

Väiketuulikute mõju lindudele ja nahkhiirtele

Kirjanduse ülevaade. Uuring Eesti väiketuulikute juures.



*Töö koostamist rahastas sihtasutus Keskkonnainvesteeringute Keskus
2012. aasta keskkonnaprogrammi projekti “Väiketuulikute mõju linnustikule” raames.*

Täname koostöö eest Eesti Tuuleenergia Assotsiatsiooni ja väiketuulikute omanikke.

Töö autorid:

Veljo Volke (veljo.volke@eoy.ee)

Liis Keerberg (vaatlused, andmetöötlus) (liis.keerberg@gmail.com)

SISUKORD

SISSEJUHATUS.....	3
1. VÄIKETUULIKU MÕISTE.....	4
2. TEEMAKOHASE KIRJANDUSE ÜLEVAADE.....	6
2.1. METOODIKA.....	6
2.2. TULEMUSED.....	6
2.2.1. Uuringud maismaa tuuleparkide ja väiketuulikute mõjust linnustikule.....	6
2.2.2. Uuringud tuuleparkide ja väiketuulikute mõjust nahkhiirtele	12
3. LINNUD ELEKTRITUULIKUTE MÕJUALAS: UURING EESTI VÄIKETUULIKUTEJUURES.....	16
3.1. METOODIKA.....	16
3.1.1. Uuringuga hõlmatud elektrituulikute valik.....	16
3.1.2. Lindude loendus	17
3.1.3. Lindude hukkumise tuvastamine.....	17
3.1.4. Andmetöötlus	17
3.2. TULEMUSED.....	18
3.2.1. Linnuliikide ja –rühmade esinemissagedus ja arvukus	18
3.2.2. Lindude arvukus erinevates loenduskohtades	18
3.2.3. Lennukäitumine ja suhtelise hukkumisriski hinnangud	19
3.2.4. Lindude hukkumine.....	21
3.3. Kokkuvõte.....	21
4. NAHKHIRED ELEKTRITUULIKUTE MÕJUALAS: UURING EESTI VÄIKETUULIKUTE JUURES.....	23
4.1. METOODIKA.....	23
4.1.1. Nahkhiirte elupaikade kaardistamine väiketuulikute ümbruses	23
4.1.2. Nahkhiirte hukkumisriski hindamine	23
4.1.3. Nahkhiirte hukkumise tuvastamine.....	24
4.2. TULEMUSED.....	24
4.2.1. Nahkhiirte elupaigad tuulikute ümbruses.....	24
KASUTATUD ALLIKAD.....	27
LISA 1. VÄIKETUULIKU MÄÄRATLUSI	32
LISA 2. RÄNDE-PUNKTLOENDUSE ANDMEVORM	33
LISA 3. VÄLITÖÖKAARTIDE NÄIDISED.....	34
LISA 4. VÄLITÖÖDEL REGISTREERITUD LINNUD JA NENDE RISKIKÄITUMINE	35
LISA 5. EESTI NAHKHIIRTE ARVUKUS, KESKKONNAREGISTRI LEIUKOHAD, KAJALOKATSIOONI TÜÜP, LENNUPAIGA TÜÜP JA KOHTAMISSAGEDUS ERINEVATES TOITUMISPAIKADES.....	37

SISSEJUHATUS

Tuuleenergia kasutamine elektri tootmiseks on Eestis laienemas. Lisaks suurtele tööstuslikele tuuleelektrijaamadele püstitatakse aina enam ka ühe majapidamise või väiketööstuse varustamiseks mõeldud väiketuulikuid. Kui suurte tuulikute ja tuuleparkide keskkonnamõjusid on uuritud juba kolmkümmend aastat ja need on üldjoontes teada, siis samad küsimused tekivad ka väiketuulikute puhul. Kas ja kuidas mõjutavad väiketuulikud inimeste tervist ja heaolu? Kas väiketuulik rikub väärtusliku maastiku? Kas väikestel elektrituulikutel on negatiivne mõju lindudele ja nahkhiirtele?

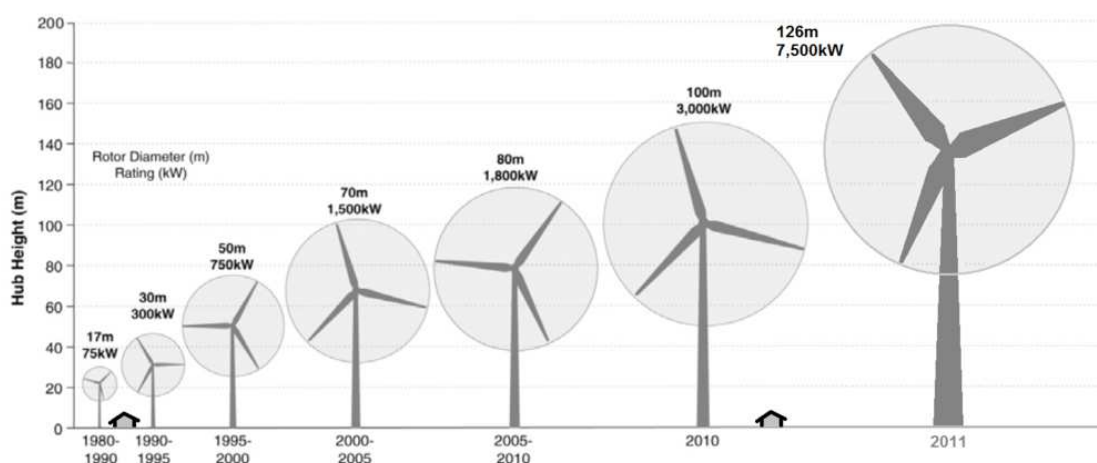
Mõnes riigis või piirkonnas on väiketuulikute planeerimine hästi korraldatud ja tuuliku asukoha valiku ja ehitamise kohta on koostatud juhendeid. Need annavad suuniseid, kuidas planeerimist ja ehitamist läbi viia nii, et väiketuulik või muu taastuvenergia seade ei põhjustaks negatiivset mõju inimestele, kultuuri- ega looduskaitsele väärtustele, sealhulgas lindudele ja nahkhiirtele (näit. Scottish Natural Heritage 2009). Eestis selliseid juhendeid seniajani välja antud ei ole, kuid tarvidus selleks on ilmne. Eesti Ornitoloogiaühingu poole on pöördunud nii tuuliku püstitamist kavandavaid maaomanikke, omavalitsuste töötajaid kui tuulikutootjate esindajaid küsimustega üksikute väiketuulikuprojektide võimaliku mõju kohta lindudele.

Käesolevas töös üldistame praegu kasutada olevad teadmised lindude, nahkhiirte ja väiketuulikute seoste kohta ja toome välja uuringutulemused Eestis paigaldatud kümnekonna väiketuuliku näitel. Töö on aluseks juhendile väiketuulikute linnu- ja nahkhiiresõbralikuks planeerimiseks, ehitamiseks ja käitamiseks.

Uuringu teine, eraldi vormindatud osa, on *Soovitused väiketuuliku asukoha valikuks* (Volke 2014). See toetub suuremas osas käesolevas töös esitatule.

1. Väiketuuliku mõiste

Elektrituulik on tuule kineetilist energiat elektrienergiaks muundav tootmiseseade (Võrgueeskiri RT I 2003, 49, 347). Elektrituulikute keskmine suurus on aja jooksul kiiresti kasvanud (joonis 1). Kaasaegsed tööstuslikuks elektritootmiseks kasutatavad seadmed on umbes 100 meetri kõrguse masti ja sama suure diameetriga rootoriga ning ühe seadme nimivõimsus on enamasti suurem kui 2 MW. Tänapäevased väiketuulikud on väiksemad ka 1980. aastate alguses kasutusel olnud esimestest tööstuslikest elektrituulikutest.



