

Kevadsuviste raiete võimalik mõju metsalindudele ja seda leevendavad meetmed

Koostaja: Marko Mägi (PhD)

Tartu Ülikool, linnuökoloogia teadur

TARTU 2019

Sisukord

Sissejuhatus.....	3
Metoodika.....	5
Lindude pesitsusandmed ja -fenoloogia.....	6
Pesitsemine erinevates kasvukohatüüpides.....	6
Fenoloogilised skeemid.....	7
Lindude pesitsusfenoloogia metsakasvukohatüüpides.....	9
Nõmmemetsad.....	9
Palumetsad.....	10
Laanemetsad.....	11
Salumetsad.....	12
Soostuvad ehk soovikumetsad.....	13
Rabastuvad metsad.....	14
Rohusoometsad.....	15
Samblasoometsad.....	16
Siirdesoo.....	16
Rabamets.....	17
Kõdusoometsad.....	18
Metsaraie mõju metsalinnustikule.....	19
Kevadsuviste raiete mõju linnustikule.....	20
Hinnanguline lindude hukkumine kevadsuvise raie käigus.....	21
Raieliikide mõju linnustikule.....	23
Lageraie.....	23
Turberaie.....	25
Hooldusraie.....	26
Valikraie (püsimetsandus).....	28
Pesakastid õõnsustes pesitsevatele lindudele.....	30
Kokkuvõte.....	31
Kirjandus.....	33

Sissejuhatus

Metsaelupaigad on olulised bioloogilise mitmekesisuse säilitajad. Paljud selgroogsed, sealhulgas ka linnud, elavad eelkõige just eriilmelistes metsades. Seepärast on metsades toimuvad muutused pideva tähelepanu all (Rosenberg *et al.* 2019). Just inimtegevusest puutumata metsade looduslik mitmekesisus ja struktuur loob soodsad tingimused paljude linnuliikide pesitsemiseks, toitumiseks või varjumiseks: maapinnal pesitsetakse (näiteks öösorr ja kanalised), toitutakse (taimedel või lamapuidus elavatest selgrootutest, röövlinnud jahivad selgroogseid); puhma- ja põõsarindes pesitsevad paljud värvulised; puuladvad, suuremad oksad, tüved ja tüükad on aga toitumiskohaks enamikele metsalindudest, eelkõige putuktoidulistele, kuid latvades pesitsevad ka mitmed röövlinnud; vanade puude õõnsustes pesitsevad õõnelinnud. Kuna erinevad linnuliigid on kohastunud erinevatele metsaelupaikadele, võib sõltuvalt metsatüübist lindude arvukus, pesitsustihedus ja liigirikkus varieeruda. Just laia ökoloogilise spektri ja suhteliselt kerge jälgitavuse tõttu on linnud liigilise koosseisu ja arvukuse muutuste tõttu sobilikud hindamaks keskkonna seisundit, kuid Euroopas on metsalindudele tähelepanu pööratud alles viimasel ajal (Lisner & Wolfslehner 2015).

Metsade majandamisel on oluline arvestada linnurühmade vajadustega, kuid see ei ole lihtne, sest linnurühmade vajadused erinevad. Paraku ei toimu tänapäevane metsa majandamine viisil, mis jätkaks linnustiku puutumata, eelkõige metsatehnika intensiivse mürareostuse tõttu, mis paratamatult põhjustab häiringuid (Viigipuu & Tilgar 2017, Donald *et al.* 2019).

Eestis pesitseb kokku püsivalt või ebaregulaarselt 221 linnuliiki (Kuus & Leibak 2018a), neist ligikaudu 100 liiki on pesitsusajal suuremal või vähemal määral seotud metsadega; kokku pesitseb Eesti metsades aga umbes 70% kõigist Eesti haudelinnupaaridest (Tammekänd 2018). Seega on mets paljudele lindudele oluliseks elupaigaks ja metsades toimuvail muutustel võib olla oluline mõju Eesti lindude arvukusele.

Metsade või nende lähistel toimunud muutuste tulemusel kahanes või hõrenes aastatel 1976–2009 Eestis metsalindudest märkimisväärselt roherähni (87%), madukotka (75%), kassikaku (63%), põhjavindi (59%), must-toonekure (59%), karvasjalg-kaku (49%), turteltuvi (47%), kanakulli (45%) ja õõnetuvi (44%) levik; levikut laiendasid aga must-lepalind (904%), merikotkas (583%), laanerähn (259%), kalakotkas (221%), habekakk (200%), sõtkas (185%), kukkurtihane (175%), valgeselg-kirjurähn (104%) (Ots & Kuus 2018). Mason *et al.* (2019) uuringusse kaasatud lindude arvukustrendide kohaselt on Eesti metsade tavalisemate linnuliikide arvukus siiski kerges langustrendis, enim on langenud näiteks sabatihase arvukus, kõige rohkem on tõusnud aga mänsaku arvukus. Muutus langeb kokku ka Euroopa tavalisemate metsalindude arvukusindeksi vähenemisega perioodil 1990–2016 (3%; European Environment Agency 2019), mis iseenesest ei pruugi olla suur muutus. Sageli ei ole muutuste põhjused ühesed, kuid näiteks Soome andmed näitavad, et metsa majandamine mõjutab metsalindude arvukust (Fraixedas *et al.* 2015, Virkkala 2016).

Metsade majandamise juures on oluline silmas pidada, et ei ole võimalik saada metsast maksimaalset võimalikku majanduslikku tulu ja säilitada samal ajal võimalikult palju looduslikku mitmekesisust – tasakaalu leidmine nende kahe vahel eeldab head koostööd ja arusaamist looduskaitsete ja majandajate vahel, samuti ka poliitilist ja ühiskondlikku tasakaalustatust; erinevate huvigruppide kokkupõrked on kerged tulema. Küll aga on erinevaid raieviise ja aegu kombineerides võimalik linnustiku häiringuid vähendada, mõnel puhul ka lindudele uusi soodsaid tingimusi luua. Näiteks on poollooduslikel aladel ehk mõõduka inimtegevusega metsades lindude arvukus suhteliselt suur, kuid neis metsades on oluliselt vähem just vanu metsi eelistavaid linnuliike (Drapeau *et al.* 2000).

Olulisemateks linde ohustavateks teguriteks peetakse rändetele jäävaid ohte, kliimamuutusi, selgroogsete arvukuse vähenemist, metsaserva elupaikade pindala ja kvaliteedi vähemist, metsade majandamist, taimestiku hävitamist taimtoiduliste imetajate poolt (eelkõige hirvlased) ja suurenenud pesarüüstat (Fuller *et al.* 2005). Näiteks Soomaa metsades on suurimas rüüsteohus keskealistes ehk raieküpsetes puistutes pesitsevad linnud, oluliselt vähem rüüstatakse noortes ja vanades metsades pesitsevate lindude pesi (Pass *et al.* 2019).

Majandamine kõigi linnurühmade vajadustest lähtuvalt on keeruline. Näiteks röövlinnud eelistavad vana metsa, vajavad suurt territooriumi ja on tundlikud häiringutele. Näiteks Alaska metsades elavad kanakullid eelistavad pesitseda 300 aasta vanustes metsades (Iverson *et al.* 1996), majandamise seisukohalt ei ole aga mõistlik lasta metsal nii vanaks kasvada. Ka Eestis eelistab kanakull pesitseda vanemates (60–120 aastastes) suurtes raieküpsetes metsades (Kontkanen *et al.* 2004, Väli 2018). Madala arvukuse tõttu on röövlinnud ohustatumad kui väiksed linnud, sageli on röövlinnud kaitse all ja nende pesapaikades on metsa majandamisel piirangud, sest linnustiku seisukohast on soovituslik säilitada metsaala pigem ühe suure, kui mitme väikse alana (Johansson *et al.* 2013, Lindenmayer *et al.* 2015).

Ohtralt on tähelepanu saanud kevadise raierahu temaatika, mis on eelkõige mõeldud just pesitsevate lindude säästmiseks ja mida RMK majandatavates metsades peetakse 15. aprillist – 15. juunini; erametsaomanikud saavad aga ise otsustada, kas sel perioodil raiuda või mitte, kuid pea kõik (95%) metsaomanikud on nõus vabatahtlikult pidama lindude pesitsemise ajal metsas raierahu ning suurem osa (65%) on valmis loodushoiu nimel teatud osa oma metsamaast majandamisest välja jätma. Valmidus raierahu pidada on keskmisest pisut madalam juriidilistest isikutest metsaomanike või vähemalt 50-hektarilise metsamaa omanike seas (Turu-uuringute AS 2019).

Palju on räägitud metsa jäetava lamapuidu ja säilikpuude olulisusest. Majanduslikult ei ole nende jätmine ehk kõige mõistlikum, kuid ökoloogiliselt on neil oluline roll. Näiteks Rootsi majandusmetsades on just lamapuidu ja säilikpuude rohkus see, mis tagab erinevatele ohustatud liikidele eluvõime ja mitmekesisuse, kuid tänase raiesurve tingimustes ei jää lamapuitu ja säilikpuid metsadesse piisaval hulgal (Johansson *et al.* 2013). Arvestades meie regioonis toimuvat okasmetsade intensiivsemat raiumist, on seni lehtmetsas pesitsevatel lindudel okasmetsa omadest suhteliselt paremin läinud (Mahon *et al.* 2019), võibolla osalt ka seetõttu, et istutatud okasmetsad ei ole sama head elupaigad kui looduslikult uuenenud okasmetsad ja seetõttu on istutatud metsades linnustik vaesem (Martínez-Jauregui *et al.* 2016).

Ka Eestis on raiesurve aasta aastalt suurenenud ja seda seostatakse metsalindude arvukuse vähenemisega (Nellis & Volke 2019), kuid samas on mõned metsalinnud suutnud seniste raietega suuremal või vähemal määral kohaneda, näiteks rähnid, välja arvatud roherähn (Lõhmus *et al.* 2016), kes on tänaseks Eestist välja surnud, üksikuid isendeid on kohatud vaid Saaremaal (Elts *et al.* 2019).

Kui metsade majandamine peaks intensiivistuma, võib eeldada ka intensiivsemat lindude pesitusperioodil toimuvat raiet märtsi keskpaigast kuni juuli lõpuni, mil suur osa Eesti metsalinde on pesitsemas. Käesoleva kokkuvõtte eesmärk on teaduskirjandusele tuginedes anda ülevaade võimalikest kevadsuviste raite mõjudest Eesti metsalindudele ning pakkuda välja võimalikke meetmeid, mis vähendaks negatiivset raite mõju.

Metoodika

Kirjanduse otsimiseks kasutati teaduskirjanduse andmebaasi *Scopus* (www.scopus.com). Kuna eesmärk oli saada teaduskirjandusepõhine ülevaade erinevate metsamajandamise meetodite lühi- ja ka pikaajalisest mõjust metsalindude arvukusele või liigilisele koosseisule, siis keskenduti metsanduslikele ja ornitoloogilistele uuringutele. Esmalt kasutati otsingutes üldiseid ingliskeelseid märksõnu (nt *forest*, *forestry*, *logging*, *cutting*, *felling*), kitsendades ja kombineerides seejärel otsinguid erinevate raieliikidega (*clearing*, *thinning*, *sanitation*, *salvage*, *shelterwood*, *selection*, *maintenance*, *sustainable*). Eristamaks suurest hulgast metsanduse majanduslikust (näiteks puude kasvukiirusele keskendunud uuringud) või teistest zooloogilistele rühmadele keskenduvatest uuringutest ornitoloogilisi, kitsendati otsinguid märksõnadega „*bird*“, „*avian*“, „*bird abundance*“, „*management recommendation*“.



The screenshot shows the Scopus search interface. At the top, there is a navigation bar with the Scopus logo, search options (Search, Sources, Lists, SciVal), and user options (Create account, Sign in). Below this is a blue header for 'Document search' with a 'Compare sources' link. The main content area displays a search history table with the following data:

Search history	Combine queries...	eg. #1 AND NOT #3	Search icons
4 (TITLE-ABS-KEY (forestry)) AND (((felling)) AND (bird)) AND ("bird abundance")	19 document results	[Icons]	
3 (TITLE-ABS-KEY (forestry)) AND ((felling)) AND (bird)	425 document results	[Icons]	
2 (TITLE-ABS-KEY (forestry)) AND (felling)	3,625 document results	[Icons]	
1 TITLE-ABS-KEY (forestry)	177,990 document results	[Icons]	

Joonis 1. Näide andmebaasi *Scopus* vastetest; otsingu märksõnad: *forestry* > *felling* > *bird* > „*bird abundance*“.

Kokku leiti 616 otsingutingmustele vastavat teadusuuringut (vt otsingunäidet joonis 1), metsandusalast ülevaadet või aruannet. Et leitud uuringute tulemused oleks üldistatavad Eesti oludele, keskenduti eelkõige Euroopa põhjaosa metsades või Põhja-Ameerika parasvöötme metsades (USA põhjaosa ja Kanada) uuringutele. Põhja-Ameerika metsad ja sealne linnustik erinevad Eesti omast, kuid metsatüübilt ja lindude funktsionaalsete rühmade poolest (nt primaarsed ja sekundaarsed õõnsustes pesitsejad, vastavalt rähnid ja tihased) on piirkonniti sarnased. Suurte ökoloogiliste ja liigiliste erinevuste tõttu jäeti kõrvale Lõuna-Ameerikas, Aasias ja Austraalias tehtud uuringud, välja arvatud juhul, kui tulemused või võimalikud majandamispraktikad oleks teoreetiliselt rakendatavad ka Eesti oludes. Lõpuks osutus 24,5% (163) uuringutest sellisteks, mille tulemusi võiks üldistada ka Eesti metsadele.

Lindude pesitsusandmed ja -fenoloogia

Liigi pesitsusbiotoobi ja pesitsusfenoloogia määramisel lähtuti *Bird of Estonia* (Leibak *et al.* 1994) ja *Linnuatlase* (Eltis *et al.* 2018) andmetest. Liigikirjelduste alusel eristati 82 liiki, kelle eelistatud pesitsubiotoobiks võib pidada metsa. Liigi andmed kajastuvad kõigil liigile sobilikel metsakasvukohatüüpide fenoskeemidel. Näiteks Eesti metsade arvukaima pesitseja, metsvindi (kuni 2 miljonit pesitsuspaari; Eltis *et al.* 2019), andmed kajastuvad kõigi kasvukohatüüpide fenoskeemidel, sest liiki võib kohata kõigis Eesti metsades, kuid näiteks kukkurtihase andmed kajastuvad vaid lammipajustike skeemil, sest teistes kasvukohatüüpides liik reeglina ei pesitse. Eelistatud metsatüüpide järgi kohtab sama linnuliiki pesitsemas keskmiselt viies erinevas Eesti metsakasvukohatüübis; ilmselt on tegu alahinnanguga, sest üksikuid pesitsevaid paare võib kohata ka liigile tavatutes metsades.

Erinevatel hinnangutel on Eestis metsaga otseselt või kaudselt seotud 100–110 linnuliiki (Tammekänd 2018, Nellis 2019). Käesoleva aruande fenoskeemidel ei kajastu liigid, keda võib küll aeg-ajalt metsas kohata ja kelle üksikud paarid võivad ka metsas pesitseda, kuid kes pesitsevad reeglina siiski kas parkides, kultuurmaastikul või ka poollooduslikes kooslustes (näiteks puisniidul või rannakadastikus) ning kasutavad metsa, eriti selle servalasiid, toitumiseks (näiteks kuldnokk, kodukakk, hallrästas, ohakalind, rohevint).

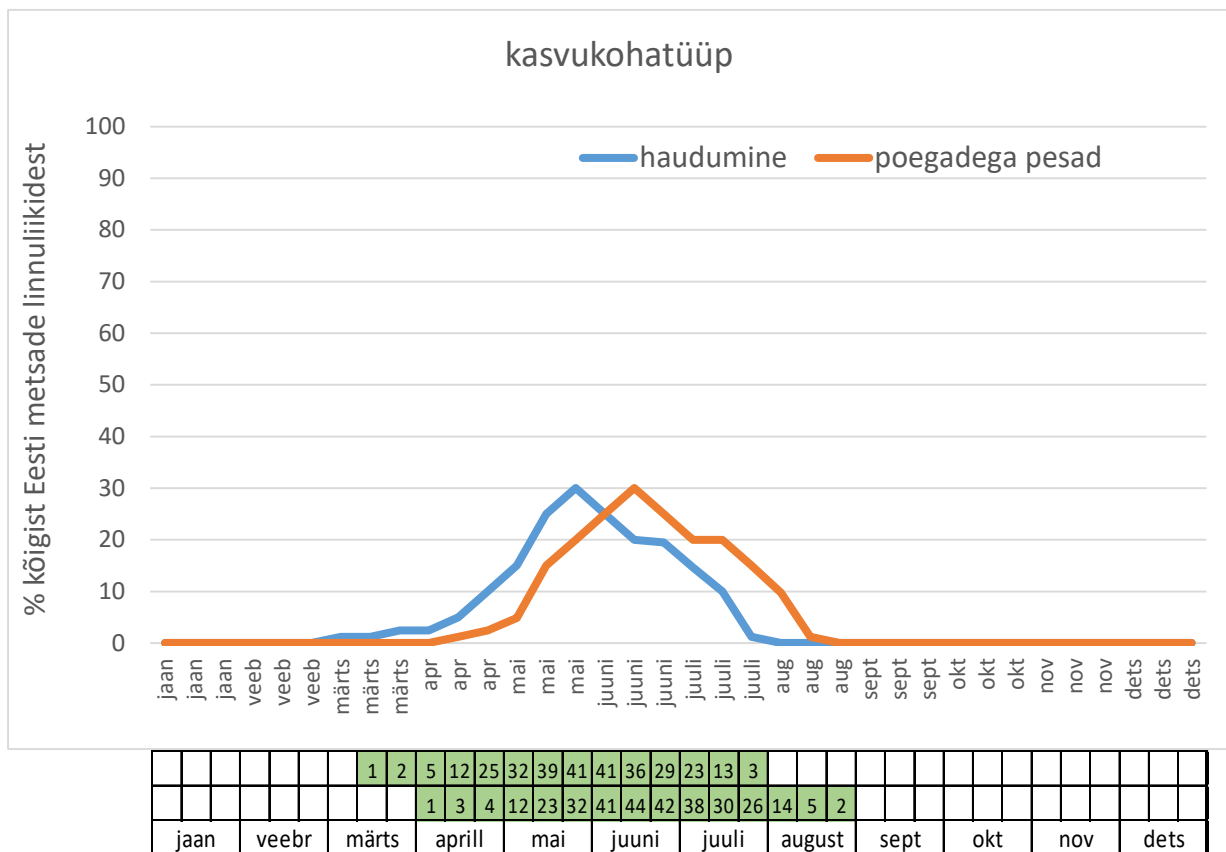
Pesitsemine erinevates kasvukohatüüpides

Lindude eelistatud metsakasvukohatüüpide klassifitseerimisel on seni lähtutud Paal (1999) kasvukohatüüpide jaotusest, mistõttu piirduti antud juhul elupaikade eristamisega tüübirühma tasemel (nõmmemetsad, palumetsad, laanemetsad, jne), sest reeglina ei võimalda lindude elupaigakirjeldused täpsemat liigitust. Kuna metsanduses kasutatakse Lõhmuse (1984) klassifikatsiooni, siis lähtuti kahe erineva klassifikatsiooni ühildamisel Palo (2010) juhendist ja kasvukohatüüpide andmed ja fenoskeemid on esitatud Lõhmuse (1984) klassifikatsiooni järgi. Täpne tüübirühma eristamine ei ole lindude puhul mõistlik, sest spetsiifiliste metsaelupaiga nõudlusega metsalinde on meil vähe. Mitmete linnuliikide puhul ei ole ka metsatüübirühma eristamine mõttekas, sest paremini selgitab liigi puistueelistusi näiteks okas- või lehtpuude osakaal metsas. Näiteks pesitsevad põialpoiss ja musttihane kuuse enamusega puistutes, kuid Paal (1999) tüübirühmade jaotuse järgi tähendab see, et nad võivad pesitseda nii palu-, laane-, sūrja-, salu- kui ka kõdusoometsades, Lõhmuse (1984) järgi kõigis laanemetsatüübi metsades, pohla, mustika ja jänese kapsa-mustika palumetsades ning kõdusoometsades. Seepärast on linnuliigi pesitsusbiotoobi lahterdamine tüübirühmadesse tinglik ja sõltub suuresti lokaalsetest oludest (dominant puuliigist, metsa vertikaalsest struktuurist ehk rinnete olemasolust, jne). Paali (1999) sedastatut: „*Tuleb silmas pidada ka seda, et ehkki taimekoosluste alusel saab üldjoontes ettekujutuse ka antud kasvukoha abiootiliste tingimuste kompleksist, ei ole seos taimkatte ja keskkonnateguritega vahel siiski väga range. Üks ja sama metsakasvukohatüüp võib esineda mõneti erinevat tüüpi mullal, samuti võivad varieeruda veeolud ja muud tegurid*“, võib laiendada ka lindudele.

Fenoloogilised skeemid

Fenoloogilistel skeemidel ehk fenoskeemidel (joonis 2) on esitatud kasvukohatüübis pesitsevate linnuliikide jaotus kahe erineva perioodi kohta: 1) haudeperiood, mil linnud haurvad mune; 2) poegade kasvatamise periood, mil pesas olevaid poegi toidetakse või hoolitsetakse lennuvõimetuna pesast lahkunud poegade eest, näiteks lahkuvad koheselt pesast metsakanaliste pojad, samuti lahkuvad lennuvõimetutena pesast rästapojad.

