseks (raha- ja ajakulu vähendamiseks) katsetatakse võimalust viia osa seireloendusi paralleelselt läbi eelkõige mitte (pool)looduslikus elupaigas (põhiliselt niidud), vaid põhiliselt punase ristiku põldudel, ja testitakse, kas ja kuidas nad kirjeldavad ümbritseva maastiku ja üksikkoosluste seisundit. Eeldatakse, et ristikupõllud tõmbavad õitsemise ajal muud sobivad korjekaigad nii-öelda tühjaks, kuna mesilased eelistavad lühiajaliselt rikkalikumat ressursi pakkuvaid alasid. Ristikupõllud oma õitsemise ajal seda pakuvad, kuid elupaikadena nad kimalastele sobivad ei ole, ning seal nähtud isendid on suures enamuses pärit ümbritsevast maastikust, mille sobivust kimalaste/mesilaste jaoks seiremetoodika testimisel samuti hinnata tahetakse. Kuna ristikupõllud on õitsemise ajal väga atraktiivsed, siis on sealt küllaltki lühikese



aja jooksul võimalik leida suhteliselt suurel hulgal liike, mis võimaldab meil testida suurema maastikuosa (mitte antud põllu) mesilaste seisundit, ning samuti hoida kokku seireks kuluvat aega ja raha.

Kõrvalolev joonis 9 kujutab massiliselt õitseva põllukultuuri mõju ümbruskonnas (pool)looduslikel aladel elavatele mesilastele. A) Mesilased liiguvad looduslikelt ja pool-looduslikelt aladelt massõitseva kultuuri peale ning pärast selle õitsemisaja lõppu jälle tagasi. Katkendliku joonega on kujutatud tolmeldajate liikumise suunda. B) Õitsevate taimede arvukuse (pidev joon) muutuse seos tolmeldajate arvukusega (katkendlik joon) aasta vältel. Ülal massiliselt õitseval kultuurtaime põllul, allpoolne naabruses asuval (pool-)looduslikul alal. Sinise varjutusega on tähistatud see aeg aastas, mil toimub nn “pollinator spill-over” ehk tolmeldajate massiline väljavalgumine

elupaigast rikkalikku ressursi pakkuvale naaberalale. Joonis põhineb Blitzeri jt (2012) tööil ning on võetud IPBES-i tolmeldajate aruandest.

Seire välitöödel mõõdetavate näitajate loetelu ja loenduste läbiviimise meetoodika

Igal juhuseirealal loendatakse kimalasi aegloendusmeetodi abil üks kord aastas, ajavahemikus juuni keskpaigast juuli alguseni, mil on korruga lendamas suurim arv liike. Kimalaste seire puhul on ilmastikust tulenevad korrektuurid loenduste ajastuses siiski paratamatud ja sarnastes seireskeemides reeglina lubatud. Põhjusteks võib olla nii seireks sobimatu ilm loendusnädalal kui ka tavapärasest oluliselt erinev aastasisene fenoloogia, mis võib aastati erineda mõne nädala piires. Testima peaks võimalust loenduste ajastuse kalendriline režiim asendada efektiivsete temperatuuride summa või mõnel fenoloogilisel indikaatoril põhineva loenduste ajastamisega. Juhustransektide puhul võib osutada vajalikuks sõita seirealad enne loenduste algust läbi ja hinnata nende sobivust, sest kaardilt valitud lineaarsed elemendid ei pruugi vastata automaatselt transekti sobivust määravatele kriteeriumidele. Efektiivsuse huvides võiks kaaluda kimalaste seire teostamist päevaliblikaseiretransektidel, mis sisuliselt väga hästi sobivad. Vajadusel asendatakse ebasobivaks osutunud transekt sobivaga, valides kaardilt lähima uue sobiva maastikuelemendi.

Kimalaste loendusprotokolli (mille vorm esitatud käesoleva aruande lisas) kantakse igal seirealal vaatluse käigus järgmised andmed: ala kood, kas tegemist on teeservas, metsaservas või rohumaal paikneva transektiga, transekti alguskoordinaat (soovi korral terve transekti koordinaadid), loendaja nimi, kuupäev, kellaaeg, tuulisus, pilvisus, õhutemperatuur, õitsevate taimede ohtrus ja hajusus, loendatud kimalaste liigid ning isendite arv. Igast alast tehakse foto.

Tuulisust hinnatakse Beaufort'i skaala järgi:

- 0 tuulevaikus
- 1 suits kaldub kergelt kõrvale
- 2 tuult on näol tunda, puulehed sahisevad
- 3 puude lehed ja peened raod liiguvad kergelt
- 4 väikesed oksad liiguvad
- 5 väikesed lehtpuud hakkavad õõtsuma
- 6 suured oksad liiguvad ja puud õõtsuvad (loendust läbi ei viida)

Õitsevate taimede ohtruse hindamiseks kasutatakse järgmist skaalat:

- 0 puuduvad
- 1 vähe
- 2 keskmiselt
- 3 ohtralt

Õitsevate taimede hajususe skaala:

- 1 ühtlaselt
- 2 "klumpidena"