Joonis 1. Elektrituulikute mõõtmete suurenemine 1980-2011¹

Tuulikute jaotamisel suuruse järgi lähtuvad erinevad organisatsioonid ja riigid erinevatest näitajatest (lisa 1). Levinuim on jaotus elektrituuliku nimivõimsuse (kW) järgi, kasutusel on ka üldkõrgus (kõrgus maapinnast rootori tipuni selle ülemises asendis), rootori diameeter (m) ja rootori pöörlemisel labade poolt hõlmatav pindala (m²). Tavaliselt käsitletakse väikeste taastuvenergiaallikatena (ingl.k. *micro renewables*) seadmeid, mille nimivõimsus on väiksem kui 50 kW; väiketuulikute puhul on seadme kõrgus enamasti väiksem kui 25 m (Gove *et al.* 2013).

Eesti õigusaktid väiketuuliku määratlust ei anna, kuid standardi EVS-EN 50438:2008 järgi on mikrotootja ühefaasiline tootmiseseade, mille nimivõimsus on kuni 3,68 kW, või kolmefaasiline tootmiseseade, mille nimivõimsus on kuni 11 kW (faasi-nimivool on kuni 16 A).² Eesti Tuuleenergia Assotsiatsioon määratleb väiketuulikuna seadet kogukõrgusega kuni 30 m. Põhjendusena tuuakse, et tuuliku kõrgus ja rootori pindala omavad visuaalselt rohkem mõju tuuliku suuruse määratlemiseks kui tuuliku nominaalvõimsus.³

Käesolevas töös kasutatavate kirjandusallikate refereerimisel täpsustatakse igal vajalikul juhul ka seda, missuguse nimivõimsuse või muude parameetritega tuulikute kohta refereeritav uuring või ülevaateartikkel on koostatud. Töö autorite poolt koguti andmeid

¹ Allikas: http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Wind_turbine_size_increase_1980-2011.png (26.02.2014)

² Allikas: www.elektrilevi.ee

³ Allikas: <http://www.tuuleenergia.ee/vaiketuulikud/mis-on-vaiketuulik/> (26.02.2014)

Eestis toodetud 10 kW (kahel juhul 20 kW) nimivõimsusega väiketuulikute kohta. Näiteid erinevatest Eestisse püstitatud väiketuulikutest on joonisel 2.



Joonis 2. Erinevaid väiketuulikuid Eestis (Veljo Volke fotod).

- a. Veeteede Ameti hallatav Lõu majakas Saaremaal saab toite päikesepaneelidelt ja väiketuulikult (nimivõimsus teadmata, ilmselt alla 1 kW).
- b. Tapa linna kortermaja katusel on väiketuulik kinnitatud satelliittelevisiooni antenniga samale mastile.
- c. Viimane elektrituulik kunagisest Vätta tuulepargist Saaremaal Vätta kalatööstuse lähedal. 1986-1990 katsetati seal ebaõnnestunult NSV Liidus toodetud 4-30 kW nimivõimsusega tuulikuid. 1989. aastal oli Vätta tuulikupargi koguvõimsus 346 kW (Õunpuu 2006). Tuulik on kahelabalise rootori ja vaieritega toetatud torumastiga.
- d. Saaremaal Nasva jahisadama juures asuvad AS Konesko 10 kW ja 20 kW nimivõimsusega katsetuulikud. Need tuulikud olid ka käesoleva uuringu valimis.

2. Teemakohase kirjanduse ülevaade

2.1. Metoodika

Teemakohane kirjandus leiti veebiotsingutega (teadus)kirjanduse andmebaasidest (Research Gate, Google Scholar). Leitud kirjandusest kasutati kõiki olulisi ja asjakohaseid allikaid, mille hulgas on: (a) kõik väiketuulikute (*micro generators, small wind generators, micro-wind*) ja lindude/nahkhiirte seoseid käsitlevad; (b) üksiktuuliku (ka suuremad kui väikesed elektrituulikud) käsitlevad, (c) lindude ja/või nahkhiirte ja elektrituulikute seoste ülevaateartikleid (süntees), ja (d) elektrituulikute asukohavalikut, planeerimist ja leevendavaid meetmeid käsitlevaid teadusartikleid ja juhendmaterjale.

2.2. Tulemused

2.2.1. Uuringud maismaa tuuleparkide ja väiketuulikute mõjust linnustikule

Elektrituulikute mõju linnustikule on uuritud 1980. aastate teisest poolest (Winkelman 1989, 1992 a-d, Howell & 1991, Orloff & Flannery 1992). Senised uuringud on keskendunud peamiselt suurematele tööstuslikele tuulikutele, mis paiknevad erineva suurusega tuuleparkidena. Väiketuulikute mõjusid linnustikule on vähe uuritud, avaldatud on vaid üks põhjalikum töö lindude ja nahkhiirte käitumisest töötava või seisva tuuliku läheduses (Minderman *et al.* 2012), kuid selles ei uuritud lindude hukkamissagedust.

Pennsylvanias uuriti ühe looduskeskuse juurde paigaldatud 10 kW nimivõimsusega väiketuuliku võimalikku mõju lindudele ja nahkhiirtele (Andersen 2008). Lindude ja nahkhiirte lennuaktiivsus piirkonnas oli üsna kõrge. 15 kuu jooksul otsiti igal varahommikul (kevadrände ajal ka öösi) tuuliku ümbrusest hukkunud linde ja nahkhiiri. Leiti üks hukkunud lind, kelle surma põhjus oli kokkuvõtte koostamise ajaks välja selgitamata. Autor järeldas, et tõenäosus lindude ja nahkhiirte kokkupõrkeks torumastiga väiketuulikuga on madal (*op cit.*).

Lindude kokkupõrkesageduse tõenäosusi ei ole praeguste teadmiste alusel võimalik hinnata (Gove *et al.* 2013). Siiski eeldatakse, et kui väiketuulikud paigutatakse maastikule oskuslikult, on tundlike liikide kokkupõrkesagedus üldiselt madal (*op cit.*).

Järgnevalt käsitletakse lühidalt teadmisi, mis on seni kogutud suurte tuulikute ja tuuleparkide ja lindude seoste uurimisel kolme teema kohta: (1) lindude hukkumine, (2) häirimisest põhjustatud elupaikade kasutamise vähenemine, ja (3) lindudele oluliste elupaikade hävitamine või muutmine. Suurte elektrituulikute uurimisel saadud tulemused on teatud osas üle kantavad ka väiketuulikute võimalike mõjude ennustamiseks, kuid seosed ei pruugi olla ega olegi lineaarsed.

Lindude hukkumine

Lindude (ja nahkhiirte) hukkamise sagedust väljendatakse peamiselt kahel erineval viisil – hukkunud isendite arvuna ühe elektrituuliku kohta ajahikus (tavaliselt aastas)

või hukkunud isendite arvuna elektrituuliku nimivõimsuse ühiku (tavaliselt MW) kohta ajaühikus (tavaliselt aastas).