Haudeperioodil on linde keerulisem märgata kui enne või peale poegade koorumist, sest pesal istuv vanalind (reeglina emane) ei laula ja lahkub pesalt harva, mistõttu võib sel ajal metsas liikudes jääda linnurikkusest petlik mulje. Kuna suur osa värvulistest, kes moodustavad ka valdava osa Eesti metsade linnustikust, on sotsiaalselt monogaamsed (moodustavad pesitsedes püsiva paari), loendatakse lindude arvukuse ja liigirikkuse hindamiseks just laulvaid isaslindude (üks laulev isane = üks pesitsuspaar). Pesiendid loendada on keeruline, sest pesad on vajatud ning sageli ligipääsmatutes kohtades, näiteks puuvõras. Haudeperioodil lahkuvad vanalinnud pesalt reeglina viimasel hetkel, paljud värvulised alles siis, kui inimene satub vaid meetri kaugusele pesast või pesapuust.



Joonis 2. Lindude pesitsemise fenoskeem kasvukohatüübis dekaadide lõikes. Jooned tähistavad mune hauduvate ja poegi kasvatavate liikide osakaalu kasvukohatüübis võrreldes kõigi Eesti metsalindudega (antud juhul 82 liiki). Joonise alumises ruudustikus on esitatud liikide arvud: ülemine real on hauduvate liikide arv, alumisel poegade kasvatamisega tegelevate liikide arv. See skeem on näitlik ja ei tugine konkreetse kasvukohatüübi admetele.

Pesast lahkudes püsivad noorlinnud reeglina veel paar nädalat pesa lähistel, kus vanalinnud nende eest vähemal või suuremal määral hoolitsevad, olles seetõttu elupaigaga seotud ka veel pärast pesast lahkumist. **Seetõttu võivad ka pesast lahkumise järgsetel nädalatel toimuvad häiringud lindude pesitsusedukust mõjutada.** Valdav osa noorlinde lahkub pesast siiski lennuvõimelisena ja seega ei kujuta sel perioodil häiringud neile enam nii suurt ohtu, kui poegade pesasolemise perioodil toimuvad raied.

Valdav osa metsalindudest alustab munemisega aprilli teisel dekaadil, kuid pesitsus algab tegelikult juba märtsi keskel, mil paljud kohalikud talvitajad hõivavad pesitsusteritooriume. Kuna viimase poole sajandi jooksul on just varakevaded oluliseks soojemaks muutunud (märts ja aprill; Kurg 2017, Jaagus 2005), siis on ka meil talvitavate metsalindude pesitsemine varasemaks nihkunud (Kurg 2017). Näiteks on Viljandi lähistel pesitsevate rasvatihaste pesitsuse algus perioodil 1956–2012 nihkunud varasemaks 6,7 päeva võrra, must-kärbsenäppidel 6,3 ja kuldnokkadel 11,4 päeva võrra (Kurg 2017). Kliima soojenedes on tõenäoline, et lindude pesitsusperioodi algus nihkub järgnevatel aastakümnetel veelgi varasemaks, prognooside kohaselt üha kiirenevas tempos (Jaagus & Mändla 2014), mistõttu muutub küsitavaks praeguse raierahu ajalise piirangu alguse kuupäeva sisuline mõttekus (15. aprill) – muutuste taustal oleks mõistlik seda varasemaks nihutada.

Kokkuvõttes võib peistsushooaja varasema alguse tõttu mitmete metsalindude pesitsusperiood senisest oluliselt pikemaks venida, mis võib mitmetele liikidele anda võimaluse ühe hooaja vältel mitu korda pesitseda. Eesti metsalindudest on korduvpesitsejad näiteks tihased. Kuigi reeglina on teise pesakonna poegade edukus madal, võib pesitsushooaja pikenedes ka teise pesakonna poegade edukus suurened. Eestis ei ole seni kaugränduritel kliimasoojenemisest tingitud korduvpesitsust täheldatud, kuid Lääne-Euroopast on selle kohta esimesi märke (Both *et al.* 2019).

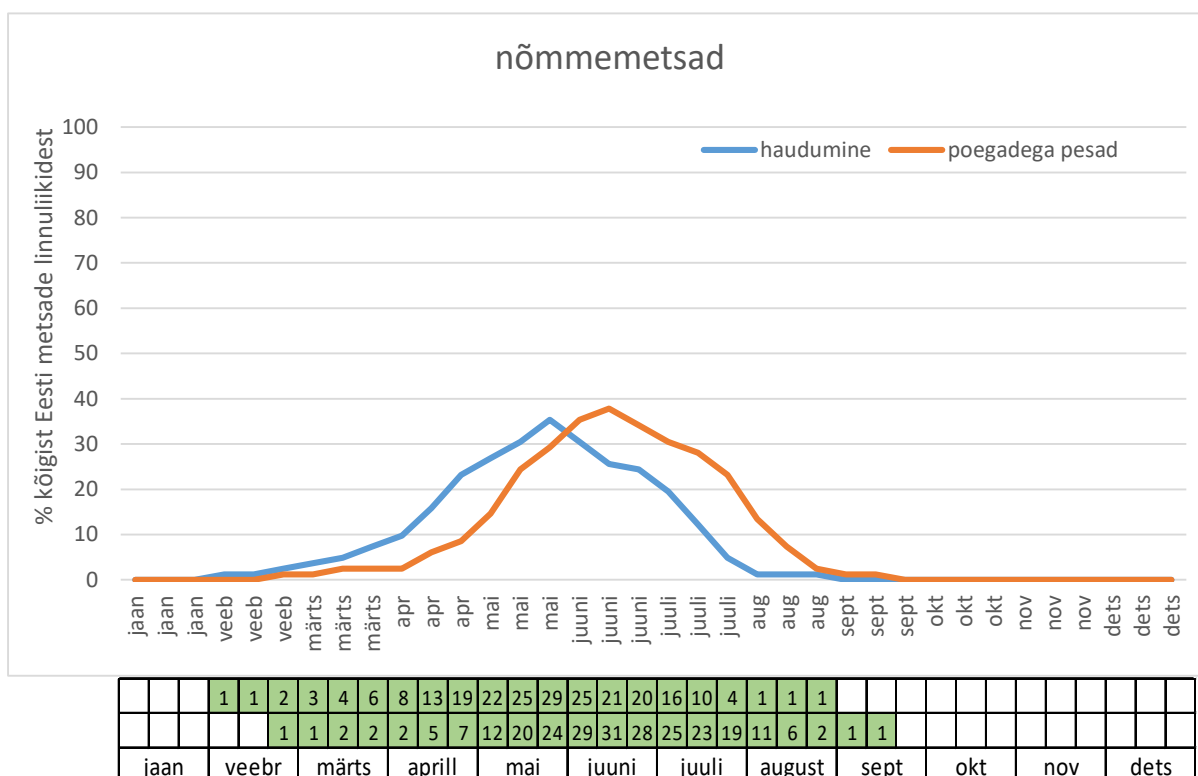
Lindude pesitsusfenoloogia metsakasvukohatüüpides

Lindude jaotamine erinevate metsakasvukohatüüpide vahel on tinglik, sest paljud liigid pesitsevad erinevates puistutes, sõltudes pigem okas- või lehtpuude osakaalust, sest neist sõltub poegadele sobilike toiduobjektide rohkus (näiteks sipelgad, ämblikud, mardikad, kahetiivalised, liblikaröövikud ja -valmikud). Seetõttu ei ole kasvukohatüübi fenoskeemi tõlgendamisel mõistlik lähtuda absoluutväärtustest, vaid teadmisest, et lindude pesitsustihedus ja liigirohkus on reeglina sama kasvukohatüübi lehtpuu ülekaaluga puistus oluliselt suurem kui okaspuistus.

Nõmmemetsad

Nõmmemetsades võib pesitseda umbes 35 linnuliiki. Suhteliselt madal lindude pesitsustihedus ja väike liigirikkus on tingitud eelkõige nõmmemetsa kidurast alustaimestikust ja rinnete puudumisest, seda võrreldes näiteks laane-, salu- või sürjametsaga, mistõttu on ka lindudele sobilik toidubaas oluliselt kasinam ja napib ka pesitsuseks sobilikke kohti, eriti õõnsusi.

Nõmmemetsa varajaseim pesitseja on kuuse-käbilind, kelle pesi võib leida juba veebruari alguses. Veebruari teisel poolel võivad nõmmemetsas pesitsema asuda ka rongad ja merikotkad (vähearvukas, kuid kaitsealune liik), kuid valdav enamus nõmmemetsade linde alustab pesitsust aprilli teisel dekaadil (joonis 3). Pesitsuse kõrghetk saabub mai viimasel dekaadil ja püsib juuni teise dekaadini. Pooled nõmmemetsade liigid lõpetavad pesitsuse umbes juuli viimaseks/augusti esimeseks dekaadiks. Kõige hiljem lõpetavad nõmmemetsades pesitsemise kuuse-käbilind ja väike-lehelind.

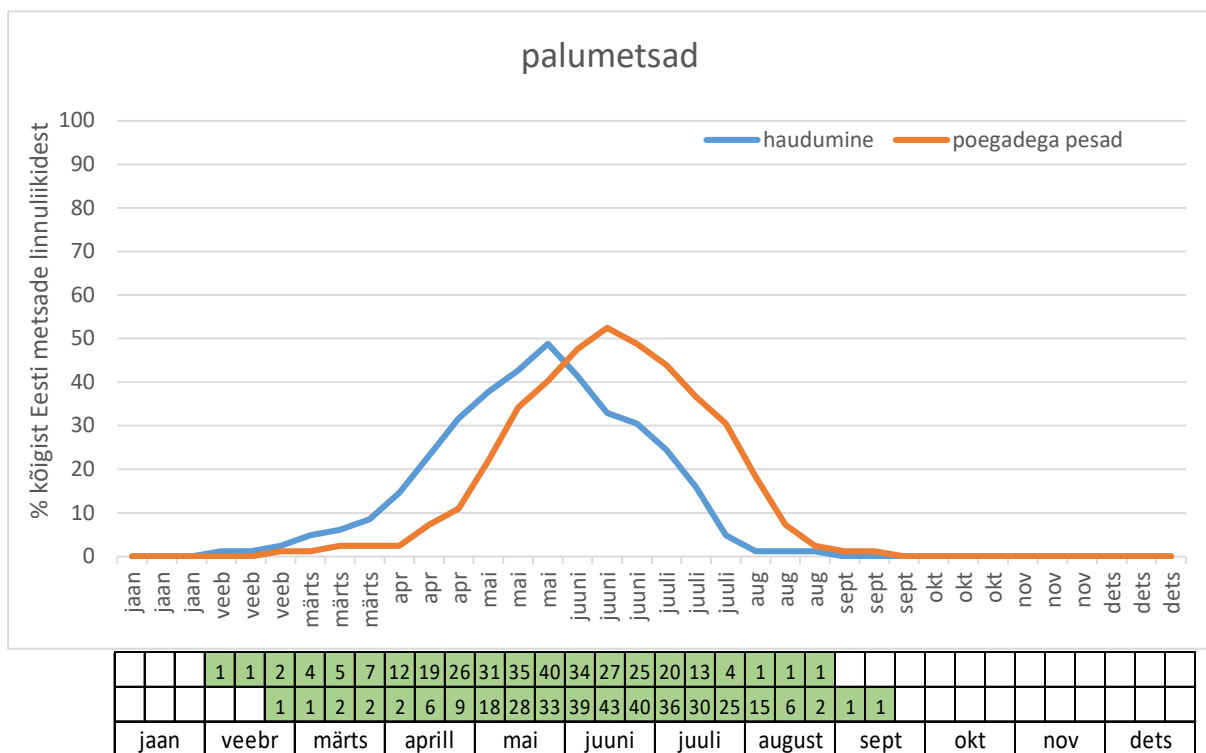


Joonis 3. Lindude pesitsemise fenoskeem nõmmemetsades dekaadide lõikes. Jooned tähistavad mune hauduvate ja poegi kasvatavate liikide osakaalu kõigest Eesti metsalindudest. Joonisealune ruudustik näitab liikide arvu: ülemine rida – hauduvate liikide arv; alumine rida – poegade kasvatamisega hõivatud liikide arv. Allikad: Leibak *et al.* 1994, Elts *et al.* 2018, kohandatud vastavalt Lõhmus (1984) metsakasvukohatüüpide klassifikatsioonile.

Palumetsad

Lõhmuse (1984) klassifikatsiooni järgi kuuluvad sellese tüübirühma pohla ja mustika palumetsad ning jānesekapsa-mustika palumetsad. Palumetsade domineerivaks puuliigiks on mänd, kuid võrreldes nõmmemetsadega kasvab seal rohkem kuuske ja lehtpuid. Suurema taimestiku mitmekesisuse ja rindelisuse tõttu on palumetsades pesitsevaid linnuliike rohkem kui nõmmemetsades – kokku umbes 45 linnuliiki. Jānesekapsa-mustika palumetsa (Lõhmus 1984) linnustik on siiski veidi rikkalikum ja sarnaneb pigem laanemetsade omale (Paali (1999) klassifikatsiooni järgi kuulubki jānesekapsa-mustika palumets laanemetsade tüübirühma). Lõhmuse (1984) palumetsade klassifikatsioon eristab ka karusambla-mustika kasvukohta, mis Paali (1999) jaotuses kuulub rabastuvate metsade tüübirühma; sealne linnustik on oluliselt tagasihoidlikum kui teistest palumetsatüüpides (vt täpsemalt rabastuvate metsade alt; joonis 8).

Sarnaselt nõmmemetsadele on ka palumetsade varajaseim pesitseja kuuse-kābilind, kellele järgnevad ronk ja kaitsealused merikotkas ja kassikakk (kaks viimast on vähearvukad kaitsealused liigid). Palumetsades saab lindude pesitsemine hoo sisse alates aprilli teisest dekaadist (joonis 4), saavutades kõrghetke mai viimasel dekaadil, mis pūsb juuni teise dekaadini. Pooled palumetsade linnuliigid lõpetavad pesitsuse juuli viimaseks/augusti esimeseks dekaadiks.

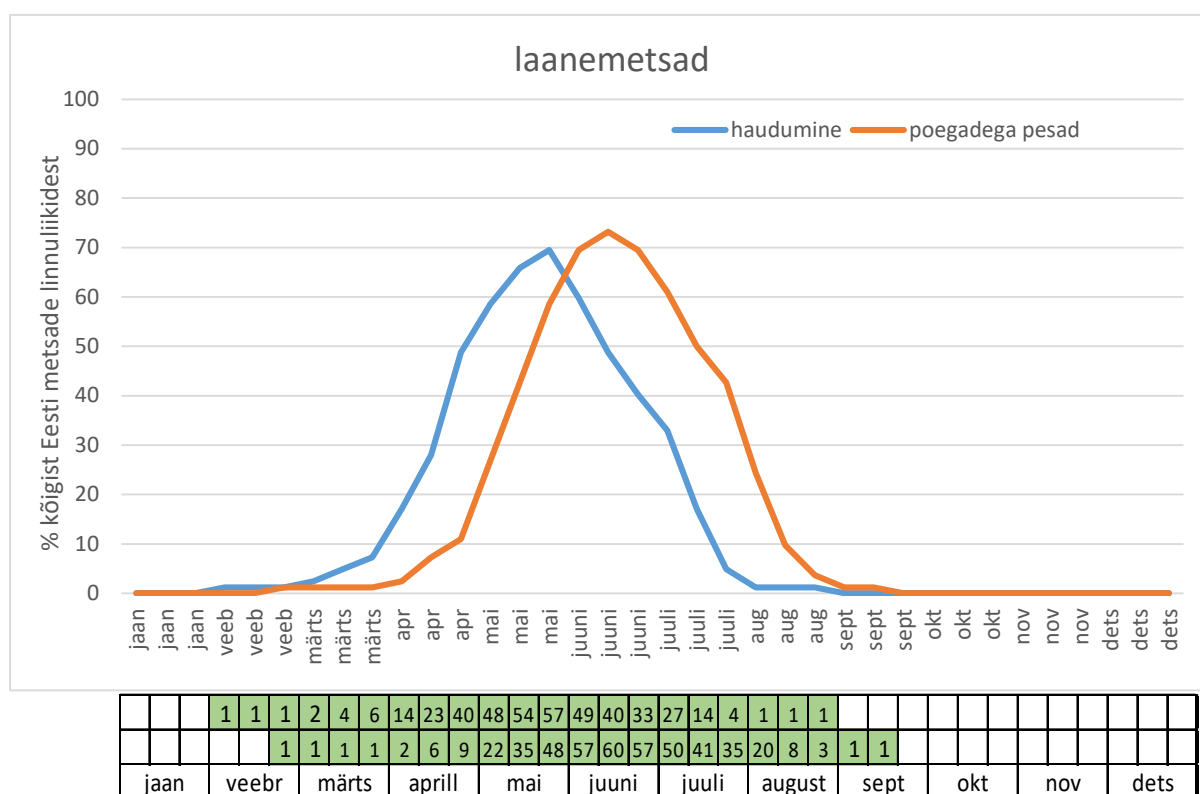


Joonis 4. Lindude pesitsemise fenoskeem palumetsades dekaadide lõikes. Jooned tähistavad mune haudevate ja poegi kasvatavate liikide osakaalu kõigist Eesti metsalindudest. Joonisealune ruudustik näitab liikide arvu: ülemine rida - haudevate liikide arv; alumine rida - poegade kasvatamisega hõivatud liikide arv. Allikad: Leibak et al. 1994, Elts et al. 2018, kohandatud vastavalt Lõhmus (1984) metsakavukohatüüpide klassifikatsioonile.

Laanemetsad

Laanemetsade tüübirühma klassifikatsiooni erinevused Paal (1999) ja Lõhmus (1984) vahel on suured. Nii mahuvad Lõhmuse (1984) laanemetsade alla Paali (1999) järgi nii laane, sürja ja ka salumetsa tüübirühmade metsad. Suure varieeruvuse tõttu on laanemets üks linnurikkamaid puistuid Eestis, kus võib pesitsemas kohata üle 70-ne linnuliigi. Kuigi laanemetsad on traditsiooniliselt olnud kuusikud, on metsa- ja põllumajandusest tingituna tänaseks laanemetsad muutunud kultuurkuusikuteks, hall-lepikuteks või mitmesugusteks segapuistuteks. Just segapuistuis on lindudele sobivaimad pesitsemis- ja toitumistingimused.

Laanemetsa varaseim pesitseja on samuti kuuse-käbilind, kes pesitseb juba veebruaris alguses (joonis 5). Laanemetsas kogub lindude pesitsus hoogu alates aprilli teisest dekaadist, kõrgthet saabub mai viimasel dekaadil ja püsib juuni teise dekaadini. Pooled laanemetsa linnuliigid lõpetavad pesitsuse umbes juuli viimaseks/augusti esimeseks dekaadiks. Kõige hiljem lõpetavad laanemetsas pesitsemise kuuse-käbilind, väike-lehelind ja leevike, kelle poegadega pesi võib leida ka veel augusti lõpus.

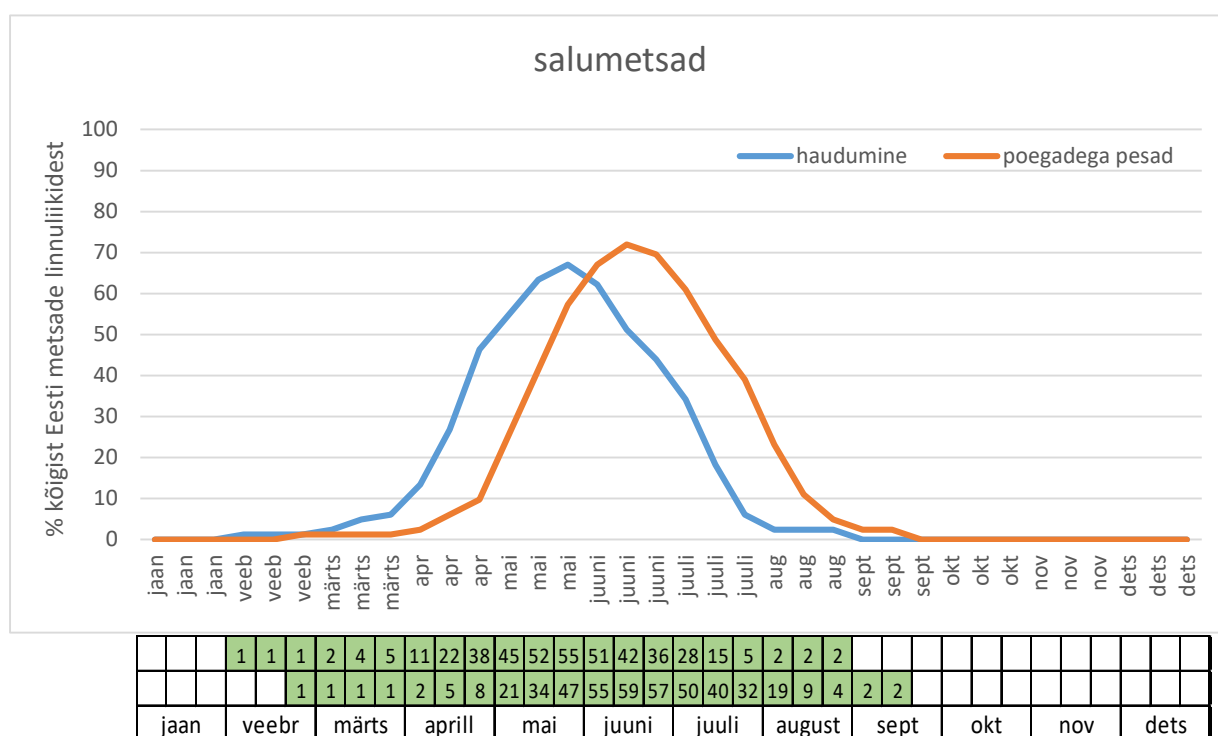


Joonis 5. Lindude pesitsemise fenoskeem laanemetsas dekaadide lõikes. Jooned tähistavad mune hauduvate ja poegi kasvatavate liikide osakaalu kõigist Eesti metsalindudest. Joonisealune ruudustik näitab liikide arvu: ülemine rida - hauduvate liikide arv; alumine rida - poegade kasvatamisega hõivatud liikide arv. Allikad: Leibak et al. 1994, Elts et al. 2018, kohandatud vastavalt Lõhmus (1984) metsakavukohatüüpide klassifikatsioonile.