Transekti täpselt sirgjooneline kuju pole oluline, eriti rohumaal võib seada samme õitsevate taimede järgi, mis on kimalaste koondumispaikadeks. Transekt läbitakse rahulikult sammul, kulutades 30 min aktiivseks otsimiseks (lisandub aeg püügiks ja määramiseks). Kujuteldavas ristkülikus, mis ulatub 1 m loendajast vasakule, 1 m paremale ja 1 m ettepoole pannakse kirja

kõigi nähtud kimalaste liigid ja arvukused. Kimalased ja kägukimalased määratakse liigini. Vajadusel püütakse putukad kaasa ja määratakse laboris. Pannakse kirja ka kodumesilase ja erakmesilaste arvukus (iga isendi kohta tõmmatakse kriipsuke loenduslehele). Põllul tehakse transekt piki põlluserva, kuid minnes 3-4 m ristikupõllu sisse. Rohumaal tehakse transekt 3-4 m metsast vm piirnevast alast nõ sissepoole. Metsamaastikus viiakse seire läbi teeserval, kuhu paistab päike.

Rohumaa puhul dokumenteerib seire teostaja igal külastuskorral kohapeal, kas seal toimub karjatamine või kas rohumaad on niidetud. Niitmise/karjatamise puhul hinnatakse, kas ala on pikemat aega hooldamata või värskest hooldatud skaalal: 0 – mõju puudub; 1 – mõju nõrk, niidetud / karjatatud >4 a tagasi; 2 – mõju keskmine, niidetud / karjatatud 1-3 a tagasi; 3 – mõju tugev, niidetud / karjatatud käesoleval aastal. Mõlema piki lineaarset maastikuelementi läbitava transekti kohta märgitakse kohapeal seireprotokollis 1) (pool)loodusliku taimestikuriba keskmine laius, 2) kas taimestikuriba on niidetud / töödeldud taimemürkidega, 3) kas teeservas on kraav või mitte, ning 4) transekti alguse ja lõpu koordinaadid. Seire teostaja teeb igal transektil igal külastuskorral transekti iseloomustava pildi ning märgib protokollis (olulisi) asjaolusid, mis võisid loenduse tulemust mõjutada. Muus osas järgib kimalaste seire juhuseirealadel käesoleva dokumendi lisana esitatud kimalaste loendusprotokollis.

Kogutava valimi maht

Esimesel aastal viiakse Eestis ülalkirjeldatud juhumeetodi abil valitud seirealadel läbi kimalaste seiret 15 kaardiruudus (vt juhuvalimi moodustamine). Igast ruudust valitakse transektid neljas erinevas biotoobis, nii et aastane valim moodustub 15 rohumaatransektil, 15 teeservatransektil, 15 metsaservatransektil ning 15 ristikupõllutransektil kogutud andmetest. Esimesel seireaastal testitakse lisaks seiremetoodikale ka seda valimi mahtu, tegemaks kindlaks, kas selline töömaht, logistika jms on jõukohane läbi viia suhteliselt lühikese välitööperioodi jooksul, arvestades olemasolevat suhteliselt nappi kvalifitseeritud tööjõudu.

Maastiku struktuuri ja maakasutuse intensiivsuse mõju hindamine kimalaste liigirikkusele ja arvukusele

Esmalt analüüsitakse standardsete statistiliste meetodite abil (põhiliselt lineaarsete segatüüpi dispersioonanalüüsi meetodite abil) kimalaste üldist liigirikkust ja arvukust erinevates biotoopides (lineaarne element avamaastikus, lineaarne element metsamaastikus, rohumaa, ristikupõld), mis võimaldab hinnata nende biotoopide kvaliteeti kimalaste jaoks. Vabavaraline tarkvara R sobib väga hästi selliste analüüside teostamiseks (The R Project for Statistical Computing).

Maakasutuse intensiivsust hinnatakse peamiselt erinevate maastikustruktuuri elementide abil. Maakasutuse intensiivsuse kaudseks näitajaks Eestis võib pidada metsasuse osakaalu maastikus (see korreleerub negatiivselt haritava maa osakaaluga maastikus): mida rohkem on

metsa, seda madalam on maakasutus eintensiivsus. Eeldada võib, et madalama maakasutusintensiivsusega piirkondades on kimalaste liigirikkus ja arvukus suuremad.

Hilisemates analüüsides kasutatavad asjakohased maastikulised näitajad saadakse Maaameti põhikaardilt. Selleks on metsasuse ja haritava maa osakaal elupaika ümbritsevas maastikus 1 km raadiuses transekti keskpunkti ümber. Enamasti need kaks näitajat korreleeruvad omavahel negatiivselt, mistõttu analüüsides saab samas mudelis kasutada neist ühte, mitte mõlemat korraga. Lisaks tuleb analüüsides arvestada ka mitmesuguseid elupaiga kvaliteedi näitajaid, mida on kogutud alade valikul tehtava eeltöö ajal kaartidelt (elupaiga tüüp ja pindala) ning välitööde käigus (õiterikkus, majandamise tüüp). Analüüsides tuleb kindlasti arvesse võtta ka erinevaist loendajaist tingitud müra andmetes).