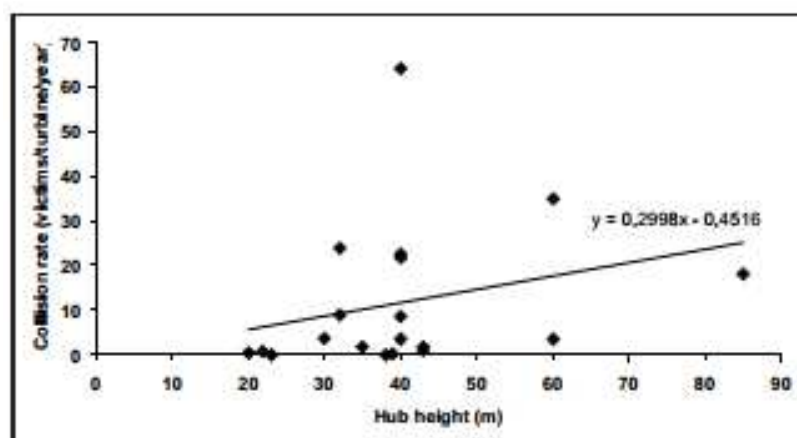
Kirjanduse ülevaated erinevates tuuleparkides tehtud uuringutest järeldavad, et keskmiselt hakkub (0) 0,01 kuni 23 (60) lindu elektrituuliku kohta aastas (Drewitt & Langston 2006, 2008).

Üldise hinnanguna lindude hukkumise olulisusele tuuleparkides on järeldatud, et ehkki paljudes tuuleparkides on lindude hukkumise sagedus väike, võib isegi sellisel juhul väike täiendav suuremus olla oluline pikaajalistele ja madala sündimusega liikidele, eriti siis, kui mõjutatakse haruldasemaid kõrge kaitseväärtusega liike (Drewitt & Langston 2006).

Väikeste ja üksikult paigutatud tuulikute põhjustatud lindude summaarne suuremus on väiksem kui suurte ja tuuleparkidena asuvate tuulikute puhul, kuid see ei pruugi kehtida, kui võrrelda hukkunud lindude arvu ühe tuuliku kohta. Lindude hukkumissageduse seos ei ole lineaarne, st ei järgi tuuliku torni kõrguse ega rootori pindala muutumist.

Everaert (2003) leidis selge positiivse seose lindude lennu- ja hukkumissageduse vahel, kuid tuulikute suuruse seos hukkumissagedusega oli ebaselgem. Väikseimad tuulikud olid nimivõimsusega 200 kW.

Hötker *et al.* (2006) leidsid, et väiksemate tuulikute puhul on hukkumissagedus väiksem (joonis 3), kuid seos ei olnud statistiliselt oluline.



Joonis 3. Lindude hukkumise sagedus erineva torni kõrgusega tuuleparkides (Hötker *et al.* 2006 järgi). X-teljel tuuliku torni kõrgus meetrites; y-teljel hukkunud lindude arv elektrituuliku kohta aastas.

Barclay jt (2007) uurisid Põhja-Ameerika tuuleparkide näitel lindude ja nahkhiirte hukkumise sageduse sõltuvust elektrituuliku torni kõrgusest ja tiiviku läbimõõdust. Lindude puhul hukkumissageduse seost torni kõrguse ega elektrituuliku tiiviku läbimõõduga ei tuvastatud (vt. joonis 4 lk 13). Kõik metaanalüüsil kasutatud uuringud olid siiski läbi viidud suuremate elektrituulikute kohta, kui praegu Eestis väiketuulikutena tavalised.

Liigirühmadest peetakse tuuleparkide poolt ohustatumateks röövlinde. Suhteliselt kõrgeid röövlindude hukkumissagedusi on registreeritud ebaõnnestunud

asukohavalikuga suurtes tuuleparkides Norras (merikotkad), Hispaanias (kaeluskotkad), USA-s (kaljukotkad) ja Saksamaal (puna-harksabad) (Gove *et al.* 2013). Palju hukkub tiire ja kajakaid Belgias Zeebrugge sadama muulidele ehitatud tuulepargis, sest osad tuulikud asuvad tiirukoloonia ja tiirude toitumisala vahel (Everaert & Stienen 2006). Sõltuvalt tuulepargi asukohast, sealsest linnustikust ja muudest tingimustest võivad tuulikutega kokku põrgates hukkuda ka teiste linnurühmade esindajad, eriti liigid, kellel on lennul halb manööverdamisvõime (näiteks hanelised), erinevate linnurühmade esindajad, kes lendavad öösiti või halva nähtavusega tingimustes (udu), näit ööränduritest värvulised, ”kohalikke lende” tegevad pardid jm (Langston & Pullan 2003). Näiteks on Euroopa 46 tuulepargis täheldatud kokku 34 luige ja 37 hane hukkumine (Rees 2012).

Elupaikade järgi on kõrgemaid lindude hukkumissagedusi täheldatud tuuleparkides, mis paiknevad mäekurudel või märgaladel, vähem on hukkumisi rohumaadel ja nõmmedel asuvates tuuleparkides (Hötker *et al.* 2006).

Elupaikade kasutamise vähenemine

Elupaikade kasutamise vähenemine tähendab olukorda, kus peale tuuliku(te) ehitamist ei kasuta mingi linnuliigi isendid neile elupaigana sobivat ala üldse või kasutavad vähem kui enne arendusprojekti elluviimist. See võib olla põhjustatud otsesest või kaudselt häirimisest, röövloomade ja inimeste sagedasemast viibimisest alal või muudest koha-, aastaaja- ja liigispetsiifilistest teguritest (Langston & Pullan 2003).

Talvituvate veelindude, sh kahvajate puhul eeldatakse kuni 100% populatsiooni vähenemist vahemikus 0-300 m elektrituulikust ja 50% vähenemist kaugusvahemikus 300-600 m elektrituulikust (Gove *et al.* 2013). Pesitsevate kahvajate vältimiskaugused on väiksemad kui talvitumisaajal, jäädes enamasti 500 m piiresse (*op cit.*). Pesitsevate värvuliste puhul ei ole asustustiheduste vähenemine enamasti tõestust leidnud. Mõne liigi asustustihedus on ka suurenenud. Toitu otsivate röövlindude lennuaktiivsuse muutumine on olnud liigi- ja kohaspetsiifiline. 500 m raadiuses on näidatud hiireviu ja välja-loorkulli lennuaktiivsuse vähenemist 40-50% võrra (Pearce-Higgins *et al.* 2009). Samas teiste liikide puhul ei ole vähenemist täheldatud (näit tuuletallajal) (*op cit.*).

Vältimiskaugus võib oleneda sellest, kui palju on maastikus lindude poolt eelistatavaid elupaiku. Kui eelistatud elupaiku on vähe ja need asuvad tuulegeneraatorite lähedal, võivad vältimisraadiused olla väiksemad. Arvatakse, et just niimoodi on seletatav, miks valgepõsk-laglede elupaigakasutus Gotlandi saarel ja Saksamaal oluliselt erinevad. Gotlandil oli alternatiivseid, tuulikuteta toitumisalasid vähe ja linnud toitusid tuulikutest isegi 25 m kaugusel (Percival 2003). Saksamaal, kus tuulikuteta põlde oli palju, toitusid lagled harva tuulikutele lähemal kui 350 m ja lindude asustustihedus jäi eeldatavast väiksemaks isegi 600 meetri kaugusel lähimatest tuulikutest (*op cit.*). Selgemalt näidati sarnast seost talvituvate väikeluikede puhul Hollandis (Fijn *et al.* 2012). Talve alguses, kui söödapeedipõlde oli kõikjal rohkesti, toitusid väikeluiged eelistatult tuulikutest kaugemal asuval põldudel. Talve edenedes kaugematel põldudel toiduvarud järkjärgult vähenesid ja linnud asusid toituma elektrituulikutele lähematel põldudel. Taani uuring (Madsen & Boertmann 2008) kolmes suhteliselt väikeste tuulikutega tuulepargis näitas, et lühinokk-haned (*Anser brachyrhynchus*) harjusid 8-10 aasta jooksul elektrituulikutega märkimisväärselt. Väikseimate tuulikutega pargis (tuulikute masti kõrgus 21–31.5 m, rootoridiameter 17–27 m) vähenesid vältimiskaugused 2000. aasta umbes 100 meetrilt 40 meetrini 2008. aastal.