Salumetsad

Lõhmuse (1984) salumetsade klassifikatsioonile vastavad Paali (1999) jaotuses nii salu-, sooviku- kui lammimetsade tüübirühma metsad (Palo 2010), mistõttu on salumetsade linnustik rikkalik. Kuna salumetsade hulka kuuluvad nii kuuse-segametsad, kuusikud, kui ka laialehised metsad, siis on salumetsade linnurikkus suur – siin võib pesitsemas kohata umbes 70 liiki linde, salumetsa tüübirühma sõnajalametsades siiski veidi vähem kui naadimetsades. Puistu mitmekesisuse tõttu on salumets soodne nii maapinnal, puuvõrades ja ka õõnsustes pesitsevatele liikidele, samuti on tiheda taimeistiku tõttu salumetsas poegade kasvatamise ajal suhteliselt palju poegadele sobilikku toitu, mistõttu on pesitsustihedus oluliselt suurem kui näiteks nõmme- või palumetsades. Nii on näiteks Järvelja põlises salumetsas lindude pesitsustihedus 1310–1458 pesitsuspaari/km² (Rootsmäe & Rootsmäe 1993; Lõhmus & Rosenvald 2005), palu- ja nõmmemännikutes aga 79–359 paari/km² (Vilbaste 1954). Järvelja linnustiku pesitsustihedus on kindlasti erandlik, sest Järvelja põlismetsaga sarnaseid metsi mujal Eestis ei leidu, kuid keskmiselt on siiski salumetsad teistest metsadest linnurohkemad ja rikkamad.

Salumetsa lindude pesitsusfenoloogia on sarnane laanemetsa lindude omale – varaseim pesitseja võib olla kuuse-käbilind, kes alustab juba veebruaris alguses (joonis 6). Ka salumetsas kogub lindude pesitsus hoogu alates aprilli teisest dekaadist, kõrghetk saabub mai viimasel dekaadil ja püsib juuni teise dekaadini. Pääaegu pooltel salumetsas pesitsevatel linnuliikidel võivad pojad pesas olla ka veel augusti esimesel dekaadil. Kõige hiljem lõpetavad salumetsas pesitsemise kuuse-käbilind ja õõnetuvi.

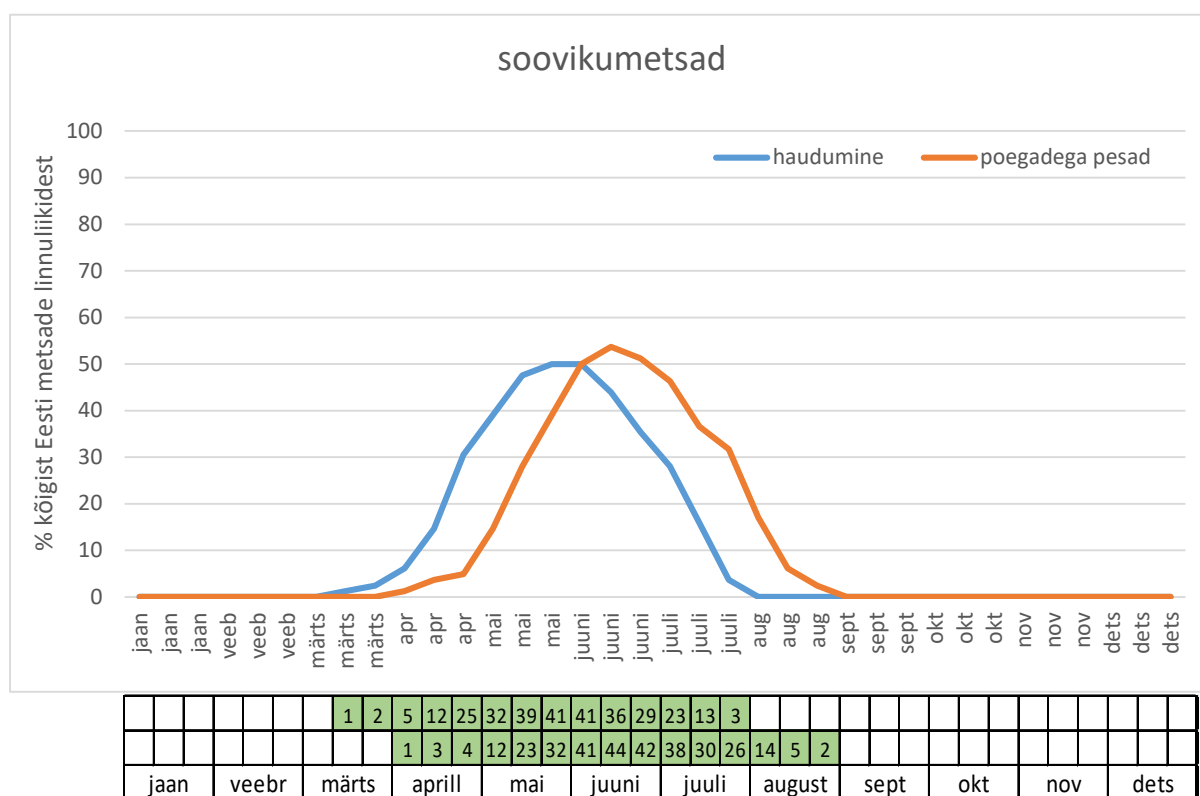


Joonis 6. Lindude pesitsemise fenoskeem salumetsades dekaadide lõikes. Jooned tähistavad mune hauduvate ja poegi kasvatavate liikide osakaalu kõigist Eesti metsalindudest. Joonisealune ruudustik näitab liikide arvu: ülemine rida - hauduvate liikide arv; alumine rida - poegade kasvatamisega hõivatud liikide arv. Allikad: Leibak *et al.* 1994, Elts *et al.* 2018, kohandatud vastavalt Lõhmus (1984) metsakavukohatüüpide klassifikatsioonile.

Soostuvad ehk soovikumetsad

Soovikumetsad on levinud suhteliselt viljakatel õhukese turbakihiga muldadel, kus kasvavad kuuse-lehtpuu-segametsad või siis sanglepikud ja sookaasikud. Piirkonniti võib esineda ka soovikumännikuid. Kuna soovikumetsades leidub nii kuuske kui lehtpuid, siis on see metsatüüp soodne pesitsuskoht mitmetele linnuliikidele. Kuivendamise tõttu on mitmed soovikumetsad muutunud salumetsade sarnaseks, kuid linnustik on siiski salumetsa omast liigivaesem, kokku võib soovikutes pesitseda umbes 50 liiki linde.

Soovikutes saab lindude pesitsus hoo sisse aprilli teisel dekaadil, pesitsushooaja kõrghetk kestab mai teisest dekaadist juuni teise dekaadini (joonis 7). Pooled soovikute linnuliigid lõpetavad pesitsemise juuli viimasel dekaadil. Märtsis võib soovikutes pesitsemist alustada mänsak, varajased alustajad on ka kakud, ka näiteks Eestis haruldane pesitseja habekakk, ja mitmed rähnid. Hiliseimate pesitsejate – leevike, siisike ja väike-lehelind – pesi võib leida ka veel augusti viimasel dekaadil.

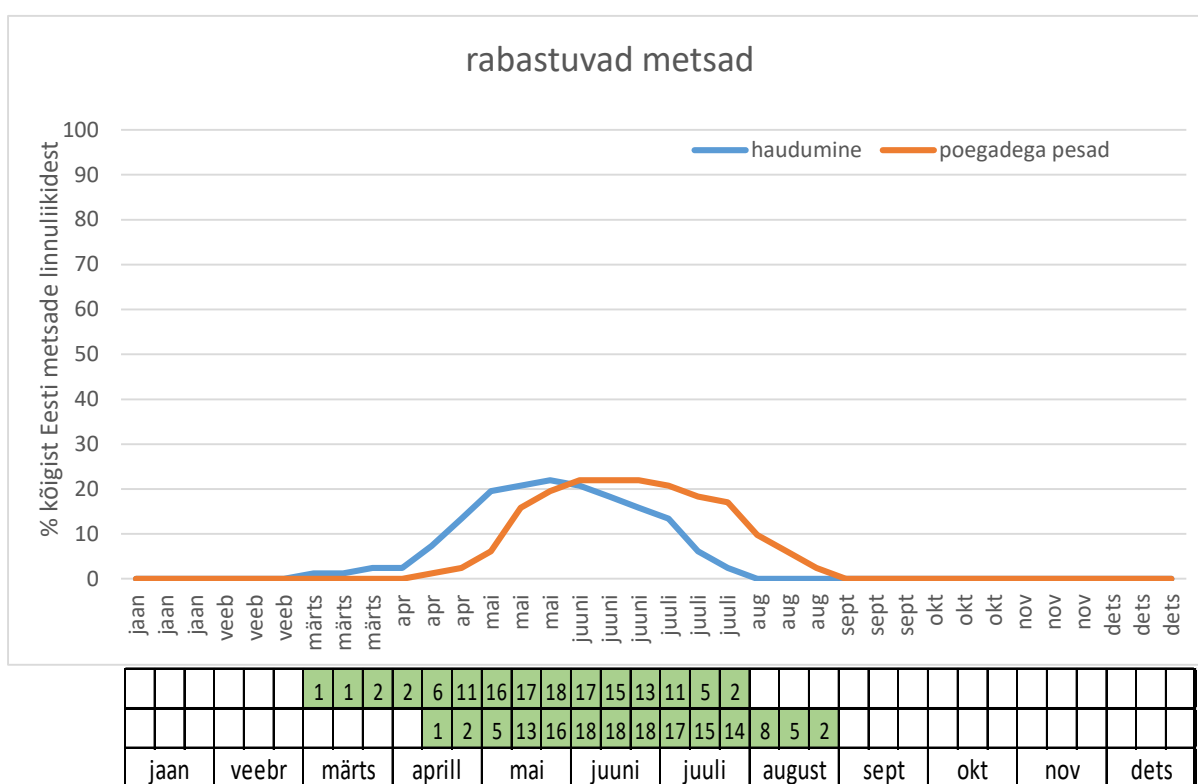


Joonis 7. Lindude pesitsemise fenoskeem soovikumetsades dekaadide lõikes. Jooned tähistavad mune hauduvate ja poegi kasvatavate liikide osakaalu kõigist Eesti metsalindudest. Joonisealune ruudustik näitab liikide arvu: ülemine rida - hauduvate liikide arv; alumine rida - poegade kasvatamisega hõivatud liikide arv. Allikad: Leibak *et al.* 1994, Elts *et al.* 2018, kohandatud vastavalt Lõhmus (1984) metsakavukohatüüpide klassifikatsioonile.

Rabastuvad metsad

Rabastuvate metsade näol on tegemist raba- või siirdesooturbaal kasvavate männikutega, harva leidub seal teisi puuliike. Nii nagu männienamusega nõmme- ja palumetsad, kus rinnetest esinevad vaid puhmad, kuid puudub lindudele toitumiseks sobilik põõsastik, on ka rabastuvate metsade linnustik suhteliselt liigivaene ja vähearvukas. Kokku võib rabastuvas metsas pesitseda 20–25 linnuliiki. Teiste seas ka vähearvukas kaljukotkas, kes on ka üks varaseim rabastuvas metsas pesitsust alustav liik. Rabastuvad metsad on elupaigaks meie metsakanalistele (metsis, teder, laanepüü), mitmetele värvulistele ja ka öösorrile.

Rabastuvates metsades saab lindude pesitsus hoo sisse aprilli kolmandal dekaadil, pesitsushooaja kõrghetk kestab mai kolmandast dekaadist juuni kolmanda dekaadini (joonis 8). Pooled rabastuvate metsade linnuliigid lõpetavad pesitsemise juuli viimasel dekaadil. Hiliseim pesitseja on väike-lehelind, kelle poegadega pesi võib leida veel augusti viimasel dekaadil.

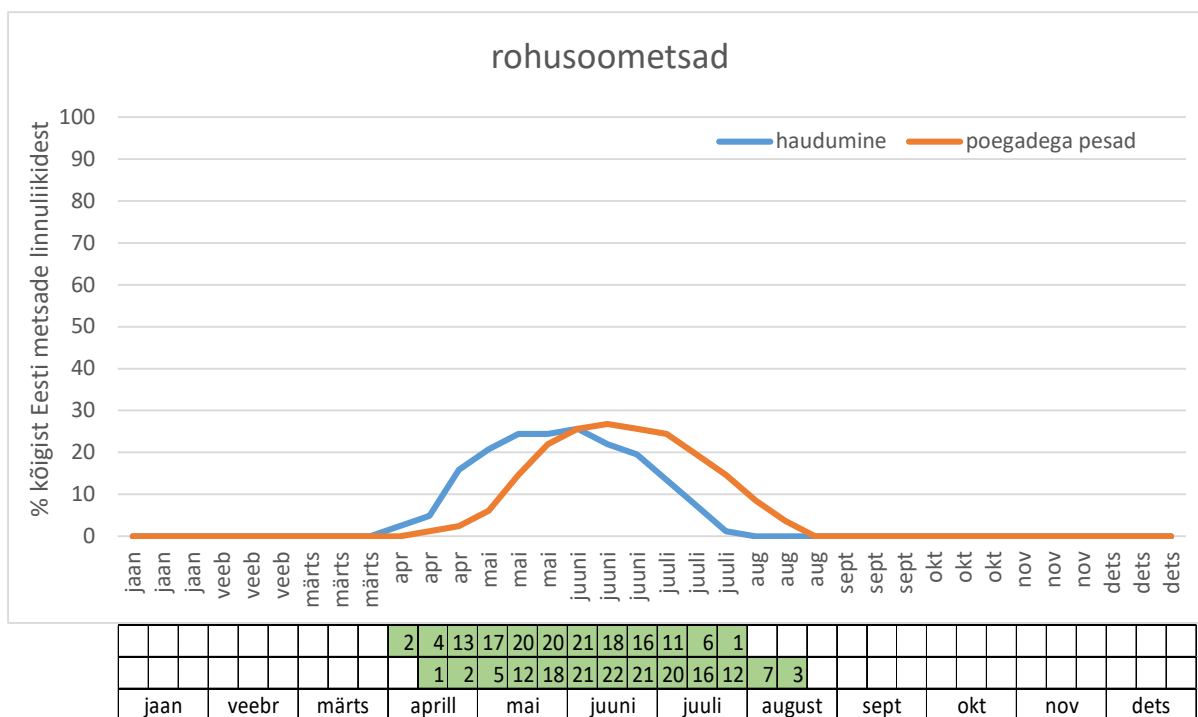


Joonis 8. Lindude pesitsemise fenoskeem rabastuvates metsades dekaadide lõikes. Jooned tähistavad mune hauduvate ja poegi kasvatavate liikide osakaalu kõigest Eesti metsalindudest. Joonisealune ruudustik näitab liikide arvu: ülemine rida - hauduvate liikide arv; alumine rida - poegade kasvatamisega hõivatud liikide arv. Allikad: Leibak *et al.* 1994, Elts *et al.* 2018, kohandatud vastavalt Lõhmus (1984) metsakavukohatüüpide klassifikatsioonile.

Rohusoometsad

Rohusoometsad (Paali (1999) klassifikatsioonis madalloometsad) kasvavad lagunenud turbakihiga aladel, kus kõrge veeseis võib püsida pikalt. Lehtpuudest kasvavad rohusoometsas sookased, sanglepad, kohati ka kuuske. Rohusoometsi ümbritsevad madalsood on elupaigana suhteliselt linnurikkad, sest sealsetel veekogudel pesitsevad mitmed veelinnud, kuid rohusoometsade linnustik on liigivaene – seal pesitseb 25–30 linnuliiki, kuid tegelik liikide arv on ilmselt mõnevõrra suurem, sest suure lehtpuude osakaaluga mets on sobilik mitmetele liikidele, kuid eraldi ei ole rohusoometsi liigi elupaigaelistuste kirjeldustes mainitud. Kaitsealustest liikidest on rohusoometsad pesitsuspaigaks suur-konnakotkale, kes tänaseks on Eestist sisuliselt väljasurnud.

Rohusoometsas saab lindude pesitsus hoo sisse aprilli kolmandal dekaadil, pesitsushooaja kõrghetk kestab mai teisest dekaadist juuni kolmanda dekaadini (joonis 9). Pooled rohusoometsa linnuliigid lõpetavad pesitsemise juuli viimasel dekaadil. Varased pesitsejad on porr ja muusträstas, nende munadega pesi võib leida aprilli alguses, üks hilisem pesitseja on väike-lehelind, kelle poegadega pesi võib leida veel augusti viimasel dekaadil.



Joonis 9. Lindude pesitsemise fenoskeem rohusoometsades dekaadide lõikes. Jooned tähistavad mune hauduvate ja poegi kasvatavate liikide osakaalu kõigist Eesti metsalindudest. Joonisealune ruudustik näitab liikide arvu: ülemine rida - hauduvate liikide arv; alumine rida - poegade kasvatamisega hõivatud liikide arv. Allikad: Leibak *et al.* 1994, Elts *et al.* 2018, kohandatud vastavalt Lõhmus (1984) metsakavukohatüüpide klassifikatsioonile.

Samblasoometsad

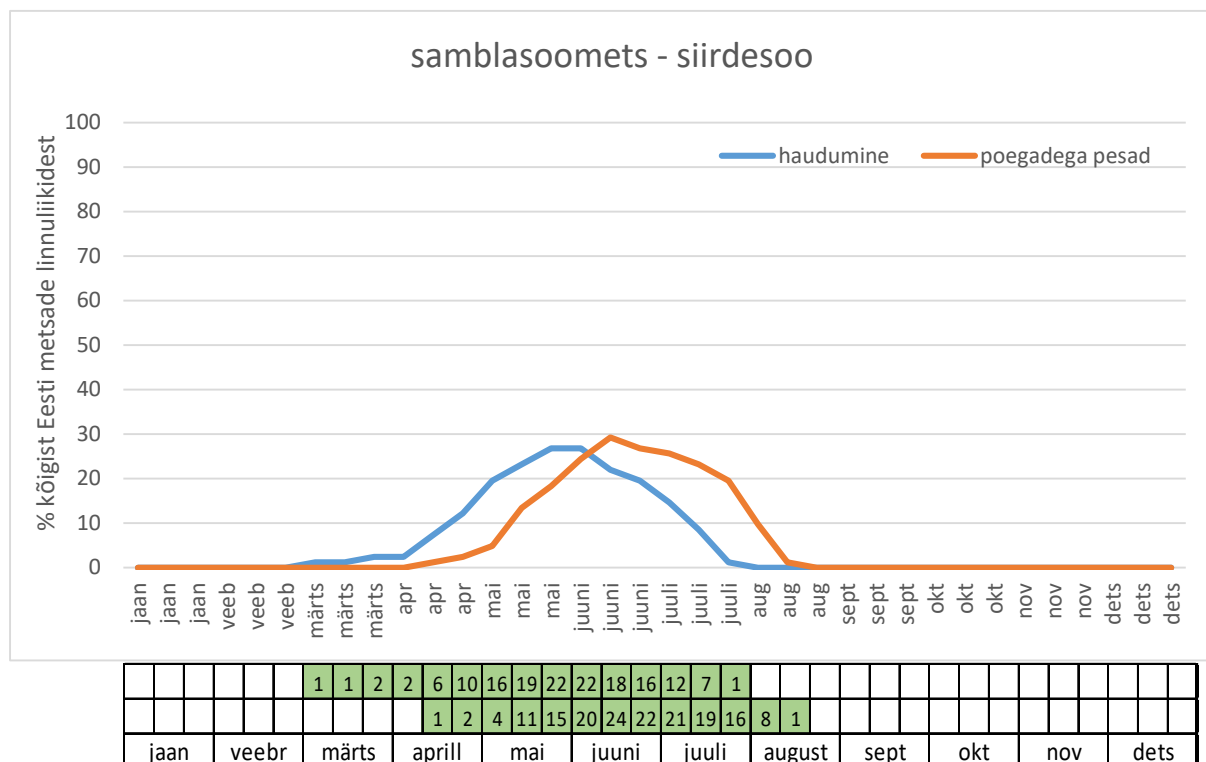
Paali (1999) ja Lõhmuse (1984) klassifikatsioonid langevad siinkohal kokku, erinedes vaid nimetuste poolest (Palo 2010): Paal eristab siirdesood ja rabametsi eraldi tüübirühmadena, Lõhmusel on need vastavalt samblasoometsa siirdesoo- ja raba tüübirühm.