Seejärel tuleb samade faktorite suhtes analüüsida kimalaste rühmi, kelle tundlikkus inimõju suhtes on erinev. Kimalased võib jagada pika- ja lühisuiselisteks, ning esimesed on üldiselt inimõju suhtes tundlikumad. Võib eeldada, et väiksema inimõjuga (suurema metsasuse osakaaluga) aladel on nii pikasuiseliste liikide osakaal kimalaste koosluses kui ka nende arvukus suuremad, sest nad on inimõju suhtes tundlikumad. Eestis elavaist kimalasteliikidest on pikasuiselised vaid kolm (aed-, ristiku- ja urukimalane), ülejäänusid liike peetakse lühi- kuni keskmisesuiselisteks (eraldi rühmadesse ei jagata). Üldiselt on kõik kimalased generalistlikud, kuid mõned liigid eelistavad metsasemaid elupaiku (vt 4. tabelist).

Vajadusel võib eraldi käsitleda liike, kes IUCN kriteeriumide ja teiste hinnangute järgi Eestis praegu ohustatud on (vt 4. tabel). Eraldi vaadeldavate liikide loetelu tuleb vajadusel korrigeerida pärast 2020. a kevadel välja tulevat Eesti ohustatud mesilaste nimekirja avaldamist (autoriks Villu Soon). Kui ülalkirjeldatud seiremeetod osutub ohustatud liikide seisundi hindamiseks ebasobivaks, tuleb nende leidmiseks järgmisel aastal koostada eraldi meetoodika. Siinkirjeldatud kimalaste seire abil kogutavad andmed saavad olema oluliseks täienduseks Eesti liikide ohustatuse hindamisel, sest senine andmestik Eestist on valdavalt puudulik.

Tabel 4. Eestis elavate kimalaseliikide loetelu, nende suiste pikkus, ohustatuse hinnang ja peamine elupaik. Tabel on koostatud järgmisi allikaid kasutades: Marja jt 2018 lisamaterjal; Rasmont jt 2015; IUCN 2014, V. Soon (pers konsult). Liikide puhul, kelle ohustatuse hinnang on teada, on see mainitud. Kriipsudega tähistatud liikide seisund on kas soodne või pole seda võimalik hinnata andmete puudumise tõttu.

Liik lad k	Liik eesti k	Suiste pikkus	Ohustatuse hinnang	Peam elupaik*
<i>Bombus confusus</i>	sametkimalane	lühi- kuni keskmisesuiseline	ohustatud	generalist
<i>B. cryptarum</i>	triipkimalane	lühi- kuni keskmisesuiseline	-	generalist
<i>B. distinguendus</i>	ristikukimalane	pikasuiseline	ohustatud	mets

<i>B. hortorum</i>	aedkimalane	pikasuiseline	-	avatud
<i>B. humilis</i>	jaanikimalane	lühi- kuni keskmisesuiseline	-	avatud
<i>B. hypnorum</i>	talukimalane	lühi- kuni keskmisesuiseline	-	generalist
<i>B. jonellus</i>	nõmmekimalane	lühi- kuni keskmisesuiseline	ohustatud	mets
<i>B. laesus</i>	stepikimalane	-	-	-
<i>B. lapidarius</i>	kivikimalane	lühi- kuni keskmisesuiseline	-	avatud
<i>B. lucorum</i>	maakimalane	lühi- kuni keskmisesuiseline	-	avatud
<i>B. muscorum</i>	samblakimalane	lühi- kuni keskmisesuiseline	ohustatud	mets
<i>B. pascuorum</i>	põldkimalane	lühi- kuni keskmisesuiseline	-	mets
<i>B. pratorum</i>	niidukimalane	lühi- kuni keskmisesuiseline	ohustatud	mets
<i>B. ruderarius</i>	tumekimalane	lühi- kuni keskmisesuiseline	-	avatud
<i>B. schrencki</i>	schrencki kimalane	lühi- kuni keskmisesuiseline	ohustatud	mets
<i>B. semenoviellus</i>	arukimalane	lühi- kuni keskmisesuiseline	-	avatud
<i>B. soroensis</i>	sorokimalane	lühi- kuni keskmisesuiseline	ohustatud	generalist
<i>B. subterraneus</i>	urukimalane	pikasuiseline	-	avatud
<i>B. sylvorum</i>	metsakimalane	lühi- kuni keskmisesuiseline	-	avatud
<i>B. terrestris</i>	karukimalane	lühi- kuni keskmisesuiseline	-	avatud
<i>B. veteranus</i>	hallkimalane	lühi- kuni keskmisesuiseline	-	avatud

*Üldiselt on kimalased elupaigageneralistid ja avatud maastikega seotud liike kohtab sageli ka metsaservas. Kuid metsaga seotud liike vaid avatud aladest koosnevais maastikes ei leia.