Hötker *et al.* (2006) üldistasid seni tehtud uuringuid lindude häirimiskauguste kohta ja lisasid tunnuseks tuulikute mõõtmed (masti kõrguse). Valimis olid elektrituulikud masti kõrgusega üle 20 m (1 uuring) kuni üle 80 m. Seos elektrituuliku masti kõrguse ja häirimiskauguse (väljatõrjumiskauguse) vahel leidis veenvat tõestust vaid ühe linnuliigi kohta. Pesitsusvälisel ajal oli kiivitajate väljatõrjumiskaugus positiivses (peaaegu lineaarses) seoses elektrituuliku masti kõrgusega. Mida kõrgemad on tuulikud, seda suurem on väljatõrjumiskaugus (Hötker *et al.* 2006). Pesitsevate lindude puhul olid tulemused vasturääkivad – värvulised, meriski ja punajalg-tilder olid vähem mõjutatud suuremate kui väiksemate elektrituulikute poolt. Vaid kiivitaja ja mustsaba-vigle vältisid suuremaid tuuliku. Pesitsusvälisel ajal oli lindude käitumine erinev. Väheste eranditega (hallhaigur, sukelpardid, meriski, tikutaja) olid suuremate elektrituulikute puhul lindude vältimiskaugused suuremad. Autorid oletavad, et avamaastike linnud on pigem ohustatud suurte kui väiksemate objektide poolt ja sellepärast on üldiselt suuremate tuulikute puhul vältimiskaugused suuremad (Hötker *et al.* 2006).

Elupaikade hävitamine ja muutmine

Iseseisva mastiga väiketuulikute ehitamise ja kasutamisega kaasnevad tööd muudavad füüsiliselt keskkonda. Tuuliku asukohale peab olema juurdepääs, sest muidu ei saa tuulikut kohale viia ega püstitada. Kui juurdepääsuks tuleb ehitada tee, võtab see enda alla mõnikümmend kuni mõnisada ruutmeetrit sõltuvalt tuuliku kaugusest senisest juurdepääsuteest. Tuuliku vundament on väike (kuni mõni ruutmeeter). Keskkonda, lühiajaliselt eriti taimkatet, mõjutab ka elektrikaabli kraavi kaevamine ja selle kinniajamine. Kõigi nende tegevuste koondmõju on väike, kuid tundlike ja kaitstavate elupaikade puhul (näit ranna- ja luhaniidud, mida asustavad kaitstavad linnuliigid) on mõistlik ka väikest negatiivset mõju vältida.

Kokkuvõte tuuleparkide võimalikest mõjudest lindudele on toodud tabelis 1 (Gove *et al.* 2013 järgi). Lisatud on mõju lühike selgitus ja käesoleva töö autorite hinnang selle kohta, kas mõju võib olla oluline ka väiketuulikute puhul.

Tabel 1. Tuuleparkide võimalikud negatiivsed mõjud lindudele ja hinnang väiketuulikute mõjude olulisusele.

Võimalik mõju	Kas on väiketuulikute kohta dokumenteeritud?	Väiketuuliku poolt põhjustatava mõju võimalik suurus, olulisus
Elupaikade kasutamise vähenemine ja/või lindude häirimine	Ei	Ilmselt väike. Vältida tuleb tuuliku püstitamist lindudele olulisimatesse elupaikadesse.
Kokkupõrgetest tuulikutega põhjustatud lindude suremus	Jah	Teadmata; ilmselt väike, kuid vältida tuleb kaitstavate liikide hukkumist.
Lindudele oluliste elupaikade hävitamine või muutmine	Jah	Väike, kuid vältida tuleb kõrge kaitseväärtusega

Kaudsed mõjud saagi kättesaadavuse vähenemise kaudu	Ei	elupaikade kahjustamist. Ebaoluline
Takistus lindude lennuteel	Ei	Ebaoluline

Eelpool toodud võimalikud negatiivsed mõjud võivad osutada tuuleparkide puhul oluliseks, kui:

- tuulepargid asuvad aladel, mida kasutavad kõrge kaitseväärtusega liigid, mis on tundlikud ükskõik missuguse ülalloetletud mõju suhtes;
- tuulepargid asuvad tundlikel kõrge kaitseväärtusega elupaikadel;
- tuuleparkide mõju summeerub teiste arendusprojektide negatiivsete mõjudega;
- mitmel tuulepargil on negatiivne koosmõju, mis võib viia linnupopulatsioonide arvukuse langusele.

Väiketuulikute mõjude puhul ei ole asjakohane käsitleda kahte viimast tabelis 1 toodud võimalikku mõju, kuna (1) oluliseks takistuseks lindude lennuteel võivad osutada vaid suuremad tuulepargid, eriti meres; (2) lindude saagi kättesaadavust võivad oluliselt halvendada samuti vaid suurematel aladel paiknevad tuulepargid, kus elupaikade muutus on suur ja võib põhjustada saakloomade arvukuse langust või oluliste toitumisalade kasutamise vähenemist.

Kokkuvõte: Üksikult asetsevad väiketuulikud võivad regulaarset lindude hukkumist põhjustada vaid juhtudel, kui tuulik on paigutatud sellisesse kohta, kus toimub palju lindude lende tuuliku rootori kõrgusel. Sellised olukorrad on Eesti olusid arvestades avatud loeteluna esitatavad järgmiselt:

- lindude pesitsuskolooniate lähedus (näiteks suitsu-, räasta- või kaldapääsukeste suuremad pesitsuskogumid, kajaka- ja tiirukolooniad);
- toitumis-, puhkamis- või ööbimispaigad, mida kasutab suur hulk linde, näiteks suured hane-, luige- sookure või teiste linnuliikide parved;
- suure hulga lindude ööbimis- ja toitumisalade vahelised regulaarselt kasutatavad lennuteed, mida läbib ööpäevas sadu või tuhandeid linde, näiteks eelmises jaotuses toodud hanelised, kuldnokkade ööbimislennud roostikesse vms.
- lindude rändel juhtjoonena toimivad selgesti eristatavad maastikuelemendid, näiteks poolsaarte tipud mererannikul või suuremate järvede kaldal;
- ajutiselt lindudele väga atraktiivsed elupaigad, kuhu neid suurel arvul koguneb, näiteks põllutööde ajal ja vahetult tööde järel põllule vareslased, kajakad ja valgetoonekured; kalatööstuste ja kalasadamate juurde kajakad, jms.

Väiketuulikute mõju pesitsejate elupaigakasutusele ei ole võimalik kvantitatiivselt hinnata, kuna vastavaid uuringuid ei ole tehtud. Röövlindude ja teiste kaitsekorralduslikult oluliste liikide pesitsusaegset elupaigakasutust ühe väiketuuliku püstitamise mõjutada ei tohiks, välja arvatud juhul, kui tuulik püstitatakse vahetult pesapaiga lähedusse.