Siirdesoo

Rabasad ümbritsevad või rabadevahelistel aladel olevad siirdesoo elupaigad on levinud eelkõige suurematel soosaladel. Siirdesoometsad on nii ruumiliselt kui ka rabade arengus üleminekuks madalsoo ja raba vahel (Paal 1999). Puis-siirdesoid ja siirdesoometsi leidub siiski kõikjal, sagedamini aga Läänemaal, Kesk- ja Kirde-Eestis (Leivits 2018). Siirdesoometsades domineerib mänd, vähesel määral leidub sookaske.

Kuna siirdesoometsad on taimestiku poolest mitmekesisemad kui rabametsad, on siirdesoo linnustik mõnevõrra rikkalikum kui rabametsas (vt joonis 11), pesitsustihedus võib olla kuni 230 paari/km² (Vilbaste 1965). Raba- ja siirdesoometsad on oluliseimad pesitsuspaigad öösorrile, samuti on siirdesoometsades suurimad metsisemängud Eestis (Leivits 2018).

Siirdesoometsades saab lindude pesitsus hoo sisse aprilli kolmandal dekaadil, pesitsushooaja kõrghetk kestab mai kolmandast dekaadist juuni teise dekaadini (joonis 10). Pooled siirdesoometsade linnuliigid lõpetavad pesitsemise juuli viimasel dekaadil. Hiliseim pesitseja on väike-lehelind.

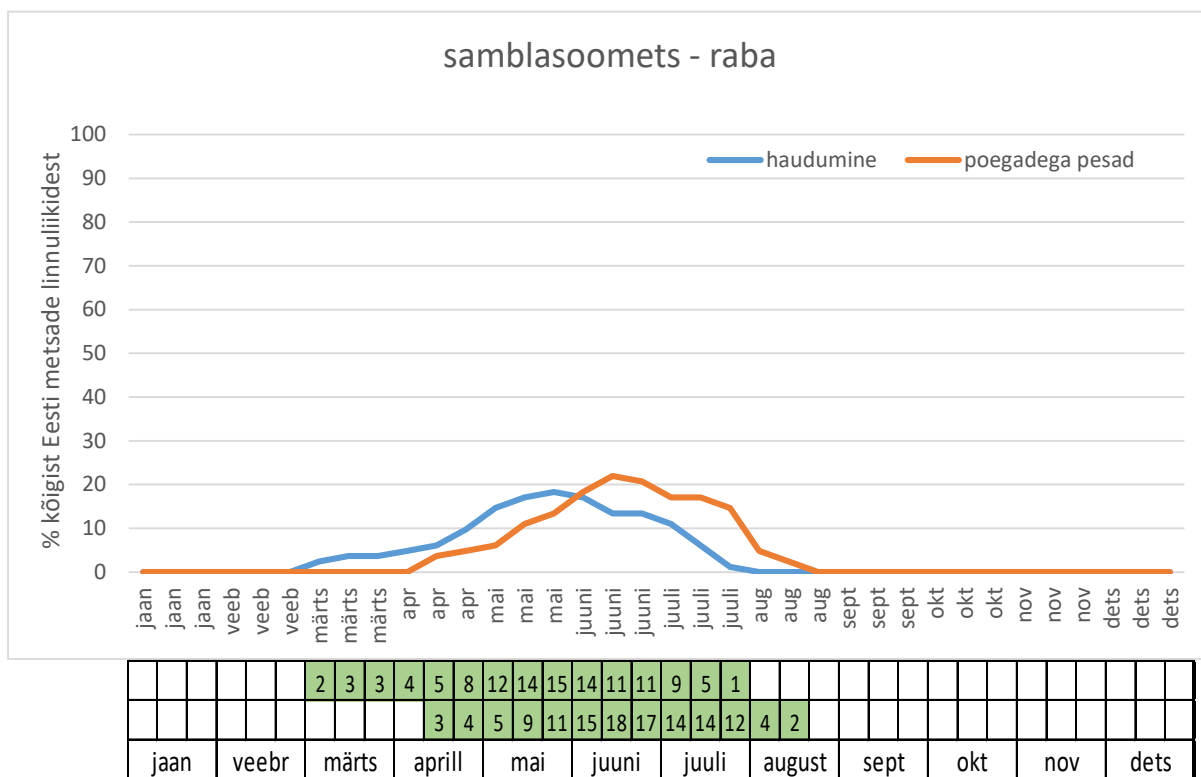


Joonis 10. Lindude pesitsemise fenoskeem siirdesoometsades dekaadide lõikes. Jooned tähistavad mune hauduvate ja poegi kasvatavate liikide osakaalu kõigist Eesti metsalindudest. Joonisealune ruudustik näitab liikide arvu: ülemine rida - hauduvate liikide arv; alumine rida - poegade kasvatamisega hõivatud liikide arv. Allikad: Leibak *et al.* 1994, Elts *et al.* 2018, kohandatud vastavalt Lõhmus (1984) metsakavukohatüüpide klassifikatsioonile.

Rabamets

Rabametsad on hõredad rabaturbal kasvavad männikud, mis on tekkinud nõmme- ja palumetsade soostumisel (Paal 1999). Niiske pinnase ja toitainete vähesuse tõttu on rabametsade taimestik liigivaene, mistõttu on seal ka linde vähe. Rabametsa lindude pesitsustihedus on Eestis madalaim, umbes 50 paari/km² (Vilbaste 1965). Arvukaimad on metsvint ja metskiur, iseloomulikuks pesitsejaks on ka hoburästas ja öösorr.

Rabametsades saab lindude pesitsus hoo sisse aprilli kolmandal dekaadil, pesitsushooaja kõrghetk kestab mai kolmandast dekaadist juuni teise dekaadini (joonis 11). Pooled rabametsade linnuliigid lõpetavad pesitsemise juuli viimasel dekaadil. Hiliseim pesitseja on väike-lehelind, kelle poegadega pesi võib leida veel augusti viimasel dekaadil.

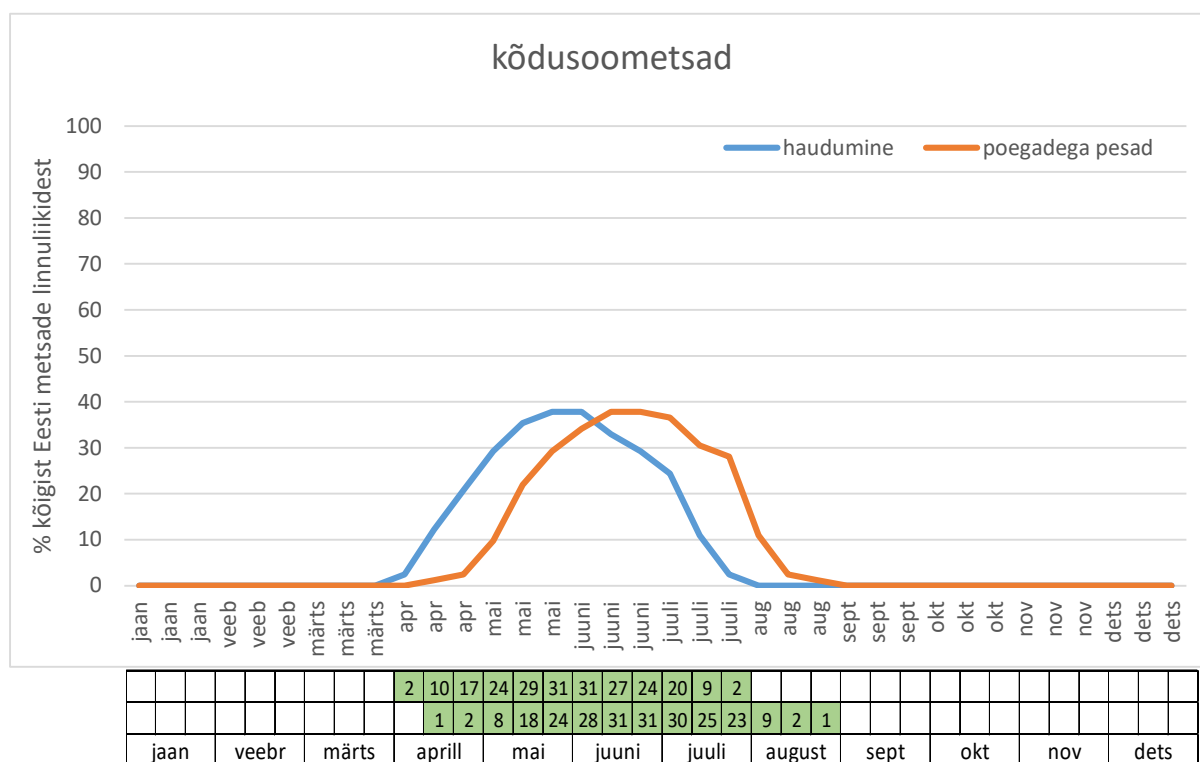


Joonis 11. Lindude pesitsemise fenoskeem rabametsades dekaadide lõikes. Jooned tähistavad mune hauduvate ja poegi kasvatavate liikide osakaalu kõigist Eesti metsalindudest. Joonisealune ruudustik näitab liikide arvu: ülemine rida - hauduvate liikide arv; alumine rida - poegade kasvatamisega hõivatud liikide arv. Allikad: Leibak *et al.* 1994, Elts *et al.* 2018, kohandatud vastavalt Lõhmus (1984) metsakavukohatüüpide klassifikatsioonile.

Kõdusoometsad

Kõdusoometsad on kujunenud lagedatest või hõreda puurindega rohu- ja siirdesoodest kuivendamise tulemusel (Paal 1999). Noores kõdusoometsas kasvavad männid ja kased, harvem teised lehtpuud, hiljem hakkab kasvama kuusk, mis võib muutuda valdavaks puuliigiks. Kuigi kõdusoometsade alustaimestik on liigivaene ning ülekaalus on okaspuud, võib seal pesitsemas kohata siiski rohkem linnuliike kui näiteks samblasoometsade siirdesoo- või rabametsas, kokku pesitseb kõdusoometsades 30–35 linnuliiki. Algselt valgusküllasest männi enamusega kõdusoometsast kaovad kuuse lisandudes mitmed linnuliigid (näiteks metsis, hoburästas, tutt-tihane), nende asemel võib kohata viljakamate metsade kuuselembeseid linnuliike (näiteks musttihane, laanerähn).

Kõdusoometsades saab lindude pesitsus hoo sisse aprilli kolmandal dekaadil, kuid esimesed liigid pesitsevad juba aprilli alguses, näiteks porr ja muusträstas. Pesitsushooaja kõrghetk kestab mai kolmandast dekaadist juuni kolmanda dekaadini (joonis 12). Pooled rabametsade linnuliigid lõpetavad pesitsemise juuli kolmandal või augusti esimesel dekaadil. Hilised pesitsejad on väike-lehelind ja siisike, kelle poegadega pesi võib leida ka augusti lõpul.



Joonis 12. Lindude pesitsemise fenoskeem kõdusoometsades dekaadide lõikes. Jooned tähistavad mune hauduvate ja poegi kasvatavate liikide osakaalu kõigest Eesti metsalindudest. Joonisealune ruudustik näitab liikide arvu: ülemine rida - hauduvate liikide arv; alumine rida - poegade kasvatamisega hõivatud liikide arv. Allikad: Leibak *et al.* 1994, Elts *et al.* 2018, kohandatud vastavalt Lõhmus (1984) metsakavukohtatüüpide klassifikatsioonile.

Metsaraie mõju metsalinnustikule

Metsa majandamise ja metsaloomastiku vahelistest seostest on viimastel kümnenditel üha rohkem räägitud, kuid reeglina tuginevad arvamused üldistele teadmistele metsandusest või ökoloogiast, harvem kasutatakse argumentatsioonis teadusuuringuid. Sarnaselt mitmete teiste elupaikade linnustiku vähenemisega mujal maailmas (Şekercioğlu *et al.* 2004, Gaston & Fuller 2008, Virkkala 2016, LaManna & Martin 2017, OGL 2019, Rosenberg *et al.* 2019) ja Euroopas (Hallmann *et al.* 2014, Inger *et al.* 2015) on viimastel kümnenditel täheldatud langust ka Eesti metsalindude arvukuses (Nellis & Volke 2019, Mason *et al.* 2019). Näiteks Suurbritannias langes perioodil 1970–2012 metsalindude arvukus 17% (Fuller *et al.* 2014), leevikeste arvukus vähenes 1970–2007 lausa 55%, milles on oma osa mänginud elupaikade killustumine ja rohekoridoride katkemine (Charman *et al.* 2009), kuid just erinevaid metsaalasid ühendavad puuribad võivad soosida lindude liikumist (Paal *et al.* 2020).

Ka USA-s on metsalindude arvukus vähenenud viimase poole sajandi jooksul ligi 50%, sealhulgas on vähenenud boreaalsete metsade, mis on võrreldavad ka Eesti metsadega, pesitsevate lindude arvukus 33% (Rosenberg *et al.* 2019). Siiski ei ole kõik muutused ühesuunalised, sest metsalindude seas on ka liike, kelle arvukus on kasvanud. Näiteks on ajal, mil teiste Suurbritannia metsalindude arvukus langeb, kasvanud nii rasvatihaste kui ka suur-kirjurähnide arvukus (Eaton *et al.* 2006). Kuna metsalindude seas on nii paiga- kui rändlinde, ei ole sugugi lihtne väita, et just üks ökoloogiline tegur või inimtekkeline muutus on otseselt muutuste eest vastutav (Carpenter *et al.* 2009; vt ka põhjuste loetelu sissejuhatastest). Lisaks on vaatamata lindude aktiivsele uurimisele lünklikud meie teadmised mitmete kõige tavalisemate metsalindude ökoloogiast (näiteks lindude toitumise või käitumise osas), mis raskendab samuti nii teadusuuringute läbiviimist, kui ka hilisemate otsuste langetamist. Siiski joonistub sadade olemasolevate metsalindude uuringute põhjal välja pilt, mis lubab väita, et metsamajandamisel on väga oluline lokaalne ja ka globaalne roll metsalinnustiku kujunemisele (LaManna & Martin 2017, Perry *et al.* 2018, Donald *et al.* 2019). Leidub vaid üksikuid teadusuuringuid, mis sedastavad, et pikaajaliselt on metsalindude arvukus pigem siiski tõusmas. Üks selline on näiteks Lõuna-Saksamaa pöögimetsade linnustiku näide perioodist 1927–2015 (Schulze 2018), kus leiti, et kuni 1970. aastani oli paiksete metsalindude käekäik tõusuteel ja ei ole märke, et jätkusuutlik metsade majandamine oleks pärast seda lokaalsele elurikkusele, sealhulgas linnustikule, negatiivselt mõjunud. Ka Rootsis on täheldatud, et metsalindude arvukus on pikka aega pigem tõusnud ja tänaseks stabiilne, selle põhjuseks peetakse kliimasoojenemise soodsat mõju ning metsade kvaliteedi ja kvantiteedi tõusu (Ram *et al.* 2017).

Viimastel aastatel ilmunud uuringud, mis koondavad andmeid erinevatest metsadest, võimaldab tabada pikaajalisi muutusi metsalinnustikus ja selle seosest metsade majandamisega. Teadusajakirjades viimase 60 aasta jooksul avaldatud andmete analüüs, kus võrreldi linnustikku enne ja pärast raiet, näitab, et metsaraied vähendavad lindude liigirikkust nii troopikas kui ka parasvöötme metsades (LaManna & Martin 2017). Põhjapoolsetes metsades on lokaalne liigirikkuse kahanemine vähema liikide arvukuse tõttu väiksem kui troopikas; sealjuures on raiejärgsed muutused linnustikus suuremad pigem sega- kui leht- ja okasmetsades (LaManna & Martin 2017); segametsad aga levivad just põhja-parasvöötmes ehk piirkonnas, kus paikneb ka Eesti.

Kuna paljud metsalinnud on lühiealised (eelkõige väikesed värvulised) ja pesitsevad elu jooksul üks või kaks korda, harva rohkem, siis võib pesitsusperioodil tehtav metsaraie oluliselt lokaalset asurkonda mõjutada. Eelkõige seepärast, et pesitsusaegse häiringu negatiivne mõju ühel aastal võib mõjutada pikaajaliselt lokaalset linnustikku. Lühiealiste lindude arvukuse või liigirikkuse langus

avaldub kiiremini, võibolla juba järgneval aastal, pikemaajalistel liikidel (näiteks vareslased ja röövlinnud) võivad muutused avalduda aga alles mitmeaastase viivitusega.

Ühe võimaliku lahendusena on räägitud võimalusest pesade säästmiseks enne raiet pesad märgistada. Pesade otsimine ja märgistamine on ajamahukas ja nõuab sageli ka spetsiaalset varustust, näiteks redelit ja endoskoopi õõnsustes pesitsevate linnupesade tuvastamiseks pesitsusperioodi alguses, mil vanalindude käitumise järgi on pesade tuvastamine keerukam kui poegade toitmise perioodil. Seetõttu on pesade otsimine ja märgistamine enne raietõid pigem teoreetiline lahendus. Ilmselt ei oleks Eestis piisavate lindude ökoloogiliste teadmistega tööjõudu, kes suudaks pesi otsida intensiivsusega, mida eeldab metsade majandamine. Et Eesti metsade keskmine lindude pesitsustihedus on 300 paari/km² (Tammekänd 2018) ehk 3 paari/ha ja lindude pesitsusperiood suhteliselt lühikese, siis ei õnnestuks ilmselt kevadsuvisel perioodil kõiki pesi niikuinii leida.

Kevadsuviste raiete mõju linnustikule

Kuigi kirjanduse otsingul töötati läbi üle 600 teadusuuringu (vt metoodikat), **ei õnnestunud leida ainsatki uuringut, mis oleks keskendumid sellele, kuidas kevadsuvine raie mõjutab linnustikku.** Pigem leiab vastavasisulisi arutelusid meedias, kus huvigrupid oma seisukohti avaldavad, tuginedes oma senistele teadmistele ja arusaamadele, harvem teadusuuringutele (vt Berg 2018 ja sealsed viited, Eesti Erametsaliit 2019).

Põhjus, miks otsest kevadsuviste raiete mõju linnustikule ei ole uuritud, on ilmselt selles, et metsaomanikul puudub vajadus või huvi majandatavas metsas lindude hukkumise uurimiseks. Uuringu läbiviimist võivad raskendada ka tänapäevased ranged eetikanõuded, mille kohaselt tuleb võimalusel uuringud teostatada meetodil, mis võimaldab vältida loomade hukkumist (näiteks majandatud ja majandamata alade võrdlemine, nagu seda on siiani tehtud). Vastava loa saamine on aga eelduseks, et tulemused oleks avaldamiskõlblikud rahvusvahelises teaduskirjanduses.

Metsalinnustiku teadusuuringute fookus on pigem raietel kui sellistel, täpsustamata raieaega ning keskenduvad reeglina lage- või valikraietele, analüüsides linnustiku muutusi enne ja pärast raiet (vt Chizinski *et al.* 2011) või tuginedes analoogsete alade võrdlemisele – võrreldakse muutusi piirkonna raiutud ja raiumata metsade linnustikus. Samuti leiab suhteliselt palju uuringuid, kus ei ole otseselt mainitud raieliiki – räägitud on üldiselt metsa majandamisest, mistõttu on vähe uuringuid, mille põhjal saaks teha järeldusi kõigi Eesti metsades kasutatavate raieliikide mõju kohta. Nagu juba eelnevalt mainitud piirduvad uuringud intensiivsematele majandusvõtetele, milleks reeglina on lageraie, sest need muudavad metsakeskkonda kõige drastilisemalt. Kuna üldsuse pilk on eelkõige suunatud just kiiretele keskkonnamuutustele, siis on ka mõistetav, et just selliste muutuste mõju on uuritud rohkem kui tagasihoidlikuma mõjuga majandamist. Seetõttu ei õnnestunud leida mõne Eesti metsades praktiseeritava raieliigi kohta ainsatki linnustikku käsitlevat uuringut, mõnede kohta leiti ainult üksikuid uuringuid.

Samuti ei olnud võimalik teaduskirjandusest tuvastada uuringuid, kus oleks täpselt määratletud metsakasvukohatüüp nii nagu seda on teinud Paal (1999), mistõttu ei ole teistes riikides või regioonides tehtud uuringute põhjal võimalik teha järeldusi ja anda soovitusi Eesti metsakasvukohatüüpide põhiselt. Reeglina piirduvad teadusuuringute metsade kirjeldused

domineerivate puuliikide nimetamisega, mille põhjal saab lähtuda üldisest jaotusest: okas-, leht- või segapuistu. Seetõttu loobuti käesolevas majandamise mõju ja raieliikide puhul kasvukohatüüpide eristamisest. Linnustiku seisukohast vaadatuna ei ole see probleem, sest metsa linnustik sõltub eelkõige okas- ja lehtpuuliikide vahelisest suhtest. Kuna erinevat tüüpi metsade linnustik erineb ja mitmete liikide puhul on tegu elupaigaspetsialistidega, on keeruline anda universaalseid soovitusi (Diamond 2008), seda enam, et harva antakse teaduskirjanduses konkreetseid soovitusi metsalindude ja metsamajandamise konflikti lahendamiseks ehk teisisõnu lindude seisukohalt metsa jätkusuutlikuks majandamiseks (Sallabanks & Arnett 2005). Siiski on mitmeid soovitusi, mida silmas pidades näib olevat võimalik linde vähem häirida, mõnel puhul võivad metsamajanduslikud võtted lindudele ka soodsalt mõjuda.