Seire hinnanguline eelarve

Tööpäevi	Tööpäevade sisu
5	alade valik kaardil
10	alade läbisõitmine
15	seire
8	määramine laboris
10	andmete analüüs
48	tööpäevi kokku

Töö maksumus		
Otsesed kulud:	Kululiik	€
	Töötasu (kõigi maksudega)*	7910.40
	Transport**	2250.00
	Muud kulud (sh majutus)***	1000.00
Otsesed kulud kokku		11160.40
Üldkululõiv (15%)		1674.06
Otsesed ja üldkulud kokku, ilma käibemaksuta		12834.46
Käibemaks (20%)		2566.892
Kokku koos käibemaksuga		15401.35

* aluseks on võetud Tartu Ülikooli teaduri keskmine kuupalk zooloogia osakonnas

** 300 km päevas 25 välitööpäeva jooksul, isikliku sõiduauto kompensatsioon 0.3 eur/km või rendiauto

*** välitöövahendeid; majutus: 10 ööd, 2 inimest

3. VABATAHTLIKE POOLT LÄBIVIIDAVA KIMALASTE SEIRE METOODIKA KIRJELDUS

Eeltingimused edukaks vabatahtlike seireks

Kimalaste seiramiseks vabatahtlike kaasamine selle erinevais vormides on hea vahend, mille olulisteks eesmärkideks lisaks kimalaste elurikkuse ja leviku kohta andmete saamisele on suurendada avalikkuse teadmisi tolmeldajate rollist looduses ja meie toidu tootmises, ning samuti tugevdada linnainimeste sidet loodusega. Lisaks headele külgedele on selles ka palju väljakutseid. Kvaliteetsete andmete saamiseks on oluline arvesse võtta järgmisi asjaolusid, mis on eeltingimuseks igale edukale harrastusteaduse projektile.

Esimene eeltingimus: piisava hulga ekspertide koolitamine. Kimalaste, samuti teiste mesilaste seiramisse vabatahtlike abil, on tingimata vajalik kaasata pädevad eksperdid, kes iga vaadeldud isendi määravad. Ilma ekspertideta, kes vaadeldud isendeid määravad, ei ole kimalaste kohta kogutud andmete kvaliteet kõneväärt. Sarnastes projektides jääb kimalaste määramise täpsus enamasti alla 50% (Falk et al. 2019). Eestis on teadaolevalt probleemiks piisavalt hästi kimalasi ja teisi mesilasi tundvate ekspertide vähesus. Seega enne kimalaste vabatahtliku seire käivitamist või paralleelselt sellega on vaja välja koolitada vähemalt mõni ekspert lisaks, muidu jäävad andmed liiga ebakvaliteetseks.

Teine eeltingimus: veebipõhise andmekogumis-süsteemi arendus. Teiseks oluliseks faktoriks on andmete kogumise ja salvestamise platvormi aja- ja asjakohasus. Andmete kogumiseks ja salvestamiseks oleks Eesti jaoks parimaks lahenduseks mõne juba olemasoleva veebipõhise platvormi kvaliteedi tõstmine. Praegune Loodusvaatluste andmebaas ei ole piisavalt kasutajasõbralik, selle nutirakendus on kasutajasõbralikum, kuid vajab uuendamist, kuna ei tööta korrektselt uuemates telefonides. Kuigi liigivaatluste lisamine on hõlbus, ei ole võimalik vaatlust täiendada keskkonnaparameetritega (tuulisus, päikesepaiste, õiterohkus). Kuigi seda infot on võimalik lisada vaatluse juurde kommentaarina, raskendab vabatekstiliste andmete kasutamine oluliselt hilisemat andmetöötlust ja analüüsi. Samuti tuleb iga liik sisestada eraldi vaatlusena, mis on kasutajale ebamugav. Platvorm peaks olema selline, kuhu saaksid vabatahtlikud saaksid hõlpsasti andmeid sisestada, sh saata fotosid nähtud kimalastest, misjärel ekspert määrab või kinnitab määrangu. Arvestades Euroopa Liidu viimaseid arenguid tolmeldajate kaitse vallas, poleks ilmselt mõttekas, et Eestis hakataks kohapeal sellist platvormi looma. Oluline oleks võtta kasutusele selline platvorm, mis võimaldaks toota kvaliteetseid ja teistest riikidest kogutavate andmetega ühilduvaid andmeid (sh sarnane seiremetoodika).

Millise vaatlusplatvormi kasutamist kaaluda, on hetkel ebaselge, kuna Euroopa Liidu mitmetes riikides tundub praegu olevat mitmeid selliseid tolmeldajate loenduse algatusi ja platvorme

kas just algatatud või kohe algatamas. Hetkel aga ei saa öelda, milline neist uutest projektidest oleks meile parim, sest nende kohta on veel vähe infot. Tasuks silma peal hoida neil arenguil, ning valida meil siis sobivaim lahendus. Liblikate kohta on üheks näiteks <https://butterfly-monitoring.net/bms>. Üheks näiteks suhteliselt heast kimalaste seire platvormist on <https://www.bumblebeewatch.org/> (USA ja Kanada). Kuid enne otsuse tegemist oleks vajalik asjatundja analüüs.