Väiketuulikute mõju mittepesitsevate lindude elupaigakasutusele on väiksem kui suurte tuulikutel, aga uuringute puudumine ei võimalda liikide kaupa tulemusi esitada; üldine suundumus on selline, et mida väiksem on tuulik, seda väiksem on mõju.

2.2.2. Uuringud tuuleparkide ja väiketuulikute mõjust nahkhiirtele

Tuuleparkide mõjud nahkhiirtele jagunevad ja tuuliku või tuulepargi rajamise ja tuulepargi tööga seotud mõjudeks (vt tabel 2 lk 15; Rodrigues *et al.* 2008 järgi). Tuuleparkide rajamine võib põhjustada toitumispaikade või varjepaikade hävitamist, tuuleparkide töö aga toitumisalade või lennukoridoride kasutamise vähenemist ja nahkhiirte suremuse suurenemist kokkupõrgete või barotrauma tõttu (*op cit.*).

Nahkhiirte lennuaktiivsus väiketuulikute juures

Minderman *et al.* (2012) leidsid, et nahkhiirte aktiivsust (lendude arv tunnis) väiketuulikute (generaatori kõrgus 6-18 m) lähikonnas mõjutas oluliselt see, kas tuulik töötas või oli pidurdatud. Nahkhiirte aktiivsus langes tuule kiiruse kasvades, mil elektrituulikud töötasid, kuid mitte siis, kui tuulikud olid pidurdatud. Erinevus oli suurem tuuliku vahetus läheduses (0-5 m), kuid vähenes tuulikust kaugenedes (20-25 m). See on esimene uuring, mis kvantifitseeris nahkhiirte aktiivsuse üksikute elektrituulikute lähedal ja tulemused näitavad, et nahkhiired väldivad väiketuuliku vahetut lähedust, eriti kui see töötab, ning tugevamate tuulte puhul. Suurte elektrituulikute puhul ei ole nahkhiirte vältimiskäitumist täheldatud, pigem vastupidi – nahkhiired toituvad töötavate tuulikute lähedal ja isegi uudistavad neid aktiivselt. Tulemuseks on hukkumised (Horn *et al.* 2008). Minderman *et al.* 2012 väidavad, et üksiku väikese tuuleturbiini puhul võib nahkhiirte aktiivsus olla ikkagi väiksem, kuna tuuliku tiibadelt tagasipeegelduvad kajalokatsiooni impulsid võivad olla “vigased” ja sellepärast sunnivad nahkhiiri neid objekte kui potentsiaalselt riskantseid vältima. Samuti võib välgtimise põhjus olla selles, et osade nahkhiireliikide toitumiskäitumine ja -edukus võib tuuliku poolt põhjustatud ultrahelimüra taustal olla madalam. Kui nahkhiired tõesti väldivad väikesi üksikuid tuulikuid, on see hea uudis väiksema hukkumisriski tõttu, kuid toob kaasa tuulikut ümbritsevate elupaikade väiksema kasutamise nahkhiirte poolt (Mindermann *et al.* 2012), kuid kuna mõjuala piirdub vaid tuuliku vahetu lähedusega, piisab negatiivse mõju vältimiseks sellest, kui tuulik paigutada nahkhiirtele potentsiaalselt olulistest lennuteedest ja toitumisaladest vähemalt 20 m kaugusele (*op cit.*).

Püsi- ja muutsagedusliigid: erinev kajalokatsioon, erinev hukkumise risk

Kõik nahkhiired orienteeruvad kajalokatsiooni abil ja tekitatava ultraheli iseloomu alusel jagatakse neid tipu- ehk püsisagedusliikideks ning muutsagedusliikideks. Sellel erisusel on oluline seos nahkhiirte hukkumisega.

1. Tipu- ehk püsisagedusliikideks nimetatakse nahkhiiri, kelle kajalokatsiooni signaalid on tugevad ja suurim helirõhk on väikeses 5-6 kHz sagedusvahemikus. Viimane on liigispetsiifiline (Masing 2004, 2006). Euroopas elektrituulikute tõttu hukkuvatest nahkhiirtest kuuluvad umbes 98% just püsisagedusliike hõlmavatesse perekondadesse *Nyctalus*, *Pipistrellus*, *Vespertilio* ja *Eptesicus*, kes jahivad saaki ka kõrgemal, eemal maapinnast ning puudest ja põõsastest (Rydell *et al.* 2010a). Eesti 12 nahkhiireliigist on püsisagedusliigid täpselt pooled (vt. Lisa 5). Need nahkhiired on kohastunud toitumiseks kõrgel lendavatest putukatest, neil on suhteliselt pikad ja kitsad tiivad ning nad kasutavad suure intensiivsuse ja kitsa sagedusvahemikuga kajalokatsiooni, mis

sobib suure vahemaa tagant saagi avastamiseks takistustevabas keskkonnas (Rydell *et al.* 2010b). Ka Põhja-Ameerika tuuleparkides hukuvad kõige sagedamini Euroopa omadele sarnase morfoloogia ja ökoloogiaga, kuid teistesse perekondadesse kuuluvad nahkhiired (Rydell *et al.* 2010b).

2. Muutsagedusliigid (Masing 2006) orienteeruvad muutuva sagedusega ultraheli abil. Sagedusvahemik on suur ja ultraheli levib väikese vahemaa taha. Need liigid otsivad toitu ja lendavad maapinna ja puude vahetus läheduses ja arvatavasti ei tõuse puuvõradest kõrgemale (Masing 2006). Eestis kuuluvad muutsagedusliikide hulka kõik viis lendlaseliiki ja pruun-suurkõrv. Muutsagedusliikide hukkumised tuuleparkides on juhuslikku laadi (Rydell *et al.* 2010a, Dürr 2013).

Väiketuulikute kavandamisel tuleb arvestada, et nende masti kõrgus on palju väiksem kui suurtel tuulikudel ja need on vähemalt osaliselt ka muutsagedusliikidele ohtlikus kõrgusvahemikus.

Nahkhiirte hukkumine tuuleparkides ja üksikute väiketuulikute tõttu

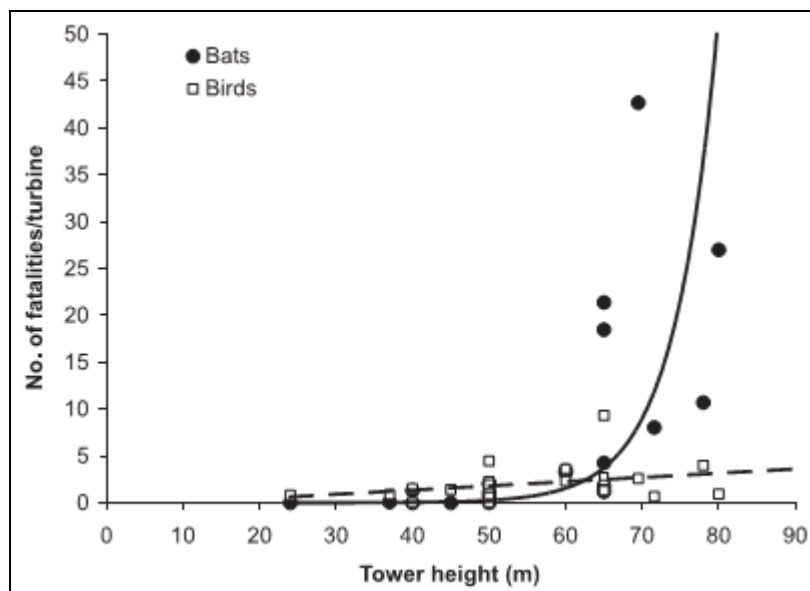
Andmeid nahkhiirte hukkumistest elektrituulikute tõttu saadi juba varem, kuid täpsemad uuringud algasid 1990. aasta teisel poolel (Bach *et al.* 1999, Johnson *et al.* 2000).