Hinnanguline lindude hukkumine kevadsuvised raie käigus

Tuginedes RMK andmetele (Valgepea *et al.* 2019) ja eeldades, et erametsas hetkel kevadist raierahu ei peeta hukkus raiehäiringute tõttu (raiedokumentide alusel) 2018. aasta kevadsuvel erametsades umbes 84 000 ja 2017. aastal 71 100 linnupoega. Alljärgnev selgitab arvutuskäiku.

Erametsas oli raiedokumentide alusel 2018. aastal plaanitud raieid 89 597 ha, 2017. aastal 75 873 ha (langeb kokku 2017 statistilise metsainventuuri (SMI) andme miinimumiga: 75 648 ha (81 700 ha, viga 10,8%)). Arvestuslikult plaaniti raiuda aastal 2018 keskmiselt ühe kuu jooksul 7466 ha ($89\,597/12$) ja 2017 aastal 6323 ha ($75\,873/12$). Raieatistite väljastamise aegread näitavad, et 2017–2018 aprillis, mais ja juunis raiuti (või plaaniti raiuda) metsa keskmiselt 25% vähem (kuude lõikes vastavalt 17%, 26% ja 32%), kui raieproportsionaalse jaotuse puhul kõigi kuude lõikes. Seega oli 2018 raiutav pindala umbes 5600 ha ($7466 \times 0,75$), 2017 aga umbes 4740 ha ($6323 \times 0,75$). Arvestades, et lindude pesitsusperiood kestab vähemalt kolm kuud (aprillist juulini; intensiivseim periood jääb siiski vahemikku 15. aprill – 1. juuli) ja et keskmises metsas on lindude pesitsustihedus 3 paari/ha (Tammekänd 2018), mis langeb kokku ka Lõuna-Soome okas ja segametsade lindude asustustihedusega (195–253 paari/km²; Virkkala 2004), siis võis aastal 2018 otsese raiehäiringu tõttu ebaõnnestuda 16 800 pesitsust (3×5600), 2017 aga 14 220 pesitsust (3×4740).

Kuna valdava osa metsalindudest moodustavad linnud, kelle pesakonnast võib lennuvõimestuda viis poega (konservatiivne hinnang, tihastel näiteks oluliselt rohkem: rasva- ja sinitihasel näiteks kuni 12 poega), siis aastal 2018 oli hinnanguline raiehäiringute tõttu hukkunud järglaste arv 84 000 ($5 \times 16\,800$), 2017 aga 71 100 ($5 \times 14\,220$).

Loomulikult on arvutuses teatud viga, sest tegelik raie ajaline jaotust ei pruugi vastata väljastatud raielubade ajalisele jaotusele, samuti ei kajastu arvutuses erinevates kasvukohatüüpides tehtavate raie osakaal. Näiteks, kui valdav osa raieatistest toimub palu- või nõmmemännikutes, kus linnurikkus on selgelt madalam kui lehtpuu ülekaaluga salu- või laanemetsas, siis on ka hukkunud lindude arv väiksem.

Teatud määral suurendab viga ka raieliikide jaotus, kuid et nii SMI kui ka raiedokumentide järgi moodustavad koguraie mahust suurima osa lage- (81%) ja harvendusraied (9%) ning raie kogupindalast 44% lageraied, 19% harvendusraied ja 14% sanitaarraied (Valgepea *et al.* 2019), siis on tõenäoliselt hukkunud vähem – lageraie nurjab pesitsuse, harvendus ja sanitaarraiate otsene mõju ei ole teada. Arvutuse tulemust võib mõjutada ka raiedokumentide alusel kavandatud raie tegemata jätmine. Näiteks raiusid füüsilisest isikutest metsaomanikud aastal 2017 56% plaanitud

lageraiemahust (54% plaanitud lageraiete pindalast, juriidilised isikud vastavalt 44% ja 42%; Valgepea *et al.* 2019), kuid et raiedokumentide ja SMI arvutuste näitajad raiete kogupindala osas on siiski sarnased, ei ole hetkel võimalik täpselt hinnata, mil määral teostamata raiete hulk hukkunud lindude arvu mõjutab. Isegi kui hukkunud järglaste arv on arvutuslikust kolmadiku võrra väiksem (2018: 55 440 ja 2017: 46 926 poega), langeb see kokku Eesti metsalindude aastase arvukuslanguse hinnanguga (Nellis & Volke 2019).

Ökoloogilisest vaatepunktist on seega tekkinud olukord, kus enne lennuvõimestumist toimub suremus, millele võib omakorda lisanduda või järgneda teistest ökoloogilistest teguritest (nt kisklus, toidupuudus, jne) põhjustatud suremus, mis võib tähendada, et sama majandamismudeli pikaajane rakendamine viib kokkuvõttes lindude arvukuse vähenemiseni.

Andmed tuginevad siiski Eesti metsade keskmistele näitajatele, kuid et raieküpsedes ehk vanades keskmisest suurema tüveläbimõõduga puistus on elurikkus, sealhulgas ka lindude arvukus, suurem (Sallabanks *et al.* 2006, Barlow *et al.* 2007, Khanaposhtani *et al.* 2013, Barrientos & Arroyo 2014, Bergner *et al.* 2015, Möller *et al.* 2017, Larrieu *et al.* 2019), siis ei ole välistatud, et raiutavates metsades on keskmine pesitsustihedus kõrgem kui 3 paari/ha, võimalik, et kaks või kolm korda kõrgem, mis tähendab, et hukkunud lindude arv võib olla oluliselt suurem.

Raieliikide mõju linnustikule

Lageraie

Kõige negatiivsem mõju linnustikule on lageraiel (joonis 13), sest raie käigus hävivad paratamatult nii maapinnal, põõsastikes, puuõõnsustes ning -võrades pesitsevate lindude munad või hukuvad lennuvõimetud pojad; üksikute säilinud pesade kiskjate saagiks langemise või pesahülgamise tõenäosus kasvab. **Seega on otsese elupaiga kadumise tõttu kevadsuvisel lageraiel selge negatiivne mõju lokaalsele linnustikule.** Intensiivsuse tõttu on lageraiel ka kõige suurem potentsiaal lokaalse linnustiku muutmiseks (Steventon *et al.* 1998, Simon *et al.* 2000), seda võrreldes teiste raieliikidega. Näiteks Kesk-Rootsi metsade linnustik on seda vaesem, mida rohkem on seal lageraielanke (Jansson & Andrén 2003). Kuna lageraie on üks enimkasutatav raieliik, siis on ka teaduskirjandusest kõige rohkem teavet just raielankidel toimuvate linnustiku muutuste kohta (Sallabanks & Arnett 2005).

Pikema aja jooksul võivad langid teatud linnuliikidele soodsalt mõjuda, sest kiiresti kasvavad rohttaimed ja võsa (Burke *et al.* 2008) on soodsaks toidubaasiks putukatele, kellest omakorda toituvad paljud metsavärvulised, eelkõige poolavatud metsamaastikke eelistavad linnud. Nii võivad väiksemad langid olla soodsaks toitmiskohaks näiteks hall-kärbsenäpile (Aua 2018), samuti on metsade killustumine mõjunud soodsalt võsaraadile (Kuus & Leibak 2018b) ja metskiuri arvukusele (Kuus 2018a), samuti on senise metsanduspraktika tuules kasvanud suur-kirjurähni, musträhni (Kinks 2018a, 2018b), öösorri (Jair 2018) ja käo (Kuus 2018b) arvukus. Mõningatel juhutudel on laeraielankidel täheldatud ka lühiajalist olulist linnustiku suurenemist (Triquet *et al.* 1990, Imbeau *et al.* 1999, Keller *et al.* 2003, Söderström 2008, Machar 2012), kuid mitte alati (King & DeGraaf 2000). Kasv tuleneb eelkõige liikide arvelt, kes suudavad pesitseda mitmesugustes oludes, kuid suurtes metsades pesitsema kohastunud linnuliigid ei suuda reeglina kiirete muutustega kohaneda (Rodewald and Yahner 2000, Campbell *et al.* 2007).

Lankide taasasutamisel on oluline ka nende vanus. Näiteks Rootsi kuusikutes naasevad tüüpilised metsalinnud lankidele, mille vanus on vähemalt 15 aastat, enne seda kasutavad lanke pigem poolavamaastike liigid (Lindbladh *et al.* 2017). Sarnasele tulemusele on jõutud ka Põhja-Ameerika metsade linnustikku uurides: 10–12 aastat pärast raiet ei olnud algne linnustik taastunud (Holmes *et al.* 2012), samas võivad lageraiealad soodusalt mõjuda mõnele linnuliikigi, näiteks Põhja-Ameerika lehtmetsade ohualdis täpikrästast (Duguay *et al.* 2001). Mõningatel puhkudel võivad siiski lageraielangid ka pikaajaliselt linnurikkamaks jääda, kui näiteks valikraietega majandatavad metsad (Rolek *et al.* 2018), kuid pigem on sellised näited harvad. Rootsi raielankide linnustiku-uuringust on teada, et lankidel, kus säilitati 1–25% puistust, kasvas kiiresti liikide arvukus, kes suudavad hakkama saada taasmetsastuval noore metsaga alal, kuid mida rohkem puistust säilis, seda vähem pesitses seal n-ö pioneerliike; vanemas metas pesitsevate lindude puhul oli olukord vastupidine – mida rohkem puistust säilis, seda rohkem pesitses seal ka vanametsa liike (Söderström 2009).

Kuna valdavalt on metsade majandamine suunatud maksimaalse majandusliku kasu teenimisele pindalaühikult, siis on lageraiete tegemine oluliselt kahjustanud näiteks Soome metsade elurikkust, kus teadlaste soovitusel tuleks arvestada ka teisi majandamisvõtteid (Eyvindson *et al.* 2018), üks võimalik lahendus oleks laialdasem harvendus- või sanitaarraiate tegemine, pidades silmas, et metsas säiliks puistu mitmekesisus.

Siinkohal on oluline roll langile kasvama jäetavatel suurtel vanadel säilikpuudel ja lamapuidul, mis reeglina toetavad linnurikkuse säilimist või kiiremat taastumist (Steventon *et al.* 1998, Riffell *et al.* 2011, Drapeau *et al.* 2009, Machar *et al.* 2019, Reise *et al.* 2019, Sandstöm *et al.* 2019). Rootsimeetsades on aga majandamise tõttu surnud puude ja säilikpuude osakaal langenud alla kriitilise piiri, mistõttu on sealsete metsade elurikkuse säilimine küsitav (Johansson *et al.* 2013). Siiski leidub ka üksikuid näiteid, kus üldine metsa elurikkus kasvab koos surnud puidu hulga suurenemisega, kuid surnud puidu rohkus ei seostu linnurohkusega (Lõuna-Saksamaa metsad; Doerfler *et al.* 2018). Säilikpuude ja tüügaste mõju linnustikule sõltub linnuliigist, näiteks Loode-USA metsades ei ole neil otsest mõju puuvõrades ja puutüvedel elutsevatele liikidele, küll aga õõnelindudele (Linden & Roloff 2013), kuid nii puude kui linnuliikide erinevuse tõttu ei pruugi sama kehtida meie regioonis. Siiski on Lõuna-Soome okas- ja segametsade lageraiete mõjust linnustikule teada, et paljude rändlindude ja seemnetoiduliste liikide arvukus kõigub kindla trendita aastast aastasse, kuid kohalike lindude ja ka õõnustes pesitsevate lindude, eelkõige erinevate tihaselikide ja porri, arvukus on lageraielal vähenenud (Virkkala 2004). Ilmselt oli raiete ajal Soome lageraielankide säilikpuude hulk liialt väike (keskmiselt 3,4 m³/ha (Hänninen 2001)), et kompenseerida õõnsustes pesitsevate lindude elupaigakadu. Osaliselt on Lõuna-Soome metsade puuõõnsustes pesitsevate lindude arvukuse langust kompenseerinud kliimasoojenemine, mille tõttu on Soomes talved pehmemaks muutunud (Virkkala 2004). Säilikpuude suurema hulga kasuks räägivad ka Kanada andmed, kus lageraietega majandatavates metsades oli säilikpuude hulk 15–40% raiutavast puustust (Norton and Hannon 1997, Schieck *et al.* 2000, Lance and Phinney 2001, Tittler *et al.* 2001) ja olulist negatiivset mõju, vähemalt mitte lühikeses ajaskaalas, metsalinnustikule ei täheldatud.

Lindude arvukus võib langeda lageraielankidel isegi siis, kui seal säilib kuni 30% algsest puustust (Vanderwel *et al.* 2009). Näiteks Põhja-Ameerikas langes kahe kolmandiku metsalinnuliigi (kokku 34 liiki) arvukus raiete järgselt 25%, 50% või 75% sõltuvalt sellest, kas pärast raiet säilis puustust vastavalt 45–85%, 30–70% või 15–50% (Vanderwel *et al.* 2007), mis näitab, et pigem on linnustikule soodne raieviis, mis sarnaneb pigem hooldus- või valikraiele. Kaudselt kinnitavad vähemintensiivsete raite soodsamat mõju Põhja-Rootsi metsade kaugseire andmed, mis näitevad, et kõige olulisemad metsade linnustikku kujundav tegurid on metsa kõrgus ja metsaaluse taimestiku (kõrgusvahemik 0,5–3 meetrit) lopsakus – mida kõrgem ja lopsakam alustaimestik, seda suurem on lindude arvukus ja liigirikkus (Lindberg *et al.* 2015).

Raielangid on soodsad toitumiskohad mitmetele röövlindudele, näiteks kakkudele, sest lankidel leidub närilisi. Siiski eelistavad Eestis pesitsevad röövlinnud pigem suuri vanu metsi (Kontkanen *et al.* 2004), kuid et metsade killustumine on hetkel pigem progresseeruv, siis võib arvata, et uute toitumisalade tekkimine ei suuda kompenseerida kakkudele sobilike pesitsusmetsade kahanemist või kadumist. Samas vajavad mitmed kullid just suuri puutumata metsi. Nii näiteks eelistavad Soomes kanakullid pesitseda suurtes vanades kuusemetsades, mida nii lage kui harvendusraiate tõttu üha vähemaks jääb (Björklund *et al.* 2015).

Kuigi lageraielankidel elutsevad närilised võivad soodustada kakuliste pesitsemist võivad närilised takistada maaspesitsevate lindude naasmist. Näiteks mets-lehelinnud võivad vältida näriliste rohkeid alasid (Pasinelli *et al.* 2016). Lageraie tulemusel suurenev lindude ja nende pesade rüüstamist on palju uuritud, kuid selgelt vastust ei ole – on nii raiejärgse kisklusriski suurenemist, kui ka kiskluse mõju puudumist sedastavaid uuringuid (vaata näiteks Wedeles & Donnelly 2004). Siiski soosivad lageraielal pigem maaspesitsevaid linnuliike, tüüpilisi metsalinde aga mitte (Harrison *et al.* 2005).

Kui pesitsusaegse lindude arvukuse ja liigirikkuse kohta on suhteliselt palju uuringuid, siis kohaliku linnustiku seisukohast on oluline ka talvitavate lindude käekäik, sest paljud talvitajad jäävad kevadel samasse piirkonda pesitsema. Näiteks Saksamaal Baieri metsade lageraielankidel ja tormimurru

likvideerimisel tekkinud lagendikega metsades talvitab sama palju linde kui majandamata metsas; küll aga sõltub talvitavate lindude arvukus suurte vanade puude olemasolust – mida rohkem vanu puid, seda rohkem linde (Werner *et al.* 2015). Vanade metsade olulisust on täheldatud ka Lätis talvitavate tihaste puhul (Cīrule *et al.* 2017).

Seega tuleks lageraiet planeerida aega, mil linnud ei pesitse, pesitsusajal aga lageraiet kindlasti vältida. Samuti tuleb langile jätta säilikipuid ja vältida lageraieljärgset lankide puhastamist okstest ja muust risust, sest mitmed uuringud kinnitavad selle soodsat mõju maapinnal pesitsevate liikidele (Herrando *et al.* 2009, Heyman *et al.* 2017), Eestis on sellisteks liikideks näiteks punarind, käblik ja metskiur.

Turberaie

Võrreldes lageraiega leiab teavet turberaiete mõjust metsalinnustikule oluliselt vähem, reeglina ei eristata selle käigus erinevaid turberaie viise (aegjärgne raie, häil- ja veerraie). Samuti ei kajastu teaduskirjanduses, kuidas mõjutab pesitsusaegne turberaie linde, tõenäoliselt ei ole seda uuritud. Kuna turberaied toimuvad reeglina suhteliselt väikesel alal, seda võrreldes lageraietega, on ka nende tõenäoline ökoloogiline mõju väiksem ja eelneva olukorra taastumine kiirem, kuid täpsed mõjud sõltuvad lokaalsetest oludes (Lindenmayer & Noss 2006).

Metsa liigilisele mitmekesisusele mõjub mõõdukas häiring positiivselt (Lindenmayer & Noss 2006), sest kasvab soontaimede liigiline mitmekesisus (Tullus *et al.* 2019) ja see võib olla põhjus, miks turberaiealal maapinnal lüljalgete arvukus suureneb (King & DeGraaf 2000, Söderström 2008, Johnston & Holberton 2009) ja sellega koos ka maapinnal toituvate lindude rohkus; väikeste häiludena raiudes väheneb ka võrastiku katvus, mis võib linnustikule soodsalt mõjuda (Moorman & Guynn 2001, Ellis & Betts 2011).

Kui üldse lindude pesitsusperioodil raiet planeerida, siis oleks lageraie asemel mõistlikum raiuda metsa väikeste häiludena, sest mõõdukas turberaie ei mõjuta pikaajaliselt linnustikku märkimisväärselt, lühiajaliselt võib see linnustikku mitmekesistada. Näiteks Kesk-Rootsi okaspuu ülekaaluga metsades ei ole metsa raiumisel häiludena (läbimõõt kuni 10 meetrit, tihedus kuni 6 häilu/ha), mis kokku moodustasid kuni 19% metsaüksuse pindalast, märkimisväärselt negatiivset mõju linnustikule (Versluijs *et al.* 2017). Ka Põhja-Ameerika metsades ei ole metsa majandamisel häiludena (mediaansuurus 0,4 ha, varieeruvus 0,05–2,0 ha) olulist pikaajalist negatiivset mõju lindude arvukusele täheldatud, küll aga võib see negatiivselt mõjuda mõningatele metsaspetsialistidele (Forsman *et al.* 2010). Näiteks Püreeneede mäestiku männimetsades tehtav turberaieljärgne metsalinnustiku arvukus ei erine oluliselt majandamata metsa linnustikust (Ameztegui *et al.* 2018), kuid muudab selle koosseisu – raiutud aladelt kaovad eelkõige metsaspetsialistid, õõnsustes pesitsejad ja puutüvedel toituvad liigid, nende asemele asuvad generalistid, maapinnal pesitsevad ja toituvad liigid. Kuigi geograafilisest distantsist tulenevad ökoloogilised erinevused ei võimalda Hispaania metsades tehtud uuringu tulemusi Eesti oludele üksüheselt laiendada on tõenäoliselt sellised muutused suhteliselt universaalsed ja pikemas perspektiivis kindlasti linnustikule soodsamad kui lageraied.

Põhja-Ameerikas New Englandi leht- ja segametsade linnuseirest selgus, et kümnekonna aasta jooksul pärast turberaiet on linnustik arvukam ja liigirikkam kui raiumata metsas (eelkõige põõsastikes ja madalas taimestikuses pesitsevate linnuliikide arvelt), järgneva kümne aasta jooksul taimestikust toimunud muutused tingisid ka lindude arvukuse languse ning arvukamaks muutusid

tüüpilised metsalinnud ja maapinnal pesitsevad liigid, kuid turberaiealad olid siiski veel 22 aastat pärast raiet linnurikkamad kui 80–100 aastased metsad (Goodale *et al.* 2009, Duguid *et al.* 2016). Ka Kanada Alberta metsades ja USA Wyomingi ja Lõuna-Dakota osariikide metsades on täheldatud analoogseid turberaiejärgseid muutusi linnustikus (Hobson & Schieck 1999, Anderson & Crompton 2002). Samas võivad väikesed häilud sobida ka haruldastele liikidele, kes lageraiete piirkonnas hakkama ei suuda saada (Perry & Thill 2013).

Seega võiks piirkonnas, kus ei ole pesitsemas ohustatud liike, turberaie olla üks võimalik alternatiiv tavapärasele lageraiele (Perry & Thill 2013, Kirk & Hobson 2001, Lešo *et al.* 2019), mis aitavad säilitada metsalindude lokaalset mitmekesisust (Goodale *et al.* 2009, Duguid *et al.* 2016,). Eestis on siiski turberaiete osakaal koguraietest väike – SMI andmetel aastal 2017 vaid 4,0% (Valgepea *et al.* 2019).