Milliseid andmeid kimalaste kohta saab vabatahtlike seire abil koguda? Ühest küljest võimaldab vabatahtlike abi koguda suurema valimi odavamalt kui spetsialistide kasutamine, teisalt aga on andmete kvaliteet oluliselt madalam. Vabatahtlike abil kogutavad andmed võimaldavad eelkõige koguda infot suureskaalaliste muutuste kohta kimalaste kui liigirühma levikus. Kvaliteetseid liigipõhiseid andmeid ei ole loota, sest kuigi liigirühmani (kimalased vs teised putukad, sh teised mesilased) saab õppida suhteliselt ruttu, siis liikide korrektselt määrama õppimine võtab aastaid. Vabatahtlike kimalaste liigimäärangute täpsused jäävad <50% (Falk et al. 2019). Päevaliblikad on sellest aspektist mesilastest jt tolmeldavaist putukaist oluliselt sobivam rühm kodanikuteaduseks, kuna liigid on suhteliselt hõlpsasti määratavad. Samuti on Eestis märksa rohkem liblikaeksperte kui mesilaste eksperte, kes vabatahtlike kogutud määranguid üle kontrolliksid. Lisaks on vabatahtlike abil kogutud andmed enamasti ajaliselt ja ruumiliselt kallutatud, sest neid kogutakse siis ja seal, kus inimesed seda teha soovivad. Siiski aitab selle vastu vabatahtlike seireprotokolli vastavate kriteeriumide sisse kirjutamine (nt vaatluse toimumise aeg: punase ristiku õitsemise ajal, vaatluste toimumise koht: teeserv).

Selleks, et teha järeltõlge tavaliste, laialt levinud tolmeldajate liikide või tolmeldajate rühmade leviku ja arvukuse suuremate muutuste kohta Eestis, oleks vaja koguda andmeid kümnetest eri vaatluskohtadest üle Eesti vähemalt kümne aasta vältel. See pudutab liike/rühmi, keda loendatakse kümme või enam isendit ühest vaatluskohast. Vähemarvukate ja haruldasemate liikide/rühmade puhul ning väiksemate muutuste puhul on vajalik vaatluskohtade arv suurem. Selline üleriiklik seire peaks jääma ekspertide läbi viia. Kuid vabatahtlike abil saab leida vastuseid küsimustele, milleks tehtav pingutus on vähem aja- ja töömahukas. Allpoolne näidis ongi koostatud sellise projekti kohta.

Sobivaimaks vaatlusmeetodiks harrastajate puhul on punkt-aeg-loendused, kus vabatahtlik viibib teatud paigas teatud aja ja loendab selle aja jooksul tolmeldajaid. Tolmeldajate puhul peab kindlasti kirja panema ka õiterohkuse vaatluskohas.

Vabatahtlike poolt tehtava tolmeldajate seire näidisprojekt: „Milline on Eesti teeservade sobivus tolmeldajate elupaigana?“

Tolmeldajate põhiliseks elupaigaks olevate pool-looduslike taimekoosluste kadumine maastikust on nende koosluste jäänukfragmentide kvaliteedi küsimused sealse elurikkuse

seisukohast toonud üle Euroopa üha suurema tähelepanu alla (Hobbs jt 2014, Martin jt 2019). Samuti on kõne all erinevate majandamisvõtete jm meetmete efektiivsuse tolmeldajate elurikkuse hoidja ja tõstjana neis elupaikades.

Üks laialt levinud poollooduslik elupaik Eestis on teeservad. Neid majandatakse sageli aga liiga intensiivselt, kahjustades tolmeldajate kooslusi: kiputakse liiga tihti niitma ja kasutama herbitsiide liiga kergekäeliselt. Samas on teeservadel oluline roll elupaikade sidususe, s.t. toimiva rohevõrgustiku, säilitamisel.

Oluline oleks teada saada, mil määral meie teeservad eri rühmadesse kuuluvaile tolmeldajaile toitumiseks sobivad: kui palju pakuvad õisi ja mis ajal, ning millised tolmeldajaid teeservi kasutavad ja kui palju. Kas tolmeldajate elurikkus seostub hooldusvõtetega teeservades?

Harrastusteadusprojekt tolmeldajate loenduseks teeservades oleks hea võimalus kohalikke kogukondi enda ja tolmeldajate elukeskkonna kvaliteedi tõstmisse kaasata. Teadaolevalt on Maanteeametil huvi oma majandamisvõtted elurikkuse vajadustest lähtuvalt üle vaadata ning tolmeldajate loenduse tulemused annaks neile selleks vajalikku sisendit. Samuti saaksid kohalikud omavalitsused teeservade hooldusvõtted üle vaadata, kuid vajaksid ilmselt samuti infot ja kohalike elanike initsiatiivi. Allpool kirjeldatud metoodikat mõnevõrra modifitseerides oleks võimalik hinnata asulates paiknevate tolmeldajate elupaikade kvaliteeti terviklikumalt (mitmesugused asulasisesed haljasalad nagu pargid, kalmistud, aiad jne).

Teeservade kvaliteeti tolmeldajate elupaigana võiks hinnata kahte erinevat tüüpi maastikus:

- 1) asulate sees (suurem asustustihedus, kohaliku omavalitsuse vastutusala) ja
- 2) asulaist väljas olevate teeservade peal (väiksem asustustihedus, Maanteeameti või KOV vastutusala).