Keskmine hukkumissagedused tuuleparkides jäävad tavaliselt vahemikku 1-3 nahkhiirt aastas ühe elektrituuliku kohta, kuid on registreeritud ka keskmiseid aastaseid hukkumissagedusi vahemikus 20-40 (50) nahkhiirt tuuliku kohta (Arnett *et al.* 2008, Rydell *et al.* 2010a).

Elupaikade järgi registreeritakse kõrgemaid hukkumissagedusi tuuleparkides, mis on rajatud metsa, kuid statistiliselt olulist erinevust "metsa" ja muudesse elupaikadesse ehitatud tuuleparkide vahel ei leitud (Hötker *et al.* 2006). Siiski on metsade lähedal asuvates tuuleparkides nahkhiirte hukkumine sagedasem kui avamaastikus asuvates tuuleparkides (Bach 2002 ref Hötker *et al.* 2006). Kõrged võivad olla hukkumissagedused ka rannikule nahkhiirte rändeteede rajatud parkides (Dulac 2008, ref Rydell *et al.* 2010b), kuid ka mäekurudel (Arnett *et al.* 2008).

Tuulikute ehitamisel nahkhiirte elupaika tuleb teada nahkhiirte lennu kõrgust, sest tuuleturbiini tiivikuga kokku põrgata saavad ainult need nahkhiired, kes lendavad tiiviku tööpiirkonnas. Lennukõrgus oleneb liigist ja ilmselt ka konkreetsest paigast, aastaajast ning ilmastikust (Masing 2006).

Barclay *et al.* (2007) uurisid Põhja-Ameerika tuuleparkide näitel lindude ja nahkhiirte hukkumise sageduse sõltuvust elektrituuliku torni kõrgusest ja tiiviku läbimõödust. Leiti, et mida kõrgem on elektrituuliku torn, seda rohkem hukub seal nahkhiiri. Eksponentsiaalne kasv ilmnes alates 65 meetri kõrguse torniga tuulikute. Lindude puhul hukkumissageduse seost torni kõrgusega ei tuvastatud (joonis 4). Elektrituuliku tiiviku läbimõõdu ja lindude ning nahkhiirte hukkumise sageduse vahel usaldusväärset seost ei leitud. Kõik uuringud olid läbi viidud siiski suuremate elektrituulikute kohta, kui praegu Eestis väiketuulikutena tavalised.



Joonis 4. Seos lindude ja nahkhiirte korrigeeritud aastase suremuse (hukkunud isendite arv tuuliku kohta; y-teljel) ja elektrituuliku masti kõrguse (x-teljel) vahel Põhja-Ameerikas. Lindude kohta ei ole seos oluline, kuid parim mudel on joonisel siiski katkendjoonega esitatud (Barclay *et al.* 2007).

Tulemuste kasutamist väiketuulikute mõju hindamiseks piiravad järgmised asjaolud:

1. kõik uuritud elektrituulikud asusid tuuleparkides, mitte üksiktuulikutena,
2. valdav osa hukkunud nahkhiirtest arvati olevat püsisagedusliigid (ja rändliigid), kes lendavad oluliselt kõrgemal.

Lisaks eelviidatud tööle (Barclay *et al.* 2007) koostasid kättesaadavate uuringute põhjal metaanalüüsi nahkhiirte hukkumise sageduse ja tuuliku kõrguse vahelise seose kohta ka Hötker ja kolleegid (2006). Tulemus on sarnane (joonis 3 lk 7).

Eestis on väiketuulikute puhul peamine võimalik oht nahkhiirtele kohaliku pesitsuskogumi isendite hukkumine, kui tuulik paigaldatakse nahkhiirte toitumisala või varjepaiga lähedale või neid ühendavale lennuteele, kuid ka rändavatele nahkhiirtele, eriti rannikul, ning tingimustes, kus ränne toimub madalalt. Sellepärast ei ole kahe eelrefereeritud uuringu tulemused üks-üheselt ülekantavad. Siiski näitavad uuringud muuhulgas seda, et rändel olevad nahkhiired lendavad suure osa ajast väiketuulikute tiivikute ulatusest kõrgemal ja mõju rändel olevatele nahkhiirtele on Eestis ilmselt väiksem mõjust kohalikele kogumitele.

Tuuleparkide rajamise ja töötamisega kaasnevad mõjud nahkhiirtele on üldistatult esitatud tabelis 2. Lisatud on hinnang väiketuuliku võimaliku mõju kohta.

Tabel 2. Tuuleparkide mõjud nahkhiirtele (Rodrigues *et al.* 2008), lisatud on hinnang väiketuuliku võimaliku mõju kohta.

Tuulepargi rajamisega kaasnevad mõjud			Väiketuuliku rajamisega kaasnevad mõjud
Mõju	Hinnang mõjule suvel	Hinnang mõjule rändel	Väiketuuliku põhjustatava mõju võimalik suurus, olulisus
Toitumisalade hävimine seoses tuulikute, juurdepääsuteede jm rajamisega	Väike kuni keskmine, mõju olulisus sõltub tuulepargi asukohast ja sealsetest liikidest	Väike	Väike, kuid vältida tuleb kõrge kaitseväärtusega elupaikade kahjustamist.
Varjupaikade hävimine seoses tuulikute, juurdepääsuteede jm rajamisega	Võib olla suur kuni väga suur, mõju olulisus sõltub tuulepargi asukohast ja sealsetest liikidest	Võib olla kõrge kuni väga kõrge	Väike, kuid vältida tuleb kõrge kaitseväärtusega elupaikade kahjustamist.
Tuulepargi töötamisega kaasnevad mõjud			Väiketuuliku töötamisega kaasnevad mõjud
Mõju	Hinnang mõjule suvel	Hinnang mõjule rändel	Väiketuuliku poolt põhjustatava mõju võimalik suurus, olulisus
Ultraheli	Tõenäoliselt piiratud mõju	Tõenäoliselt piiratud mõju	Tõenäoliselt piiratud mõju
Toitumispaiakade kadu, kuna nahkhiired väldivad ala	Keskmine kuni suur	Ilmselt ebaoluline mõju kevadel, keskmine kuni suur sügisel ja talvitumisaajal	Väike, kuna mõju võimalik ruumiline ulatus ühe tuuliku puhul on piiratud
Lennukoridoride kadu või asukohtade muutumine	Keskmine	Väike	Väike, kuna mõju võimalik ruumiline ulatus ühe tuuliku puhul on piiratud
Kokkupõrked tuulikutega	Väike kuni suur, sõltub liigist	Suur kuni väga suur	Teadmata; tuleb rakendada ennetavaid meetmeid, olulisim on õige asukohavalik