Hooldusraie

Hooldusraie on metsakasvatustlik võtte, millega kõrvaldatakse metsast osa puid, et saada kvaliteetsem mets ja realiseerida puidu kogus, mis looduslikult raieringi jooksul välja langeb. Hooldusraieteks on valgustusraie, harvendusraie ja sanitaarraie (Erametsakeskus 2019). Sarnaselt eelnevatele raieliikidele ei leia paraku ka teaduskirjandusest teavet, kuidas kevadsuvine hooldusraie lindude pesitsust mõjutab. Kuigi aastal 2017 oli hooldus- ja lageraiete pindala Eestis peaaegu sama, siis hooldusraiate käigus raiuti puitu oluliselt vähem: kõigi hooldusraiate summa oli 1 682 000 m³, lageraiete summa 10 133 000 m³ (Valgepea *et al.* 2019). **Väiksema raieintensiivsuse tõttu võib eeldada ka hooldusraie, olgu selleks valgustus-, harvendus- või sanitaarraie, väiksemat mõju linnustikule kui uuendusraietel** (joonis 13), kuid et linnud on reeglina pelglikud ja võivad munadega pesa hüljata juba väikese häiringu korral (Viigipuu & Tilgar 2017), võib eeldada, et ka harvendusraie piirkonnas elavate lindude pesitsemine on häiritud. Pikaajalise hooldusraiate mõjust metsalinnustikule on üht-teist teada. Kuna teaduskirjanduses leidub erinevate hooldusraieliikide ja linnustiku seoste kohta teavet suhteliselt napilt, siis käsitletakse järgnevalt hooldusraiet ühtsena, võimalusel siiski eristades raieliike.

Kõige sagedamini rakendatav hooldusraie liik on harvendusraie, mille tulemusel on näiteks Põhja-Ameerika metsades reeglina nii elustik üldiselt kui ka linnurohkus suurenenud (Rifell *et al.* 2011). Linnustikurikkuse suurenemist on sedastanud lausa 83% Põhja-Ameerika okasmetsades tehtud hooldusraiate mõju käsitlevatest uuringutest (Bayne & Nielsen 2011). Mõjud linnustikule ei ole siiski ühesuunalised. Näiteks Kanada okasmetsades Alberta regioonis tehtud harvendusraie tulemusel väheneb ühtede linnuliikide ja suureneb teiste arvukus, kuid võrreldes majandamata metsaga on siiski harvendusraiel lindude arvukusele positiivne mõju (Bayne & Nielsen 2011). Ka USA Indiana osariigi metsades on harvendusraiel lindude arvukusele ja erinevate ökoloogiliste rühmade (nt õõnelinnud, maapinnal pesitsejad, jne) mitmekesisusele positiivne mõju, kuid mõju on tugevam erivanuselistes puistutes, väiksem ühevanuselistes istutatud metsades (Murry *et al.* 2017). Harvenduse positiivne mõju metsalinnustikule näib olevat suhteliselt universaalne ka globaalselt, sest näiteid selle kohta leiab peaaegu kõikjalt metsastest piirkondaset, ka näiteks Austraaliast (Barr *et al.* 2011).

Noorte metsade algne kiiresti kasvav liigirikkus hakkab langema ajal, mil puuvõrad alumiste rinneteni jõudvat valgust oluliselt piirama hakkab, metsa harvendades tekivad aga „valguslaigud“ ja metsa mitmekesisus suureneb, mistõttu suureneb harvendusjärgselt selgroogsete liigirikkus ja ohtrus,

kaasa arvatud linnurikkus (Verschuyl *et al.* 2011, Demarais *et al.* 2017). Siiski tuleb hooldusraiate mõjude hindamisel arvestada, et kiire puistu muutumine ja sellele järgnevad linnustiku muutused võivad olla lühikese aja jooksul, 2–3 aastat peale raiet, linnuliigiti suhteliselt juhuslikud (Yegorova *et al.* 2013), mistõttu tuleks võimalusel uurida muutusi pikema aja jooksul, näiteks 10 aasta vältel, kuid erisuunalised mõjud võivad ilmneda ka alles siis, kui harvendamisest on möödunud 15 aastat (Cahall *et al.* 2013). Näiteks selgus alles pärast viieteistaastast uuringut, et USA Lääne-Virginia osariigi metsade mõõdukas harvendusraie soosib viirpugu-säälikutele pesitsemist (Becker *et al.* 2012). Üksikute liikide puhul võib väga olulist rolli mängida harvendusjärgselt säilinud puistu omadused. Näiteks USA-s pesitsevale laanerästale on oluline, et ka peale harvendust säiliks metsa keskmine kõrgus ja puutüvede läbimõõt jääks vahemikku 5–10 cm ning metsaalune ei tohiks olla taimestikuta; teisisõnu võib arvata, et sellisete ökoloogiliste nõudmistega liigile ei pruugi harvendusraie soodsalt mõjuda (Chisholm & Leonard 2008).

Reeglina ei ole metsalinnustikku silmas pidades esitatud arvuks soovitusi selle kohta, kui palju peaks puistust säilima või kui palju võiks raiuda. Kuna paljud röövlinnud on kaitse all, siis nende elupaiganõudlust on uuritud detailsemalt. Näiteks on USA-s pesitsevate kanakullide kohta teada, et noortes metsades, mille kõrgus on 25 meetrit, võib teha ühekordset mõõdukat harvendusraiet, peale mida peaks puude tihedus olema 345–445 puud/ha (Finn *et al.* 2002).

Harvendusraiet ja ka teisi raiet planeerides tuleb arvestada, et metsaalune võsa on paljudele lindudele soodsaks toitumis- ja pesitsuspaigaks, seetõttu tuleks võimalusel kevadsuvisel raie ajal (kui seda üldse teha) vältida metsaaluse puhastamist võsast, sest see võib vähendada lindude arvukust ja liigilist mitmekesisust (Fuller *et al.* 2007, Seavy *et al.* 2008, Heyman 2010, Sweeny *et al.* 2010). Võsa eemaldamine laiguti ei pruugi aga linnustikule negatiivselt mõjuda (Heyman 2010).

Meeles tuleb siiski pidada, et metsanduspraktikate mõju uurimisel oleks vaja keskenduda ka lindude sigimisedukusele (Jobes *et al.* 2004), seni on seda tehtud pigem harva (Sallabanks & Arnett 2005), sest enamike liikide puhul on see keeruline. Suhteliselt kerge oleks seda uurida õõnelindudel, kes asustavad meelsasti pesakaste, Eestis on sellisteks liikideks rasvatihane, must-kärbsenäpp, lepalind, väänkael.

Sanitaarraiate mõjust leiab erinevaid näiteid. Poolas Bialowieza metsades tehtud uuring sanitaarraiate mõju kohta linnustikule näitas, et kõige olulisem oli lindudele metsa struktuur – suurte jämedate puudega metsades oli linde rohkem, samas langes lindude arvukus metsa tihenedes; majandatud metsas oli vähem putuktoidulisi ja õõnsustes pesitsevaid linde kui majandamata metsas, kõige tundlikumad olid majandamise suhtes kuuse ja männi segametsade ning saare ja lepa segametsade linnud (Czeszczewik *et al.* 2015). Metsakahjurite ohjamiseks tehtavad sanitaarraied mõjutavad kahjuritest toituvaid linde, eelkõige neid, kes toituvad puutüvedel (näiteks rähnid, puukoristajad, tihaslased), sest väheneb sobilike toitumiskohtade või pesitsemiseks sobilike õõnsuste arv (Koivula & Schmiegelow 2007, Bonnot *et al.* 2009, Cahall & Hayes 2009, Morissette *et al.* 2002, Saab *et al.* 2009, Farris *et al.* 2010), kuid üldist linnurikkust võib sanitaarraie ka soodustada (Morissette *et al.* 2002, Rost *et al.* 2013), olla märkimisväärse mõjuta (Cahall & Hayes 2009, Kroll *et al.* 2012), kuid linnustik võib ka vaesestuda (Lain *et al.* 2008).

Valikraie (püsimetsandus)

Valikraie (ehk püsimetsandus) põhimõte on raiuda puid nii nagu nad looduslikult välja langeks ning nende tulemusena peab jääma puistu püsima ja samaaegselt ka uuenema. Valikraie võib näiteks sobida pärandkooslustega metsadesse, samuti puhke- ja parkmetsadesse (Metsaru 2019). Valikraie osakaal Eestis on marginaalne, 2017. aastal tehti valikraied vaid 1,4%-l raiutud metsa pindalast (Valgepea *et al.* 2019). Valikraie ei ole majanduslikult nii tulus (mõõdetuna raha hulgana ajaühiku kohta) kui teised raieliigid ja seepärast ei ole see väga levinud, kuid viimastel aastatel on üha enam vaagitud metsamajanduse eetilist, sotsiaalset ja ka ökoloogilist tähtsust (Galetto *et al.* 2019) ning selle taustal on üha enam räägitud ka valikraiate olulisusest.

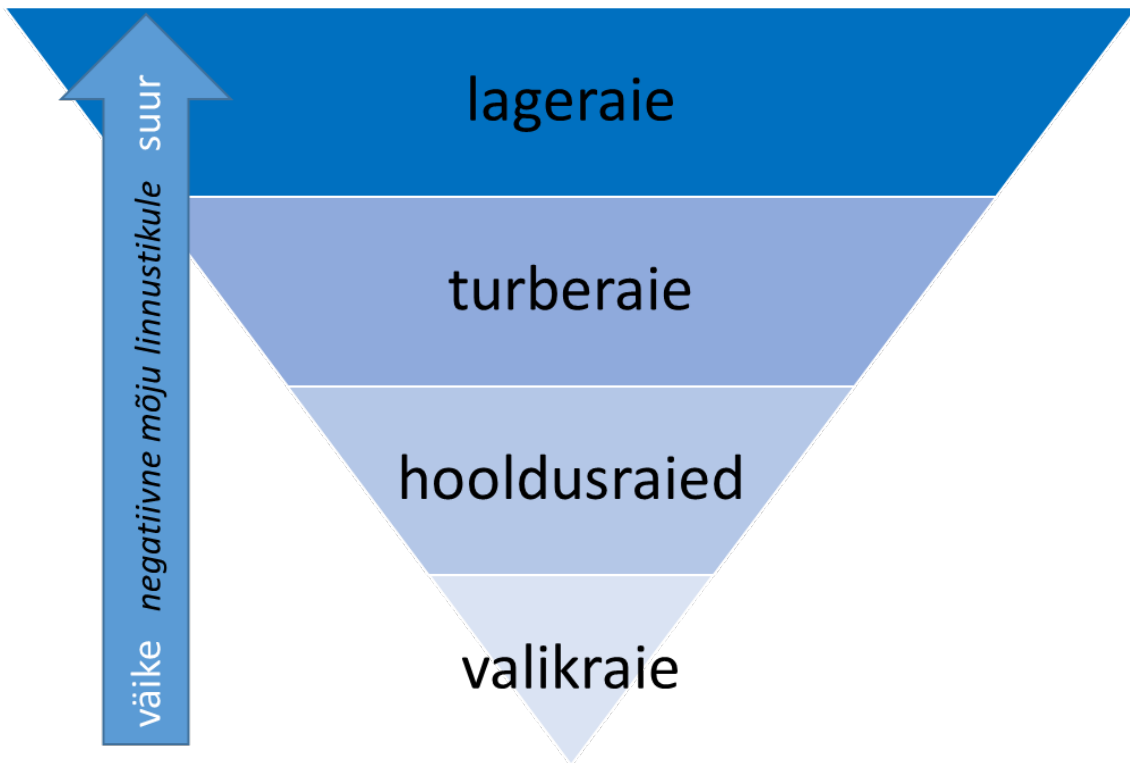
Sarnaselt eelnevalt käsitletud raiemeetoditele ei leia teaduskirjandusest otseseid viited kevadsuise valikraie mõjust linnustikule, teisisõnu ei ole teada, kui palju linde selle käigus hukkub. Põhjus on ilmselt selles, et püsimetsanduse heade tavade hulka kevadine raie ei kuulu. Kuid et valikraied on üha enam tähelepanu saamas (Galetto *et al.* 2019, Rosenvald *et al.* 2019, Sténs *et al.* 2019), siis leiab teaduskirjandusest teavet nende üldisest mõjust linnustikule.

Kui valikraie peaks juhtuma lindude pesitsusajal, siis on sel võrreldes teiste eelmainitud raieliikidega väiksem mõju linnustikule (joonis 13) – võimalik linde häiriv mürareostus (kaasneb tänasel päeval kõigi raieliikidega) põhjustab lindudele stressi (Viigipuu & Tilgar 2017) ja on ilmselt võrreldav teiste mehhaniseeritud raieliikide põhjustatud stressiga, kuid et valikraiel raiutakse puistust vaid üksikuid puid, siis on otsene pesade hävitamise tõenäosus oluliselt väiksem. Just puistu üldise horisontaalse ja vertikaalse struktuuri säilimise tõttu häirib valikraie linde vähem, kui teiste raieliikide põhjustatud puistu muutused (Khanaposhtani *et al.* 2013).

Pikaajalised valikraiega ja teiste eelmainitud raieliikidega majandavate metsade linnustiku (ja ka teiste metsas elavate organismide) võrdlus räägib püsimetsanduslike võtete kasuks (Mori & Kitagawa 2014, Beese *et al.* 2019, Sténs *et al.* 2019). Näiteks selgus neli aastat väldanud uuringus, et valikraiatud Rootsi okasmetsades on puuvõrades ja maapinnal elutsevaid röövikuid, larve, ämblikke ja teisi selgrootuid oluliselt rohkem kui lageraiete alal (Atlegrim & Sjöberg 1995). Ilmselt on see ka põhjus, miks valikraiega majandatava metsa linnustik on sarnane kaitsealuste metsade omale, olles oluliselt rikkalikum lageraiete piirkonna linnustikust (Atlegrim & Sjöberg 1995), teiste raieliikidega võrreldes on erinevused väiksemad. Linnuloenduste ja metsanduspraktikate võrdlus Kanadas Labradori kuusemetsades näitab, et lindudele soodsate olude säilimiseks peaks metsas säilima minimaalselt 71% puidu mahust (Simon *et al.* 2000), mistõttu oleks just valikraie sealsete metsade majandamiseks sobilik.

Valikraie ja linnustiku seoseid uurivas teaduskirjanduses mainitakse harva raie intensiivsust, kuid on loogiline järeldada, et teatud puhkudel võib valikraie üksikutele linnuliikidele negatiivselt mõjuda. Näiteks juhul, kui metsas on pesitsemas linnuliigid, kes suuremal või vähemal määral spetsialiseeruvad kindlale puuliigile või pesitsevad kindla struktuuriga territooriumitel. Kui valikraie käigus mõned olulised puuliigid raiutakse või muutub lokaalselt metsa struktuur, siis võivad toimuda muutused ka püsimetsa linnurikkuses ja arvukuses (nt Jobes *et al.* 2004, Rosenvald & Lõhmus 2007, Basile *et al.* 2019), kuid see on pigem võrreldav looduslike protsesside tulemil toimuvate muutustega ning ei mõjuta üldist linnurikkust ja arvukust (Rosenvald & Lõhmus 2008). Reeglina valikraiel märkimisväärseid negatiivseid mõjusid linnustikule ei ole (Register & Islam 2008, kuid vaata ka Rolek *et al.* 2018).

Kokkuvõtvalt saab teaduskirjandusele tuginedes väita, et metsalindude pesitsusaegsete häirimiste vähendamiseks tuleks eelistada kas valikraiet või harvendusraiet (Sallabanks & Arnett 2005; joonis 13).



Joonis 13. Raieliigi mõju metsalinnustikule. Kuna sega- ja lehtmetsades on linnutik mitmekesisem ja arvukam, siis üldist metsalindude arvukus silmas pidades on tõenäoliselt väiksemad mõjud okaspuumetsades tehtavatel raietel.

Pesakastid õõnsustes pesitsevatele lindudele

Raiete käigus väheneb puistus eelkõige vanade ja jämedate puude osakaal, ühes sellega ka õõnsustes pesitsevate linnuliikide pesakohtade hulk. Paljudele liikidele on pesakastidega võimalik luua tehiskud pesitsustingimused, eelkõige tihastele, must-kärbsenäpile, kuid ka kakkudele, väänkaelale ja porrile, harvem pesitsevad pesakastis punarind ja lepalind. Erinevatele linnuliikide sobilike pesakastide juhendeid leiab internetist (Eesti Erametsaliit 2017, Eesti Ornitoloogiaühing 2019).

Pesakastide abil on võimalik oluliselt tõsta majandatava metsas õõnsustes pesitsevate lindude arvukust. Kuna tänaste majandusmetsade vanuseline struktuur on ühtlasem, kui looduslikult taastunud metsades, napib seal looduslikke õõnsusi – pesakastid on odav ja suhteliselt lihtne viis istutatud metsa linnurohkuse tõstmiseks (Woodley *et al.* 2006). Edela-Eesti majandatavate metsades õõnelinde uurides on teada saadud, et pesakastid on atraktiivsed nii leht- kui okasmetsas pesitsevatele rasvatihastele (Mänd *et al.* 2005), seejuures suureneb pesakastide abil rasvatihaste pesitsustihedus nii lehtmetsades kui ka nõmme- ja palumännikutes (Mänd *et al.* 2009), kuigi looduslikult on neis männikutes rasvatihaste pesitsustihedus väga madal (Mänd *et al.* 2009, Telve 2018).

Siiski tuleb meeles pidada, et pesakaste peaks igal kevadel enne lindude pesitsushooaja algust puhastama (hiljemalt aprilli esimesel nädalal), sest pesakastis olevas vanas pesamaterjalis võib olla kirpe või teisi parasiite, kelle tõttu pesakasti teistkordselt ei asustata. Samuti võib mõne liigi pesa, näiteks must-kärbsenäpi oma, pesakasti n-ö ummistada, sest pesa ehitamiseks kasutatav materjali koguses on suur – puhastamata pesakastis ei ole järgmisel kevadel uue pesa ehitamiseks piisavalt ruumi ning kast jääb asustamata.

Värvulistele mõeldud pesakaste tuleks teineteisest panna minimaalselt 50–60 meetri kaugusele, sest näiteks rasvatihased ja must-kärbsenäpid, kes on ka kõige arvukamad metsades pesitsevad õõnelinnud, on territoriaalsed ja ei lase enda pesa lähedusse teisi liigikaaslaseid pesitsema. Territooriumi tuumikala jääb 50 meetri raadiusesse pesast.

Kokkuvõte

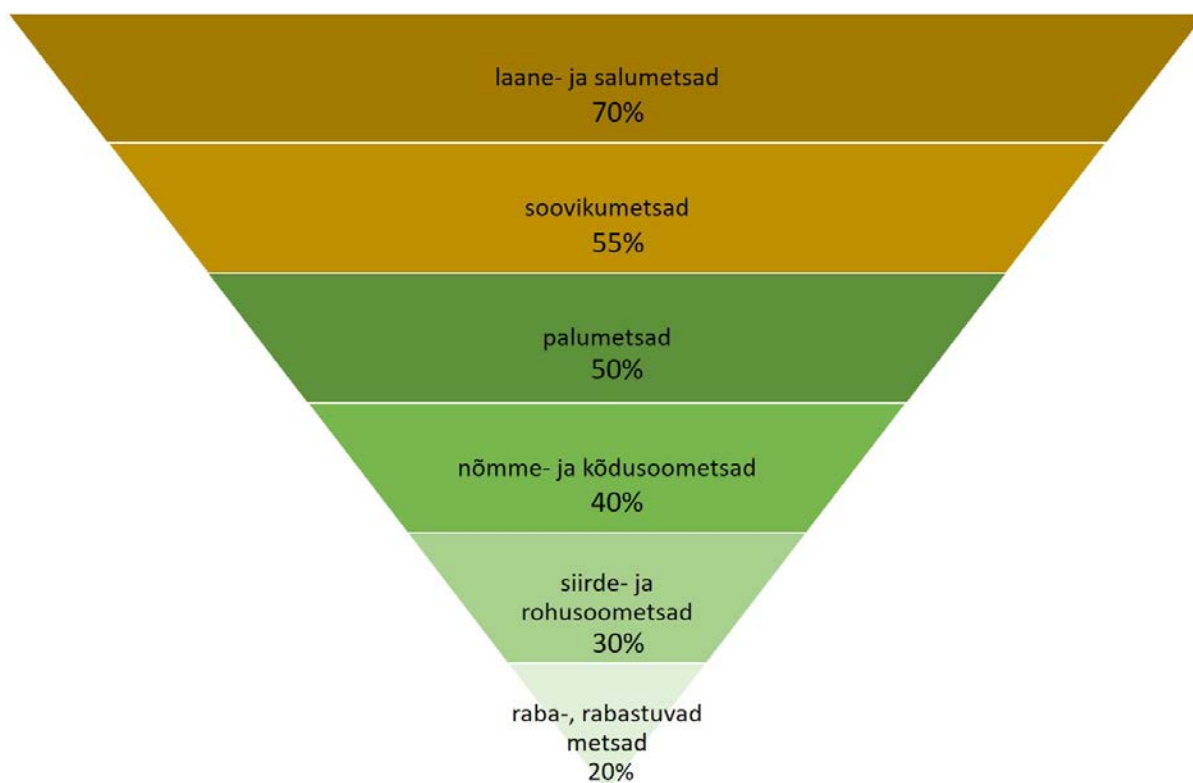
Linnud on vaid üks metsas elav organismirühm ja sageli reageerivad erinevad linnuliigid metsa majandamisele erinevalt (Thompson *et al.* 2003), seepärast ei saa metsa mitmekesisuse tagamiseks arvestada vaid lindude elupaiganõudmistega, arvestama peaks võimalikult paljude organismide vajadusi, mis teeb universaalsete metsamajanduslike praktikate leidmise keerukaks (Diamond 2008). Veelgi keerukamaks teeb lahenduste leidmise see, et ka erinevaid ühiskonna osapooli rahuldavate metsamajanduslike võtetenäidude jõudmine on keeruline (Sallabanks & Arnett 2005, Cooper *et al.* 2006, Mahon *et al.* 2019), sest töid planeerides oleks vaja lähtuda mitte ainult majandulikest vaid ka sotsiaalsetest aspektidest (Heyman 2012, Neyland *et al.* 2012), siiski ei ole lahendusteni jõudmine võimatu (Kerr 1999, Millington *et al.* 2011, Puettmann & Tappeiner 2014, Bernes *et al.* 2015, Löf *et al.* 2016, Felton *et al.* 2019). Teaduskirjandust analüüsid on jõutud järeldusele, et metsalindude jätkusuutlikkuse tagamiseks tuleb lindudele soodsate olude tagamiseks valikraiel säilitada vähemalt 40–60% (sõltuvalt metsast) algsest puistust (Basile *et al.* 2019). **Majanduslikult kõige tulusama meetodi ehk lageraie asemel (Steventon *et al.* 1998) loob parimad tingimused erinevate raieviiside kombineerimine (Doyon *et al.* 2005).**

Kuna teaduskirjandusest ei leia teavet, kuidas lindude pesitsusaegne raie mõjutab linde, siis ei ole võimalik otseselt vastata, millised on mõjud, kuid **tõenäoliselt luhtub vähemalt uuendusraiate piirkonnas suure osa lindude pesitsemine (hooldusraiate piirkonnas tõenäoliselt vähem). Kui mitte otsese pesapaiga hävimise tõttu, siis tänaste mehhaniseeritud raievõtte põhjustatud müra tõttu, mis tekitab lindudele stressi ja põhjustab pesa hülgamist. Sellest lähtuvalt on kõige linnusõbralikum pidada metsades kevadist linnurahu.**

Kui aga kevadsuvine raie on vältimatu, siis **tuleb vältida raiet linnurohketes kasvukohatüüpides, eelkõige lehtpuu enamusega salu- ja laanemetsades (vt joonis 14) ning valida võimalikult vähe linnustikku häiriv raieliik (vt joonis 13).** Suurim negatiivne mõju linnustikule on lageraie, turbe- ja hooldusraietel on aga linnustiku seisukohalt ka mitmeid positiivseid külgi ja seetõttu tuleks eelistada pigem neid, võimalusel majandada metsa valikraietega (joonis 13).