Vaadeldavad tolmeldajate rühmad: kimalased, erakmesilased, kodumesilane (liik), päevaliblikad, ööliblikad, sirelased, muud kärbsed, mardikad.

Vajalik tugi: eksperdid, kes koolitavad vabatahtlikke seiret teostama ja tolmeldajate rühmi eristama ning hiljem kontrollivad kogutud andmete õigsust (määravad tolmeldajad ja toidutaimed fotode järgi). Veebipõhine andmesisestusplatvorm, mis vastab seire vajadustele. Koordinaator riiklikul tasemel.

Vajalik valimi suurus. Selleks, et anda Maanteeametile või mõnele kohalikule omavalitsusele soovitusi teeservade tolmeldajasõbralikuks majandamiseks asulaist väljaspool asuvate teeservade kohta, oleks hinnanguliselt vaja koguda andmeid vähemalt 80 asulast väljaspool paiknevast teeservast. Asulasiseste teeservade kvaliteeti tolmeldajate elupaigana (sh rakendatavate hooldusvõtete sobivust) võimaldaks nt Tallinnas hinnata samuti u 80 linna haldusalasse kuuluva teeserva seiramine. Valim ei tohi olla liiga väike, sest servade majandamine on mõnevõrra erinev põhi- ja tugimaanteede ääres, samuti võib see erineda omavalitsuseti (erinevad niitmis- ja mürgitamisrežiimid), samuti varieerub servalaius, õitehulk

jm elupaigaparameetrid. Selleks, et suhtelisest suurest varieeruvusest statistiliselt olulisi mustreid leida, peab valim olema piisavalt suur, eriti arvestades asjaolu, et vabatahtlikke ei saa suunata, vaid nende tehtud vaatlused kipuvad ruumiliselt klasterduma. Väiksemates asulates võib vaatluskohtade arv olla väiksem.

Vaatluspunktid peaksid olema ruumis võimalikult ühtlaselt jaotunud. Viimase saavutamist võimaldab nt postiindeksi kasutamine: igalt postiindeksi alalt lubatakse koguda vaid teatud arvul vaatlusi. Teiseks võimaluseks on hilisemast analüüsist juhuslikkuse alusel osade ülesindatud piirkondadest pärit loenduspunktide välja jätmine. Loendusperioodi ajal võiks olla vabatahtlikel võimalik vaadata, millistest piirkondadest vaatlusi napib, et soovi korral neist andmeid koguda.

Vaatlusaeg: 3 korda aastas igas vaatluspaigaks olevas teeservas, ajavahemikul maist septembrini (seejuures kimalaste puhul üks vaatluskord kindlasti 10. juuni kuni 1. juuli vahel, päevaliblikate puhul üks kord juuni alguses, teine juuli alguses, kolmas augusti alguses).

Vaatluskoht: vt vaatlusala sobivate teeservade valiku juhend allpool.

Kogutavad andmed:

- 1) Vaatlusruudus kasvavate õite peal loendatud tolmeldajate isendite arvud järgmiste rühmade kaupa: kimalased, erakmesilased, kodumesilane, päevaliblikad, ööliblikad, sirelased, teised kärbsed, mardikad, tundmatud putukad,. Piisab rühmani määramisest. Soovijad võivad liike määrata, kuid sel on mõtte vaid juhul, kui eksperdid need määrangud üle kontrollivad.
- 2) Õiterohkuse hinnang. Kui palju eri liiki õistaimi vaatluseks valitud 1×1 m ruudul on ja kui palju on neil õisi (juhised allpool). Võimalusel määrata taimede liigid / perekonnad. Teha õierohkeimast liigist foto.
- 3) Serva majandamise parameetrid (niitmine, mürgitamine, rohustu valdav kõrgus, teeserva laius).
- 4) Vaatluse tegemise kuupäev ja kellaaeg.
- 5) Foto teeservast, nii et vaatlusruut jääks ka peale, samuti see, mis paikneb vahetult tee kõrval (nt hekk), põld.
- 6) Vaatlusala koordinaadid.
- 7) Ilma andmed (õhutemperatuur, jne).
- 8) Vaatleja andmed.

Vaatluse tegemiseks vajalikud tööriistad:

Termomeeter (õhutemperatuuri mõõtmiseks)

Telefon (pildistamiseks ja koordinaatide salvestamiseks)

Möödulint või neli pulka ja meetrine pael (vaatlusruudu mahamärgkimiseks)

Seireprotokoll ja kirjutusvahend

Juhendid 2) ja 3)

Vajalikud juhendid:

- 1) Ala valiku juhend.
- 2) Vaatluse läbiviimise ja vaatlusprotokolli täitmise juhend.
- 3) Tolmeldaja rühmade eristamise juhend.
- 4) Andmete sisestamise juhend.