3. Linnud elektrituulikute mõjualas: uuring Eesti väiketuulikutejuures

3.1. Metoodika

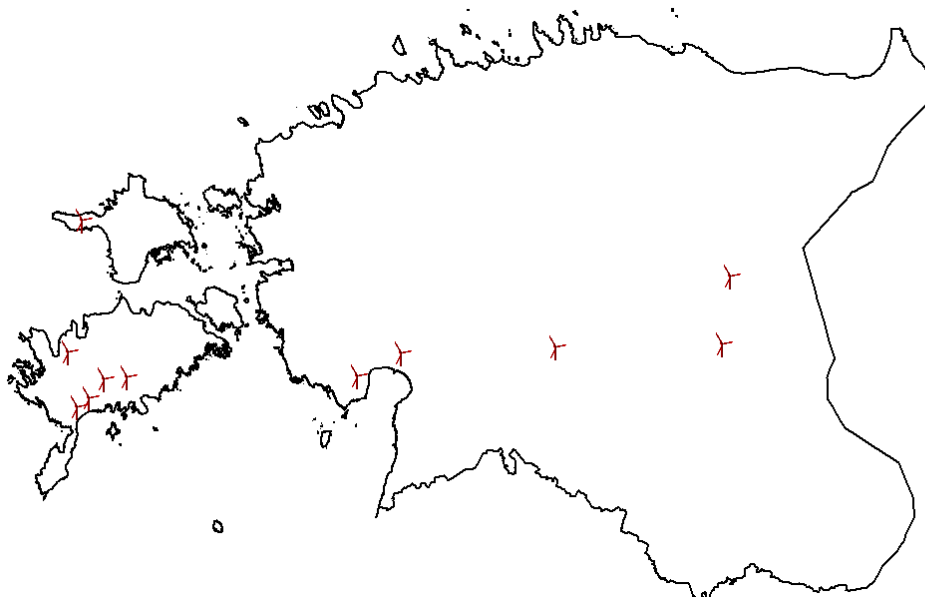
3.1.1. Uuringuga hõlmatud elektrituulikute valik

Eestis püstitatud väiketuulikute kohta koondandmed puuduvad. Eesti Tuuleenergia Assotsiatsiooni (ETEA) hinnangul võib meil olla paarsada väiketuulikut.⁴ Neist paarkümmend on ühendatud elektrivõrku ja ülejäänud on autonoomsed võrguga ühendamata seadmed, mida kasutatakse ühe majapidamise või ettevõtte tarbeks.

Käesoleva töö jaoks koguti andmeid väiketuulikute kohta riiklikust ehitisregistrist ning ETEA-lt. Ehitisregistri andmete kohaselt on väiketuulikutele perioodil 2008-2013 väljastatud ehituslubasid kokku 42.

Uuringusse hõlmati üheksa väiketuulikut nimivõimsusega 10 kW ja kaks tuulikut nimivõimsusega 20 kW. Kõik valimis esindatud elektrituulikud on horisontaalse völliiga generaatori ja torumastiga seadmed.

Elektrituulikute geograafilise asukoha järgi hajutati valim läänesaarte (eelduslikult kõige intensiivsema lindude rändega piirkond), Pärnumaa ja rannikust kaugemal asuvate maakondade (Viljandimaa, Jõgevamaa, Tartumaa) vahel (vt. joonis 4). Linnustiku mõttes oluliste ja huvitavate väikesaarte Kesselaiu ja Vilsandi tuulikud jäeti valimist välja ilmastikust sõltuva transpordiühenduse tõttu. Vilsandi tuulik on horisontaalse völliiga ja selle poolest teistest liiga erinev, Kesselaiu tuulikud aga teistest väiksema nimivõimsusega.



Joonis 5. Uuringusse hõlmatud väiketuulikute paiknemine.

⁴ Allikas: <http://www.tuuleenergia.ee/vaiketuulikud/> (26.02.2014)

3.1.2. Lindude loendus

Elektrituulikute seires kasutatav loendus on enamasti kombinatsioon klassikalisest rändevaatlusest ja punktloendusest (i.k. vantage point watch; näit. Band *et al.* 2007, Gove *et al.* 2013) ning sisaldab lisaks lindude liigi ja arvu määramisele ka eritunnuste (eelkõige lennukõrgus, kaugus tuulikust, lennutrajektoor) ülestähendamist. Lindude lennuaktiivsuse ja –käitumise järgi saab muuhulgas hinnata tuuliku või tuulepargi riski lindude hukkumise põhjustajana. Kuna käesolevas uuringus toimus iga tuuliku juures vaid üks neljatunnine loendus, ei saa selle alusel suurte hälvete ja määramatuse tõttu hukkumisriske pikemate ajavahemike kohta arvutada.

Loendused viidi läbi kümnes valimisse arvatud kohas kokku 11 väiketuuliku juures. Loendati nelja tunni jooksul valgel ajal hommikutundidel. Loenduseks valiti sademeteta ja kuni keskmise tuuletugevusega päev. Iga tuuliku juures loendas üks vaatleja. Vaatluskoht asus elektrituulikust 20-50 m kaugusel ja see valiti niimoodi, et loendaja kohalolu mõjutaks linde võimalikult vähe, kuid samas oleks loendaja vaateväli võimalikult suur. Vaatlusvahendina kasutati binoklit (suurendus 8-10*). Loendusandmed (Lisa 2) märgiti kõik nähtud ja kuulnud isendid. Lindude kauguse määramiseks kasutati orientiiridena looduses olevaid ja vaatluskaartidel (nii kaasaegse ortofoto kui Eesti põhikaardi väljatrükk) tähistatud teada oleva kaugusega objekte, nagu teed, hooned, metsaservad, hekid, elektriliinid jms (näidis Lisas 3). Lindude lennukõrgus määrati visuaalselt, võrreldes seda teada oleva kõrgusega looduslike objektide või rajatistega (elektrituulik, hoone, mets, vms). Kui linnuliiki ei olnud võimalik täpselt määrata, tehti seda rühma täpsusega, näiteks „määramata värvuline“, „väike rästas“, „kala-või naerukajakas“ jms. Loenduse ajal märgiti üles andmed väiketuuliku töötamise kohta (töötab/seisab; kui see loenduse käigus muutus, siis sisselülitumise ja seismajäämise aeg).

3.1.3. Lindude hukkumise tuvastamine

Lindude hukkumise tuvastamiseks kasutati otsimismeetodit (Anderson *et al.* 1999, Smallwood 2007). Uuringusse hõlmatud väiketuulikute ümbert otsiti hukkunud nahkhiiri ja linde ühel korral – samal päeval, kui toimus lindude loendus. Otsimisala oli 20 meetrise raadiusega ring keskpunktiga tuuliku torni kohal. Käesoleva uuringu valimisse kuulunud 11 väiketuuliku puhul hukkunud linde ei leitud, samuti ei ole hukkunud linde leidnud tuulikute omanikud.

3.1.4. Andmetöötlus

Lähtudes vaadeldud lindude lennukäitumisest, kaugusest ja kõrgusest tuuliku suhtes, määrati kokkupõrkeohu suurust näitavad riskitsoonid, milles lind või linnud oli liikunud.

Eristati neli riskitsooni:

1 - kõrge riski tsoon, kui lennukõrgus oli vahemikus 11-30 m ja kaugus tuulikust kuni 0-10 m;

- 2 - keskmise riski tsoon, kui lennukõrgus oli 21-30 m ja kaugus tuulikust 11-20 m või lennukõrgus oli 11-20 m ja kaugus tuulikust 11-20 m või lennukõrgus 0-10 m ja kaugus tuulikust 0-10 m;
- 3 - madala riski tsoon, kui lennukõrgus oli >31 m ja kaugus tuulikust kuni 100 m;
- 4 – puuduva riski tsoon, kui lennukõrgus oli > 31 m ja kaugus tuulikust > 100 m..