Kuna nii üldine metsa mitmekesisus sõltub puistu horisontaalsest ja vertikaalsest struktuurist, siis tuleks linnurikkuse säilitamiseks vältida metsast rinnete kadumist. **Tuleks vältida metsaaluse võsa eemaldamist,** sest see on pesitsus ja toitumiskoht paljudele värvulistele. Samuti tuleks metsas säilitada lamapuitu ja tüükaid.

Õõnsustes pesitsevate lindude arvukuse suurenemist soodustab pesakastide kasutamine, kuid pikaajalise tulemuse saavutamiseks peab pesakaste regulaarselt hooldama.



Joonis 14. Kevadsuviste raiete mõju erinevates metsakasvukohatüüpides vastavalt linnuliikide elupaigaeelistustele. Kõrgemal asuvates kasvukohatüüpides on pesitsevate liikide arv suurem ja seetõttu on ka seal raiudes võimalik negatiivne mõju linnustikule suurem. Protsent tähistab kasvukohatüübis pesitsevate lindude umbkaudset osakaalu kõigist Eesti metsalinnuliikidest.

- Ameztegui A, Gil-Tenab A, Faus, et al., 2018.** Bird community response in mountain pine forests of the Pyrenees managed under a shelterwood system. *Forest Ecology and Management* 407: 95–105. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.002>
- Anderson SH, Crompton BJ, 2002.** The Effects of Shelterwood Logging on Bird Community Composition in the Black Hills, Wyoming. *Forest Science* 48: 365–372. <https://doi.org/10.1093/forestscience/48.2.365>
- Atlegrim O, Sjöberg K, 1995.** Effects of clear-cutting and selective felling in Swedish Boreal coniferous forest: response of invertebrate taxa eaten by birds. *Entomologica Fennica* 6: 79–90. <https://doi.org/10.33338/ef.83843>
- Aua J, 2018.** Hall-kärbsenäpp. Rmt: Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, lk 438–439.
- Barlow J, Mestre LAM, Gardner TA, 2007.** The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biological Conservation* 136: 212–231. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.11.021>
- Barr R, Wright W, Rayment P, 2011.** Thinning, fire and birds in Boola Boola State Forest, Victoria, Australia. *Australian Forestry* 74: 43–53. <https://doi.org/10.1080/00049158.2011.10676345>
- Barrientos R, Arroyo B, 2014.** Nesting habitat selection of Mediterranean raptors in managed pinewoods: Searching for common patterns to derive conservation recommendations. *Bird Conservation International* 24: 138–151. <https://doi.org/10.1017/S0959270913000270>
- Basile M, Mikusiński G, Storch I, 2019.** Bird guilds show different responses to tree retention levels: a meta-analysis. *Global Ecology and Conservation* 18: e00615. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00615>
- Bayne E, Nielsen B, 2011.** Temporal trends in bird abundance in response to thinning of lodgepole pine (*Pinus contorta*). *Canadian Journal of Forest Research* 41: 1917–1927. <https://doi.org/10.1139/x11-113>
- Becker DA, Wood PB, Keyser PD, 2012.** Canada Warbler use of harvested stands following timber management in the southern portion of their range. *Forest Ecology and Management* 276: 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.03.018>
- Beese WJ, Deal J, Dunsworth BG, et al., 2019.** Two decades of variable retention in British Columbia: a review of its implementation and effectiveness for biodiversity conservation. *Ecological Processes* 8: 33. <https://doi.org/10.1186/s13717-019-0181-9>
- Berg K, 2018.** Kevadsuvine raierahu – kellele ja miks? Sirp 27.07.2018 <https://sirp.ee/s1-artiklid/c21-teadus/kevadsuvine-raierahu-kellele-ja-miks/>
- Bergner A, Avci M, Eryiğit H, et al., 2015.** Influences of forest type and habitat structure on bird assemblages of oak (*Quercus spp.*) and pine (*Pinus spp.*) stands in southwestern Turkey *Forest Ecology and Management* 336: 137–147. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.10.025>
- Bernes C, Jonsson BG, Junninen K, et al., 2015.** What is the impact of active management on biodiversity in boreal and temperate forests set aside for conservation or restoration? A systematic map. *Environmental Evidence* 4: 25. <https://doi.org/10.1186/s13750-015-0050-7>
- Björklund H, Valkama J, Tomppo E, et al., 2015.** Habitat Effects on the Breeding Performance of Three Forest-Dwelling Hawks. *PLoS ONE* 10: e0137877. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0137877>

- Bonnot TW, Millsbaugh JJ, Rumble MA, 2009.** Multi-scale nest-site selection by black-backed woodpeckers in outbreaks of mountain pine beetles. *Forest Ecology and Management* 259: 220–228. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.10.021>
- Both C, Ubels R, Ravussin P, 2019.** Life-history innovation to climate change: can single-brooded migrant birds become multiple breeders? *Journal of Avian Biology*. 2019: e01951. <https://doi.org/10.1111/jav.01951>
- Burke DM, Elliott KA, Holmes SB, et al., 2008.** The effects of partial harvest on the understory vegetation of southern Ontario woodlands. *Forest Ecology and Management*: 255: 2204–2212. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.032>
- Cahall RE, Hayes JP, 2009.** Influences of postfire salvage logging on forest birds in the Eastern Cascades, Oregon, USA. *Forest Ecology and Management* 257: 1119–1128. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.11.019>
- Cahall RE, Hayes JP, Betts MG, 2013.** Will they come? Long-term response by forest birds to experimental thinning supports the “Field of Dreams” hypothesis. *Forest Ecology and Management* 304: 137–149. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.042>
- Campbell SP, Witham JW, Hunter M L, 2007.** Long-Term Effects of Group-Selection Timber Harvesting on Abundance of Forest Birds. *Conservation Biology* 21: 1218-1229. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00768.x>
- Carpenter J, Charman E, Smart J, et al., 2009.** Habitat associations of woodland birds II. RSPB Research Report No. 36 ISBN 978-1-905601-20-2
- Charman E, Carpenter J, Gruar D, 2009.** Understanding the causes of decline in breeding bird numbers in England: review of the evidence base for declining species in the woodland indicator for England. RSPB Research Report No. 37. ISBN 978-1- 905601-21-9. https://wecext.rl.ac.uk/PDF/RES16832_review.pdf
- Chisholm SE, Leonard ML, 2008.** Effect of forest management on a rare habitat specialist, the Bicknell's Thrush (*Catharus bicknelli*). *Canadian Journal of Zoology* 86: 217–223. <https://doi.org/10.1139/Z07-131>
- Chizinski CJ, Anna Peterson A, Hanowski J, et al., 2011.** Breeding bird response to partially harvested riparian management zones. *Forest Ecology and Management* 261: 1892–1900. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.02.012>
- Cirule D, Krama T, Krams R, et al. 2017.** Habitat quality affects stress responses and survival in a bird wintering under extremely low ambient temperatures. *The Science of Nature* 104: 99. <https://doi.org/10.1007/s00114-017-1519-8>
- Cooper JM, Manning ET, 2006.** Synthesis of large-scale bird conservation plans in Canada: A resource for forest managers NCASI Special Report (06-05): 1-53. <https://www.ncasi.org/wp-content/uploads/2019/02/SR06-05-revised-Jan-07.pdf>
- Czeszczewik D, Zub K, Stanski T, et al. 2015.** Effects of forest management on bird assemblages in the Bialowieza Forest, Poland. *iForest* 8: 377-385. <https://doi.org/10.3832/ifor1212-007>
- Demarais S, Verschuyf JP, Roloff GJ, et al., 2017** Tamm review: Terrestrial vertebrate biodiversity and intensive forest management in the U.S. *Forest Ecology and Management* 385: 308–330. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.006>
- Diamond AW, 2008.** Bird research in the ACWERN lab at the Faculty of Forestry and Environmental Management, University of New Brunswick. *The Forestry Chronicle* 84: 548-552. <https://doi.org/10.5558/tfc84548-4>
- Doerfler I, Gossner MM, Müller J, et al., 2018.** Deadwood enrichment combining integrative and segregative conservation elements enhances biodiversity of multiple taxa in managed forests. *Biological Conservation* 228: 70–78. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.10.013>

- Donald PF, Arendarczyk B, Spooner F, et al., 2019.** Loss of forest intactness elevates global extinction risk in birds. *Animal Conservation* 22: 341–347, <https://doi.org/10.1111/acv.12469>
- Doyon F, Gagnon D, Giroux J-F, 2005.** Effects of strip and single-tree selection cutting on birds and their habitat in a southwestern Quebec northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management* 209: 101–116. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.01.005>
- Drapeau P, Leduc A, Giroux J, et al., 2000.** Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests. *Ecological Monographs* 70: 423–444. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2000\)070\[0423:LSDACI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2000)070[0423:LSDACI]2.0.CO;2)
- Drapeau P, Nappi A, Imbeau L, et al., 2009.** Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest: Managing for snag Dynamics. *The Forestry Chronicle* 85: 227–234. <https://doi.org/10.5558/tfc85227-2>
- Duguay JP, Wood PB, Nichols JV, 2001.** Songbird Abundance and Avian Nest Survival Rates in Forests Fragmented by Different Silvicultural Treatments. *Conservation Biology* 15: 1405–1415. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2001.99023.x>
- Duguid MC, Morrell EH, Goodale E, et al., 2016.** Changes in breeding bird abundance and species composition over a 20 year chronosequence following shelterwood harvests in oak-hardwood forests. *Forest Ecology and Management* 376: 221–230. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.010>
- Eaton MA, Ausden M, Burton N, et al., 2006.** The state of the UK's birds 2005. RSPB, BTO, WWT, CCW, EN, EHS and SNH. Sandy, Bedfordshire.
- Eesti Erametsaliit, 2017.** Tihaste pesakastide ehitusjuhend. <http://vana.erametsaliit.ee/documents/2017/10/pesakasti-ehitusjuhend.pdf> (14.12.2019)
- Eesti Erametsaliit, 2019.** Maainimesete ühispöördumine: Roheäärmuslased tahavad kümned tuhanded maainimesed mitmeks kuuks tööta jätta. *Pressiteade* 05.04.2019 <https://erametsaliit.ee/2019/04/05/maainimesete-uhispoordumine-roheaarmuslased-tahavad-kumned-tuhanded-maainimesed-mitmeks-kuuks-toota-jatta/>
- Eesti Ornitoloogiaühing, 2019.** Pesakastid. <https://www.eoy.ee/ET/12/33/pesakastid-lindudele/> (14.12.2019)
- Ellis TM, Betts MG, 2011.** Bird abundance and diversity across a hardwood gradient within early seral plantation forest. *Forest Ecology and Management* 261: 1372–1381. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.018>
- Eltis J, Kuus A, Leibak E, (koost.) 2018.** Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu
- Eltis J, Leito A, Leivits M, et al., 2019.** Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo* 32: 1–39.
- Erametsakeskus, 2019.** Hooldusraie. <https://www.eramets.ee/hooldusraied/> (10.12.2019)
- European Environment Agency, 2019.** Abundance and distribution of selected European species. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/abundance-and-distribution-of-selected-species-8/assessment> (21.12.2019)
- Eyvindson K, Repo A, Mönkkönen M, 2018.** Mitigating forest biodiversity and ecosystem service losses in the era of biobased economy. *Forest Policy and Economics* 92: 119–127. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2018.04.009>
- Farris KL, Zack S, Amacher AJ, et al., 2010.** Microhabitat Selection of Bark-Foraging Birds in Response to Fire and Fire Surrogate Treatments. *Forest Science* 56: 100–111. <https://doi.org/10.1093/forestscience/56.1.100>

- Felton A, Löfroth T, Angelstam P, et al., 2019.** Keeping pace with forestry: Multi-scale conservation in a changing production forest matrix. *Ambio*. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01248-0>
- Finn SP, Varland DE, Marzluff JM, 2002.** Does Northern Goshawk Breeding Occupancy Vary With Nest-Stand Characteristics On The Olympic Peninsula, Washington? *Journal of Raptor Research* 36: 265–279. http://www.globalraptors.org/grin/researchers/uploads/367/northern_goshawk_-_does_northern_goshawk_breeding_occupancy_jrr_36_265-279.pdf
- Forsman JT, Reunanen P, Jokimäki J, et al., 2010.** The effects of small-scale disturbance on forest birds: a meta-analysis. *Canadian Journal of Forest Research* 40: 1833–1842. <https://doi.org/10.1139/X10-126>
- Fraixedas S, Linden A, Lehtonen A, 2015.** Population trends of common breeding forest birds in southern Finland are consistent with trends in forest management and climate change. *Ornis Fennica* 92: 187–203. <https://pdfs.semanticscholar.org/9571/cfe13134ec18ba3a5fca85e4d4a31b6e7f21.pdf>
- Fuller R, Bellamy P, Broome A, et al., 2014.** Effects of woodland structure on woodland bird populations: An assessment of the effects of changes in woodland structure on bird populations as a result of woodland management practices and deer browsing. DEFRA Project WC0793. doi: 10.13140/RG.2.1.2410.6644.
- Fuller RJ, Noble DG, Smith KW, et al., 2005.** Recent declines in populations of woodland birds in Britain: a review of possible causes. *British Birds* 98: 116–143. https://britishbirds.co.uk/wp-content/uploads/article_files/V98/V98_N03/V98_N03_P116_143_A001.pdf
- Fuller RJ, Smith KW, Grice PV, 2007.** Habitat change and woodland birds in Britain: implications for management and future research. *Ibis* 149: 261–268. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00775.x>
- Galetto L, Torres C, Martínez Pastur GJ, 2019.** Variable retention harvesting: conceptual analysis according to different environmental ethics and forest valuation. *Ecological Process* 8: 40 <https://doi.org/10.1186/s13717-019-0195-3>
- Gaston KJ, Fuller RA, 2008.** Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 14–19. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.11.001>
- Goodale E, Lalbhai P, Goodale UM, et al., 2009.** The relationship between shelterwood cuts and crown thinnings and the abundance and distribution of birds in a southern New England forest. *Forest Ecology and Management* 258: 314–322. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.020>
- Hallmann C, Foppen R, van Turnhout C, et al., 2014.** Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511:341–343. <https://doi.org/10.1038/nature13531>
- Harrison RB, Schmiegelow FKA, Naidoo R, 2005.** Stand-level response of breeding forest songbirds to multiple levels of partial-cut harvest in four boreal forest types. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 1553–1567. <https://doi.org/10.1139/x05-076>
- Herrando S, Brotons L, Guallar S, et al., 2009.** Postfire forest management and Mediterranean birds: the importance of the logging remnants. *Biodiversity and Conservation* 18: 2153–2164. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9579-5>
- Heyman E, 2010.** Clearance of understory in urban woodlands: Assessing impact on bird abundance and diversity. *Forest Ecology and Management* 260: 125–131. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.04.011>
- Heyman E, 2012.** Analysing recreational values and management effects in an urban forest with the visitor-employed photography method. *Urban Forestry & Urban Greening* 11: 267–277. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.02.003>

- Heyman E, Gunnarsson B, Dovydavicius L, 2017.** Management of Urban Nature and Its Impact on Bird Ecosystem Services. In: Murgui E., Hedblom M. (eds) Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments. Springer, Cham
- Hobson KA, Schieck J, 1999.** Changes In Bird Communities In Boreal Mixedwood Forest: Harvest And Wildfire Effects Over 30 Years. *Ecological Applications* 9: 849–863.
[https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[0849:CIBCIB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[0849:CIBCIB]2.0.CO;2)
- Holmes SB, Pitt DG, McIlwrick KA, 2012.** Response of bird communities to single-tree selection system harvesting in northern hardwoods: 10–12 years post-harvest. *Forest Ecology and Management* 271: 132–139. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.02.001>
- Hänninen H, 2001.** Luontokohteet ja säästöpuusto talousmetsien hakkuissa— eurantatulokset vuosilta 1996–1999. In: Siitonen, J. (Ed.), Monimuotoinen metsä. Monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsän tutkimuslaitoksen tiedonantoja 812: 81–95.
- Imbeau L, Jean-Pierre L Savard J-PL, Gagnon R, 1999.** Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. *Canadian Journal of Zoology* 77: 1850–1860. <https://doi.org/10.1139/z99-172>
- Inger R, Gregory R, Duffy JP, et al. 2015.** Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology Letters* 18: 28–36.
<https://doi.org/10.1111/ele.12387>
- Iverson GC, Hayward GD, Titus K, et al., 1996.** Conservation assessment for the northern goshawk in southeast Alaska. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-387. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 101 p. (Shaw, Charles G., III, tech. coord.; Conservation and resource assessments for the Tongass land management plan revision).
- Jaagus J, 2005.** Climatic changes in Estonia during the second half of the 20th century in relationship with changes in large-scale atmospheric circulation. *Theoretical and Applied Climatology*. 83: 77–88. <https://doi.org/10.1007/s00704-005-0161-0>
- Jaagus J, Mändla K, 2014.** Climate change scenarios for Estonia based on climate models from the IPCC Fourth Assessment Report. *Estonian Journal of Earth Sciences*. 63: 166–180 DOI: 10.3176/earth.2014.15
- Jair A, 2018.** Öösorr. Rmt: Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, lk 144–145.
- Jansson G, Andrén H, 2003.** Habitat Composition and Bird Diversity in Managed Boreal Forests, Scandinavian. *Journal of Forest Research*, 18: 225–236.
<https://doi.org/10.1080/02827581.2003.9728293>
- Jobs AP, Nol E, Voigt DR, 2004.** Effects Of Selection Cutting On Bird Communities In Contiguous Eastern Hardwood Forests. *Journal of Wildlife Management* 68: 51–60.
[https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2004\)068\[0051:EOSCOB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2004)068[0051:EOSCOB]2.0.CO;2)
- Johansson T, Hjältén J, de Jong J, 2013.** Environmental considerations from legislation and certification in managed forest stands: A review of their importance for biodiversity. *Forest Ecology and Management* 303: 98–112. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.012>
- Johnston JC, Holberton RL, 2009.** Forest management and temporal effects on food abundance for a ground-foraging bird (*Catharus guttatus*). *Forest Ecology and Management* 258: 1516–1527. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.012>
- Keller JK, Richmond ME, Smith CR, et al., 2003.** An explanation of patterns of breeding bird species richness and density following clearcutting in northeastern USA forests. *Forest Ecology and Management* 174: 541–564. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00074-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00074-9)