Ala valiku juhend

Vaatluskoht: vabalt valitud taimestunud teeserv Eesti piires. Valida koht eelnevalt kaardilt välja, kohale jõudes vaadata, kas antud kohas (± 100 m) leidub teeservas õitsevaid taimi. Teeserva valiku kriteeriumid: a) taimekooslus teeservas: rohumaakooslus (teeserval ei kasva tihedasti puid-põõsaid; hõredalt või servast mõnevõrra kaugemal võib neid olla, st serval võib olla nõ puisniidulik ilme), b) turvalisus: valida turvaline koht, nähtavus peab olema hea vähemalt 75 m kummalgi suunal.

Vaatluse läbiviimise ja vaatlusprotokolli täitmise juhend.

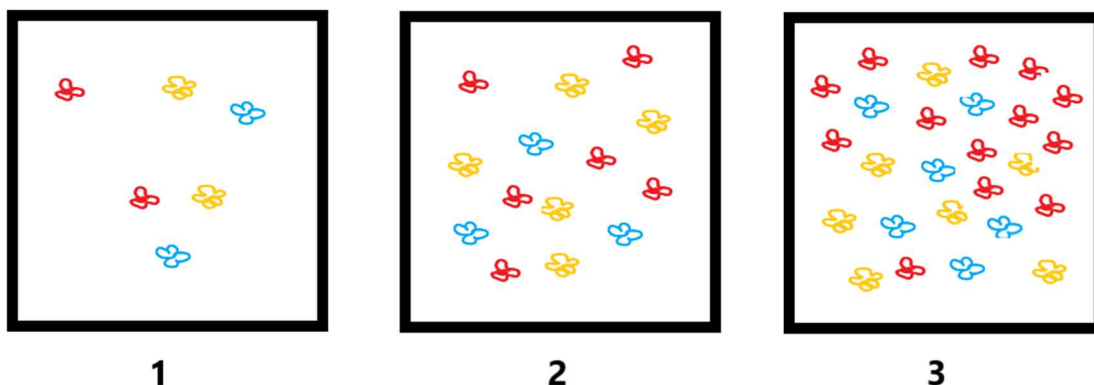
Seireruudu valik: valida vaatluste teostamiseks välja õitsevate taimedega 1×1 m ruut, mis asub sõiduala välisservast vähemalt 2m kaugusel. Võimalusel teha vaatlusruut niitmata rohustuga teeserva osal. Kui õitsevaid taimi ei ole (nt serv on täies laiuses ära niidetud), siis tolmeldajaid vaadelda pole mõtet, kuid tuleks panna kirja õitsevate taimede puudumine ja võimalusele nende puudumise põhjus (niitmine /mürgitamine / taimestik on niitmata, kuid midagi ei õitse) ja esitada need andmed koos ala koordinaatidega vaatluspaiga kohta ikkagi. Seejärel valida tolmeldajate vaatluseks soovi korral mõni teine teeserv.

Vaatlusprotokoll on Lisas.

Panna kirja vaatluse kuupäev, kellaeg, vaateleja andmed, vaatlusala koordinaadid.

Ilmastiku hindamine: pilvisus, temperatuur, tuulisus (vt vaatlusprotokollist).

Õiterohkuse hindamine vaatlusruudul toimub kolme-palli-skaalal. 1- õisi vähem kui pool ruudu pindalast, 2 – õisi pool ruudu pindalast, 3 – õisi üle poole ruud pindalast (vt joonis allpool). Märkida õierohkeim liik (võib ka rühma tasemel, nt punane ristik) ja teha sellest foto.



Majandamisrežiimi hindamine: mõõta teeserva laius teekatte lõpust alates: mõõta eraldi 1) niidetud ala laius, 2) niitmata, kuid rohumaataimestikuga ala laius. Mõõta rohustu kõrgus kummalgi alal. Märkida üles, kui on jälgi herbitsiidi kasutamisest (pruuniks tõmbunud taimestik teeservas, kas ribana piki teeserva või ringina postide ümbruses, mis eristub muust rohustust).

Pildistamise juhend. Pildistada vaatluskohta nii, et lisaks teeservale vaatluskohas jääks ühe pildi peale ka natuke teed ja samuti seda, millega teeserv piirneb (hekk, mets, põld vms). Näiteks nii (fotod: Tiit Teder):



Vaatluse läbiviimine: üks vaatlus kestab 15 minutit. Vaatlusi saab teostada vaid ilusa ilmaga (kui päikesepaisteline ja tuulevaikne, siis õhutemperatuuriga alates 18 kraadist; kui osaliselt pilves ja tuulevaikne, siis alates 20-22 soojakraadist; vihma ja/või tuulega mitte teha; >30 kraadi soojaga mitte teha).

Tolmeldajaid vaadelda ruudust 1 m kaugusel paigal vaikselt seistes/kükitades/istudes, et putukaid mitte minema peletada. 15 min aktiivset vaatlusaega. Lisaks aeg protokollit täitmiseks ja pildistamiseks. Kui putukaid vähe, pikendada loendusaga kuni 30 min ja panna kulunud aeg kirja.

Panna kirja vaid isendid, kes maanduvad õitele, mis kasvavad vaatlusruudus. Eristada kimalased, erakmesilased, sirelased, päevaliblikad rühma tasemel, ja kodumesilane (liik). Iga isendi kohta tõmmata kriipsuke. Ühe isendi korduvat kirjapanekut vältida.

Pliiatsiga kriipsude vedamine võimaldab vaadelda tolmeldajaid katkematult kogu vaatlusaja vältel, mis on oluline kvaliteetsete ja võrreldavate andmete saamiseks. Kriipsu saab tõmmata nii, et ei pea kauem kui hetkeks silmi vaatlusruudult ära pöörama. Mistahes äpi kasutamine tolmeldajate isendite kohapeal salvestamiseks sobib vaid siis, kui võimaldab sama.

Tolmeldajate rühmade eristamise juhend. Vt Lisa.

Andmete sisestamise juhend: (selle peaks koostama andmebaasiga töötav inimene)

Viited:

Bumblebeewatch. <https://www.bumblebeewatch.org>.

<https://butterfly-monitoring.net/bms>.

Falk et al. 2019. Evaluating the ability of citizen scientists to identify bumblebee (Bombus) species. PLOS ONE <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0218614>.

Blitzer, E.J., C.F. Dormann, A. Holzschuh, A.-M. Klein, T.A. Rand, and T. Tscharntke. 2012. Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 146(1), 34-43.

Darvill B., Knight M.E., Goulson D. 2004. Use of genetic markers to quantify bumblebee foraging range and nest density, *Oikos* 107, 471–478.

Hobbs, R.J., Higgs, E., Hall, C.M., Bridgewater, P., Chapin III, F.S., Ellis, E.C., Ewel, J.J., Hallett, L.M., Harris, J., Hulvey, K.B., Jackson, S.T., Kennedy, P.L., Kueffer, C., Lach, L., Lantz, T.C., Lugo, A.E., Mascaro, J., Murphy, S.D., Nelson, C.R., Perring, M.P., Richardson, D.M., Seastedt, T.R., Standish, R.J., Starzomski, B.M., Suding, K.N., Tognetti, P.M., Yakob, L., Yung, L. 2014. Managing the whole landscape: historical, hybrid, and novel ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12:557-564.

Holm, B., Aavik, T., Kasari, L., Luuk, O., Holm, A., Väli, K., Sandre, S.-L., Kallaste, E. Poollooduslike koosluste jätkusuutliku majandamise tagamise analüüs. Uuringu aruanne. 2019. Pärandkoosluste Kaitse Ühing ja CentAR. http://www.pky.ee/siselinkide_materjalid/PLK_uuringu_aruanne.pdf

IPBES 2016: Summary for policymakers of the assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. S.G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca, H. T. Ngo, J. C. Biesmeijer, T. D. Breeze, L. V. Dicks, L. A. Garibaldi, R. Hill, J. Settele, A. J. Vanbergen, M. A. Aizen, S. A. Cunningham, C. Eardley, B. M. Freitas, N. Gallai, P. G. Kevan, A. Kovács-Hostyánszki, P. K. Kwapong, J. Li, X. Li, D. J. Martins, G. Nates-Parra, J. S. Pettis, R. Rader, and B. F. Viana (eds.). Bonn, Germany: Secretariat of the Intergovernmental Science Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.

IUCN 2014. European red List of Bees. <https://www.iucn.org/content/european-red-list-bees>.

Marja et al. 2014. Environmentally friendly management as an intermediate strategy

between organic and conventional agriculture to support biodiversity. *Biological Conservation* 178: 146-154.

Marja, R., Viik, E., Mänd, M., Phillips, J., Klein, A.-M., Batary, P. 2018. Crop rotation and agri-environment schemes determine bumblebee communities via flower resources. *Journal of Applied Ecology* 55: 1714–1724.

Martin, E. A., Dainese, M., Clough, Y., Báldi, A., Bommarco, R., Gagic, V., Garratt, M.P.D., Holzschuh, A., Kleijn, D., Kovács-Hostyánszki, A., Marini, L., Potts, S.G., Smith, H.G., Al Hassan, D., Albrecht, M., Andersson, G.K.S., Asís, J.D., Aviron, S., Balzan, M.V., Baños-Picón, L., Bartomeus, I., Batáry, P., Burel, F., Caballero-López, B., Concepción, E.D., Coudrain, V., Dänhardt, J., Diaz, M., Diekötter, T., Dormann, C.F., Duflot, R., Entling, M.H., Farwig, N., Fischer, C., Frank, T., Garibaldi, L.A., Hermann, J., Herzog, F., Inclán, D., Jacot, K., Jauker, F., Jeanneret, P., Kaiser, M., Krauss, J., Le Féon, V., Marshall, J., Moonen, A.-C., Moreno, G., Riedinger, V., Rundlöf, M., Rusch, A., Scheper, J., Schneider, G., Schüepp, C., Stutz, S., Sutter, L., Tamburini, G., Thies, C., Tormos, J., Tschantke, T., Tschumi, M., Uzman, D., Wagner, C., Zubair-Anjum, M., Steffan-Dewenter, I. 2019. The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecology Letters* 22:1083-1094.

Rasmont jt 2015. Climatic Risk and Distribution Atlas of European Bumblebees. http://www.step-project.net/files/DOWNLOAD2/BR_article_4749.pdf

The R Project for Statistical Computing. www.r-project.org.