- Kerr G, 1999.** The use of silvicultural systems to enhance the biological diversity of plantation forests in Britain. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 72: 191–205. <https://doi.org/10.1093/forestry/72.3.191>
- Khanaposhtani GM, Kaboli M, Karami M, et al., 2013.** Effects of Logged and Unlogged Forest Patches on Avifaunal Diversity. *Environmental Management* 51: 750–758. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9979-2>
- King DI, DeGraaf RM, 2000.** Bird species diversity and nesting success in mature, clearcut and shelterwood forest in northern New Hampshire, USA. *Forest Ecology and Management* 129: 227–235. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00167-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00167-X)
- Kinks R, 2018a.** Suur-kirjurähn. Rmt: Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, lk 320–321.
- Kinks R, 2018b.** Musträhn. Rmt: Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, lk 310–311.
- Kirk DA, Hobson KA, 2001.** Bird-habitat relationships in jack pine boreal forests. *Forest Ecology and Management* 147: 217–243. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00465-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00465-5)
- Koivula MJ, Schmiegelow FKA, 2007.** Boreal woodpecker assemblages in recently burned forested landscapes in Alberta, Canada: Effects of post-fire harvesting and burn severity. *Forest Ecology and Management* 242: 606–618. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.075>
- Kontkanen H, Nevalainen T, Lõhmus A, 2004.** Röövlinnud ja metsamajandus. Eesti Etsüklopeediakirjastus. ISBN 9985-70-153-4.
- Kroll AJ, Giovanini J, Jones JE, et al., 2012.** Effects of salvage logging of beetle-killed forests on avian species and foraging guild abundance. *The Journal of Wildlife Management* 76: 1188–1196. <https://doi.org/10.1002/jwmg.353>
- Kunc HP, McLaughlin KE, Schmidt R, 2019.** Aquatic noise pollution: implications for individuals, populations, and ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283 <http://doi.org/10.1098/rspb.2016.0839>
- Kurg K, 2017.** The effect of increasing atmospheric temperature on the breeding phenology of three bird species in Viljandimaa county, southern Estonia. *Tartu Ülikool, magistritöö*. <http://hdl.handle.net/10062/56986>
- Kuus A, 2018a.** Metskiur. Rmt: Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, lk 468–469.
- Kuus A, 2018b.** Kägu. Rmt: Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, lk 148–149.
- Kuus A, Leibak E, 2018a.** Sissejuhatus. Rmt: Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, lk 71–73.
- Kuus A, Leibak E, 2018b.** Vösaraat. Rmt: Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, lk 462–463.
- Lain EJ, Haney A, Burris JM, et al. 2008.** Response of vegetation and birds to severe wind disturbance and salvage logging in a southern boreal forest. *Forest Ecology and Management* 256: 863–871. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.018>
- LaManna JA, Martin TE, 2017.** Logging impacts on avian species richness and composition differ across latitudes and foraging and breeding habitat preferences. *Biological Reviews* 92: 1657–1674. <https://doi.org/10.1111/brv.12300>
- Lance AN, Phinney M, 2001.** Bird responses to partial retention timber harvesting in central interior British Columbia. *Forest Ecology and Management* 142: 267–280. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00356-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00356-X)

- Larrieu L, Gosselin F, Archaux F, et al., 2019.** Assessing the potential of routine stand variables from multi-taxon data as habitat surrogates in European temperate forests. *Ecological Indicators* 104: 116–126. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.085>
- Leibak E, Lilleleht V, Veromann H, (eds.) 1994.** Birds of Estonia. Status, Distribution and Numbers. Estonian Academy Publishers, Tallinn. 287 p.
- Leivits A, 2018.** Soode linnustik. Rmt: Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, lk 43–44.
- Lešo P, Kropil R, Kajtoch Ł, 2019.** Effects of forest management on bird assemblages in oak-dominated stands of the Western Carpathians – Refuges for rare species. *Forest Ecology and Management* 453: 117620. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117620>
- Lindberg E, Roberge J-M, Johansson T, et al., 2015.** Can Airborne Laser Scanning (ALS) and Forest Estimates Derived from Satellite Images Be Used to Predict Abundance and Species Richness of Birds and Beetles in Boreal Forest? *Remote Sensing*, 7: 4233-4252. <https://doi.org/10.3390/rs70404233>
- Lindbladh M, Lindström Å, Hedwall P-O, et al., 2017.** Avian diversity in Norway spruce production forests – How variation in structure and composition reveals pathways for improving habitat quality. *Forest Ecology and Management* 397: 48–56. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.029>
- Linden DW, Roloff GJ, 2013.** Retained structures and bird communities in clearcut forests of the Pacific Northwest, USA. *Forest Ecology and Management* 310: 1045–1056. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.059>
- Lindenmayer D, Noss R, 2006.** Salvage Logging, Ecosystem Processes, and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology* 20: 949–958. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2006.00497.x
- Lindenmayer DB, Wood J, McBurney L, 2015.** Single large versus several small: The SLOSS debate in the context of bird responses to a variable retention logging experiment. *Forest Ecology and Management* 339: 1–10 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.027>
- Linser S, Wolfslehner B, 2015.** Meeting the Goals for European Forests and the European 2020 Targets for Forests Report on the Mid-term Evaluation of the Goals for European Forests and the European 2020 Targets for Forests. <https://foresteurope.org/wp-content/uploads/2016/08/MID-TERM-EvaluatG2020T-2015.pdf>
- Lõhmus A & Rosenvald R, 2005.** Järvelja looduskaitsekvartali haudelinnustik: pikaajalised muutused ja inventeerimismetoodika analüüs. *Hirundo*18: 18–30.
- Lõhmus A, Nellis R, Pullerits M, et al., 2016.** The Potential for Long-Term Sustainability in Seminal Forests: A Broad Perspective Based on Woodpecker Populations. *Environmental Management* 57: 558–571. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0638-2>
- Lõhmus E, 1984.** Eesti metsakasvukohatüübid, Tallinn.
- Lõhmus P, Lõhmus A, 2019.** The Potential of Production Forests for Sustaining Lichen Diversity: A Perspective on Sustainable Forest Management. *Forests* 10: 1063. <https://doi.org/10.3390/f10121063>
- Löf M, Burnet J, Filyushkina A, et al., 2016.** Management of oak forests: striking a balance between timber production, biodiversity and cultural services. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 12: 59–73. <http://dx.doi.org/10.1080/21513732.2015.1120780>
- Machar I, 2012.** The effect of floodplain forest fragmentation on the bird community. *Journal of Forest Science* 58: 213–224. DOI:10.17221/123/2010-jfs

- Machar I, Schlossarek M, Pechanec V, et al., 2019.** Retention Forestry Supports Bird Diversity in Managed, Temperate Hardwood Floodplain Forests. *Forests* 10: 300.
<https://doi.org/10.3390/f10040300>
- Mahon CL, Holloway GL, Bayne EM, et al., 2019.** Additive and interactive cumulative effects on boreal landbirds: winners and losers in a multi-stressor landscape. *Ecological Applications* 29(5):e01895. <https://doi.org/10.1002/eap.1895>
- Martínez-Jauregui M, Díaz M, de Ron DS, et al., 2016.** Plantation or natural recovery? Relative contribution of planted and natural pine forests to the maintenance of regional bird diversity along ecological gradients in Southern Europe. *Forest Ecology and Management* 376: 183–192. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.021>
- Mason LR, Green RE, Howard C, et al. 2019.** Population responses of bird populations to climate change on two continents vary with species' ecological traits but not with direction of change in climate suitability. *Climatic Change*. <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02549-9>
- Metsaru, 2019.** Valikraie. <http://www.metsaru.ee/tutvustus/7-valikraie> (10.12.2019)
- Millington JDA, Walters MB, Matonis MS, et al., 2011.** Combined long-term effects of variable tree regeneration and timber management on forest songbirds and timber production. *Forest Ecology and Management* 262: 718–729. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.05.002>
- Moorman CE, Guynn DC Jr, 2001.** Effects Of Group-Selection Opening Size On Breeding Bird Habitat Use In A Bottomland Forest. *Ecological Applications* 11: 1680-1691.
[https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[1680:EOGSOS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[1680:EOGSOS]2.0.CO;2)
- Mori AS, Kitagawa R, 2014.** Retention forestry as a major paradigm for safeguarding forest biodiversity in productive landscapes: A global meta-analysis. *Biological Conservation* 175: 65–73 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.04.016>
- Morissette JL, Cobb TP, Brigham RM, et al., 2002.** The response of boreal forest songbird communities to fire and post-fire harvesting. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 2169–2183. <https://doi.org/10.1139/x02-134>
- Murray BD, Holland JD, Summerville KS, et al., 2017.** Functional diversity response to hardwood forest management varies across taxa and spatial scales. *Ecological Applications* 27: 1064–1081. doi:10.1002/eap.1532
- Mänd R, Leivits A, Leivits M, et al., 2009.** Provision of nest-boxes raises the breeding density of Great Tits *Parus major* equally in coniferous and deciduous woodland. *Ibis* 151: 487–492.
<https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2009.00929.x>
- Mänd R, Tilgar V, Lõhmus A, et al., 2005.** Providing nest boxes for hole-nesting birds - Does habitat matter? *Biodiversity and Conservation*: 14: 1823–1840. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-1039-7>
- Mölder A, Schmidt M, Meyer P, 2017.** Forest management, ecological continuity and bird protection in 19th century Germany: A systematic review. *Allgemeine Forst- Und Jagdzeitung* 188: 37–56. doi:10.23765/afjz0002002
- Nellis R, 2019.** Kuidas läheb meie metsalindudel? *Eesti Loodus* 70: 64–69.
- Nellis R, Volke V, 2019.** Metsalindude arvukuse muutused perioodil 1983–2018. *Hirundo* 32: 63–80.
- Neyland M, Hickey J, Read SM, 2012.** A synthesis of outcomes from the Warra Silvicultural Systems Trial, Tasmania: safety, timber production, economics, biodiversity, silviculture and social acceptability. *Australian Forestry* 75: 147–162.
<https://doi.org/10.1080/00049158.2012.10676397>
- Norton M, Hannon SJ, 1997.** Songbird response to partial-cut logging in the boreal mixedwood forests of Alberta. *Canadian Journal of Forest Research*. 27: 44–53.
<https://doi.org/10.1139/x96-149>

- OGI, 2019.** Wild Bird Populations in the UK, 1970 to 2018. Department for Environment, Food & Rural Affairs. <https://www.gov.uk/government/statistics/wild-bird-populations-in-the-uk>
- Ots M, Kuus A, 2018.** Muutusi Eesti haudelindude levikus aastail 1976–2009. Rmt: Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, lk 66–69.
- Paal J, 1999.** Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Tartu [https://www.botany.ut.ee/jaanus.paal/Jaanuse Artiklite koopiad/kasvukohatüüpide.klassifikatsioon.Paal.pdf](https://www.botany.ut.ee/jaanus.paal/Jaanuse_Artiklite_koopiad/kasvukohatüüpide.klassifikatsioon.Paal.pdf)
- Paal T, Zobel K, Liira J, 2020.** Standardized response signatures of functional traits pinpoint limiting ecological filters during the migration of forest plant species into wooded corridors. *Ecological Indicators* 108: 105688 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105688>
- Palo A, 2010.** Loodusdirektiivi metsaelupaikade inventeerimise juhend, Tartu. https://www.envir.ee/sites/default/files/metsainventeerimine_juhend_2018.pdf
- Pasinelli G, Grendelmeier A, Gerber M, et al., 2016.** Rodent-avoidance, topography and forest structure shape territory selection of a forest bird. *BMC Ecology* 16: 24. doi:10.1186/s12898-016-0078-8
- Pass E, Lodjak J, Mägi M, et al., 2019.** Complex habitat patterns create unpredictable nest predation risk – an artificial nest experiment. *Ornis Fennica* 96: 182–193. <https://www.ornisfennica.org/ornisfennica.org/pdf/latest/19Pass.pdf>
- Perry RW, Jenkins JMA, Thill RE, et al., 2018.** Long-term effects of different forest regeneration methods on mature forest birds. *Forest Ecology and Management* 408: 183-194. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.051>
- Perry RW, Thill RE, 2013.** Long-term responses of disturbance-associated birds after different timber harvests. *Forest Ecology and Management* 307: 274–283. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.026>
- Puettmann KJ, John C. Tappeiner JC, 2014.** Multi-scale assessments highlight silvicultural opportunities to increase species diversity and spatial variability in forests: *Forestry: An International Journal of Forest Research*: 87 1–10. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpt050>
- Ram D, Axelsson A-L, Green M, et al., 2017.** What drives current population trends in forest birds – forest quantity, quality or climate? A large-scale analysis from northern Europe. *Forest Ecology and Management* 385: 177–188. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.013>
- Register SM, Islam K, 2008.** Effects of silvicultural treatments on Cerulean Warbler (*Dendroica cerulea*) abundance in southern Indiana, *Forest Ecology and Management* 255: 3502–3505 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.031>
- Reise J, Kukulka F, Flade M, et al., 2019.** Characterising the richness and diversity of forest bird species using National Forest Inventory data in Germany. *Forest Ecology and Management* 432: 799–811. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.012>
- Riffell S, Verschuyl J, Miller D, et al., 2011.** Biofuel harvests, coarse woody debris, and biodiversity – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 261: 878–887. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.12.021>
- Riffell S, Verschuyl J, Wigley TB, 2011.** Relationships between intensive biomass production and biodiversity in north american forests – a literature review. National Council for Air and Stream Improvement. Technical bulletin no. 992, october 2011 http://www.dnr.wa.gov/Publications/em_fp_biomass_relationships_between_intensive_biomass_production_and_biodiversity.pdf
- Rodewald AD, Yahner RH, 2000.** Bird Communities Associated with Harvested Hardwood Stands Containing Residual Trees. *The Journal of Wildlife Management* 64: 924–932. <https://www.jstor.org/stable/3803200>

- Rolek BW, Harrison DJ, Loftin CS, 2018.** Regenerating clearcuts combined with postharvest forestry treatments promote habitat for breeding and post-breeding spruce-fir avian assemblages in the Atlantic Northern Forest. *Forest Ecology and Management* 427: 392–413. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.068>
- Rootsmäe I, Rootsmäe L, 1993.** Järvselja looduskaitsekvartali linnustik. *Eesti Looduseuurijate Seltsi aastaraamat* 74: 334–341.
- Rosenberg KV, Dokter AM, Blancher PJ, et al., 2019.** Decline of the North American avifauna. *Science* 366: 120–124. <https://doi.org/10.1126/science.aaw1313>
- Rosenvald R, Lõhmus A, 2007.** Breeding birds in hemiboreal clear-cuts: tree-retention effects in relation to site type. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 80: 503–516. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpm027>
- Rosenvald R, Lõhmus A, 2008.** For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management* 255: 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.016>
- Rosenvald R, Lõhmus A, 2019.** Breeding birds in hemiboreal clear-cuts: tree-retention effects in relation to site type. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 80: 503–516. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpm027>
- Rosenvald R, Lõhmus P, Rannap R, et al., 2019.** Assessing long-term effectiveness of green-tree retention. *Forest Ecology and Management* 448: 543–548. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.06.034>
- Rost J, Hutto RL, Brotons L, et al., 2013.** Comparing the effect of salvage logging on birds in the Mediterranean Basin and the Rocky Mountains: Common patterns, different conservation implications. *Biological Conservation* 158: 7–13. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.022>
- Saab VA, Russell RE, Dudley JG, 2009.** Nest-site selection by cavity-nesting birds in relation to postfire salvage logging. *Forest Ecology and Management* 257: 151–159. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.028>
- Sallabanks R, Arnett EB, 2005.** Accommodating Birds in Managed Forests of North America: A Review of Bird-Forestry Relationships. In: Ralph, C. John; Rich, Terrell D., editors 2005. *Bird Conservation Implementation and Integration in the Americas: Proceedings of the Third International Partners in Flight Conference*. 2002 March 20-24; Asilomar, California, Volume 1 Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191. Albany, CA: U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station: p. 345-372
- Sallabanks R, Riggs RA, Cobb LE, et al., 2006.** Bird–Habitat Relationships in Grand Fir Forests of the Blue Mountains, Oregon. *Forest Science* 52: 489–502. <https://doi.org/10.1093/forestscience/52.5.489>
- Sandström J, Bernes C, Junninen K, et al., 2019.** Impacts of dead wood manipulation on the biodiversity of temperate and boreal forests. A systematic review. *Journal of Applied Ecology* 56: 1770–1781. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13395>
- Schieck J, Stuart-Smith K, Norton M, 2000.** Bird communities are affected by amount and dispersion of vegetation retained in mixedwood boreal forest harvest areas. *Forest Ecology and Management* 126: 239–254. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00088-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00088-2)
- Schulze ED, 2018.** Effects of forest management on biodiversity in temperate deciduous forests: An overview based on Central European beech forests. *Journal for Nature Conservation* 43: 213–226. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2017.08.001>
- Seavy NE, Alexander JD, Hosten PE, 2008.** Bird community composition after mechanical mastication fuel treatments in southwest Oregon oak woodland and chaparral. *Forest Ecology and Management* 256: 774–778. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.034>

- Şekercioğlu ÇH, Daily GC, Ehrlich PR, 2004.** Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101: 18042-18047. <https://doi.org/10.1073/pnas.0408049101>
- Simon NPP, Schwab FE, Diamond AW, 2000.** Patterns of breeding bird abundance in relation to logging in western Labrador. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 257–263. <https://doi.org/10.1139/x99-203>
- Sténs A, Roberge JM, Löfmarck E, et al., 2019.** From ecological knowledge to conservation policy: a case study on green tree retention and continuous-cover forestry in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 28: 3547–3574. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01836-2>
- Steventon JD, MacKenzie KL, Mahon TE, 1998.** Response of small mammals and birds to partial cutting and clearcutting in northwest British Columbia. *The Forestry Chronicle* 74: 703–713. <https://doi.org/10.5558/tfc74703-5>
- Sweeney OFMCD, Wilson MW, Irwin S, et al., 2010.** The influence of a native tree species mix component on bird communities in non-native coniferous plantations in Ireland. *Bird Study* 57: 483–494. <https://doi.org/10.1080/00063657.2010.489937>
- Söderström B, 2009.** Effects of different levels of green- and dead-tree retention on hemi-boreal forest bird communities in Sweden. *Forest Ecology and Management* 257: 215–222. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.030>
- Tammekänd I, 2018.** Metsade linnustik. Rmt: Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, lk 37–39.
- Telve K, 2018.** Rasvatihane. Rmt: Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, lk 360–361.
- Thompson ID, Baker JA, Ter-Mikaelian M, 2003.** A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. *Forest Ecology and Management* 177: 441–469. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00453-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00453-X)
- Tittler R, Hannon SJ, Norton MR, 2001.** Residual tree retention ameliorates short-term effects of clear-cutting on some boreal songbirds. *Ecological Applications* 11: 1656–1666. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[1656:RTRAST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[1656:RTRAST]2.0.CO;2)
- Triquet AM, McPeck GA, McComb WC, 1990.** Songbird diversity in clearcuts with and without a riparian buffer strip. *Journal of Soil and Water Conservation* 45: 500–503.
- Tullus T, Tishler M, Rosenvald R, et al., 2019.** Early responses of vascular plant and bryophyte communities to uniform shelterwood cutting in hemiboreal Scots pine forests. *Forest Ecology and Management* 440: 70–78. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.009>
- Turu-uuringute AS, 2019.** Erametsaomanike küsitlusuuring mai-juuni 2019. Turu-uuringute AS. <https://www.eramets.ee/wp-content/uploads/2019/10/Erametsaomanike-uuringu-2019-aruanne.pdf>
- Valgepea M, Sims A, Raudsaar M, et al., 2019.** Aastaraamat „Mets 2018“, Keskkonnaagentuur, <https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/aastaraamat-mets-2018>
- Vanderwel MC, Malcolm JR, Mills SC, 2007.** A meta-analysis of bird responses to uniform partial harvesting across North America. *Conservation Biology* 21: 1230–1240. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00756.x>
- Vanderwel MC, Mills SC, Malcolm JR, 2009.** Effects of partial harvesting on vertebrate species associated with late-successional forests in Ontario’s boreal region. *The Forestry Chronicle* 85: 91–104. <https://doi.org/10.5558/tfc85091-1>

- Verschuyf J, Riffell S, Miller D, 2011.** Biodiversity response to intensive biomass production from forest thinning in North American forests – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 261: 221–232. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.10.010>
- Versluijs M, Eggers S, Hjälténet J, et al., 2017.** Ecological restoration in boreal forest modifies the structure of bird assemblages. *Forest Ecology and Management* 401: 75–88. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.055>
- Viigipuu R, Tilgar V, 2017.** Inimtekkelise müra mõju lindude kommunikatsioonile ja kohasusele. *Hirundo* 30: 36–56. https://www.eoy.ee/hirundo/files/Viigipuu_Tilgar_2017_30-1_p36-56.pdf
- Vilbaste H, 1954.** Kagu-Eesti kasepuistute linnustiku asustustihedusest. *Ornitoloogiline kogumik I*: 153–159.
- Vilbaste H, 1965.** Kaansoo metskonna linnustikust. *Loodusuurijate Seltsi aastaraamat* 57: 146–161.
- Virkkala R, 2004.** Bird species dynamics in a managed southern boreal forest in Finland. *Forest Ecology and Management* 195: 151–163. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.037>
- Virkkala R, 2016.** Long-term decline of southern boreal forest birds: consequence of habitat alteration or climate change? *Biodiversity and Conservation* 25: 151–167. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-1043-0>
- Väli Ü, 2018.** Kanakull. Rmt: Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, lk 290–291.
- Wedeles C, Donnelly M, 2004.** Bird-Forestry Relationships In Canada: Literature Review And Synthesis Of Management Recommendations. National Council for Air and Stream Improvement. Technical bulletin no. 992, december 2011. <https://www.ncasi.org/wp-content/uploads/2019/02/tb892.pdf>
- Werner SAB, Müller J, Heurich M, et al., 2015.** Natural regeneration determines wintering bird presence in wind-damaged coniferous forest stands independent of postdisturbance logging. *Canadian Journal of Forest Research* 45: 1232–1237. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0501>
- Woodley SJ, Johnson G, Freedman B, et al., 2006.** Effects of Timber Harvesting and Plantation Development on Cavity-nesting Birds in New Brunswick. *Canadian Field-Naturalist* 120: 298–306. <http://dx.doi.org/10.22621/cfn.v120i3.319>
- Yegorova S, Betts MG, Hagar J, et al., 2013.** Bird-vegetation associations in thinned and unthinned young Douglas-fir forests 10 years after thinning. *Forest Ecology and Management* 310: 1057–1070. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.06.052>