Andmeid rühmitati ja kombineeriti nii tuulikute asukoha alusel kui linnuliikide ja –rühmade põhisel. Replitseeritud valimite võrdlemiseks kasutati hii-ruut testi.

3.2. Tulemused

3.2.1. Linnuliikide ja –rühmade esinemissagedus ja arvukus

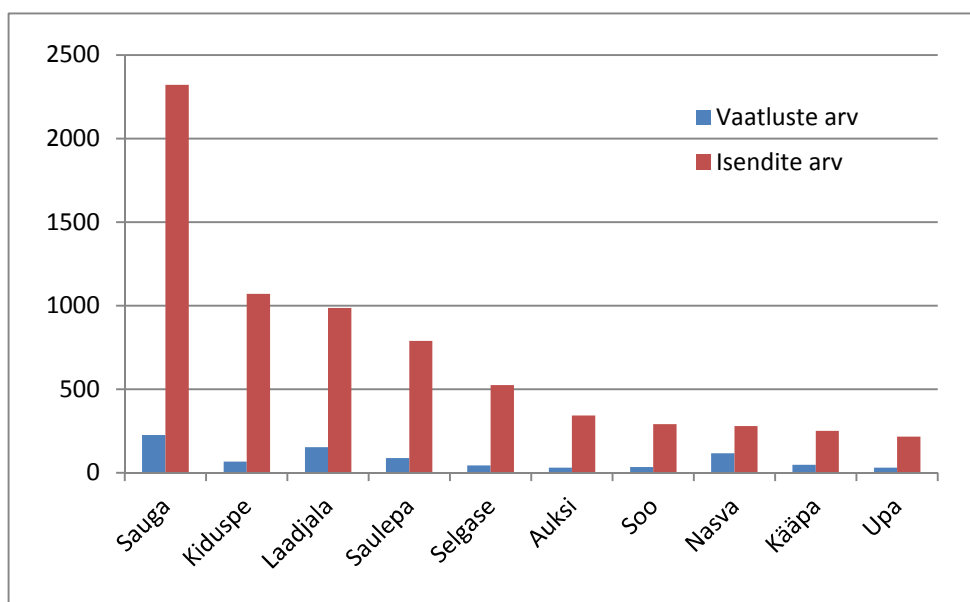
Kokku 40 tundi kestnud loenduste jooksul tehti 826 vaatlust 7131 isendi kohta. Vaadeldi 66 erinevat linnuliiki (Lisa 4). Kümnel puhul jäi liigimäärang lahtiseks ja märgiti võimalikena kaks liiki või määrati suurema taksonoomilise üksuse tasemeni, kõige sagedamini näiteks ”määramata värvuline”. Vaadeldud linnud kuulusid kümnesse linnuseltsi. Nii vaatluste kui isendite arvu poolest oli valdav värvuliste selts. Erinevad värvuliseliigid moodustasid umbes kolmveerandi kõigist vaadeldud lindudest (74,8% vaatlustest ja 76,5% isendite arvust). Kõige suurema osakaaluga värvuliste hulgast olid põldudel toituvad kuldnokad (1613 isendit), hakid (560 is), järgnesid rändel olevad metsvindid (444 is), põldlõokesed (273 is), peamiselt kohalikud rohevindid (273 is) ja rändsed urvalinnud (258 is).

Sageduselt ja arvukuselt järgnes kurvitsaliste selts. Kurvitsalised andsid 14,6% kõigist vaatlustest ja moodustasid isendite arvust 12,6%. Kurvitsaliste suure osakaalu tingis kajakate suur huvi põldudel toitumise vastu, eelkõige Eesti läänepoolses osas ja saartel. Arvukuselt kolmas ja neljas liigirühm olid hanelised (4,2% loendatud isendite arvust) ja kurelised (3,7%).

Loendustel tehti märkmeid ka 18 kaitstava linnuliigi lennukäitumise kohta. Arvukaim oli suitsupääsuke (rändepeatusel olevad ja toituvad isendid), sookurg (kolm parve ühes ja samas sügiskogumis) ja õõnetuvi (rändesalgad). Vähem arvukalt olid esindatud kõrgema kaitseväärtusega liigid tutt-tiir (kokku 10 is), merikotkas (10 is), väikepistrik (1 is) jt.

3.2.2. Lindude arvukus erinevates loenduskohtades

Erinavate tuuliku juures vaadeldud lindude arv erines suuresti. Keskmiselt tehti igas loenduskohas 83 vaatlust (min 31, maks 225, standardhälve SD 64,4) ja loendati keskmiselt 707 lindu (min 2015, maks 2322, SD 650) (joonis 9). Otsides suurtele erinevustele põhjendusi, eristub selgesti Sauga vaatluskoht, kus põllutööde tõttu toitused ja lendas piirkonnas palju kuldnokki, hakke ja kalakajakaid. See näitab, et teatud tingimustel võib ka muidu eelduslikult üsna linnuvaene paik olla väga aktiivselt lindude poolt kasutatav. Kiduspel, Laadjalas ja Saulepas toimus vaatluspäeval märgatav lindude ränne, mis tõstis need paigad teistest ettepoole. Ülejäänud tuulikute juures oli linde mõnevõrra vähem.



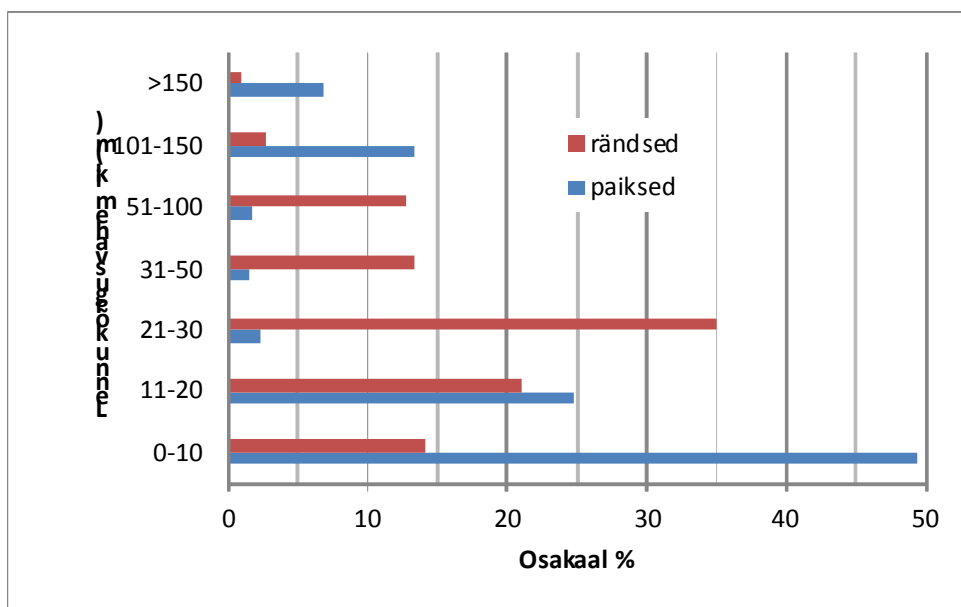
Joonis 6. Vaatluste ja loendatud isendite arv loenduskohtade kaupa.

Linnurikkuse seost paiga geograafilise asukohaga näidata ei õnnestu, sest viimane on varjutatud lindude rände erineva intensiivsuse poolt ja ka valim on väike. Nasva tuulikud asuvad sadama tammil. Paik jääb üldarvestuses tahapoole, kuid oli eripärane selle poolest., et kümned suitsupääsukesed toituisid ja lendasid tuulikute ohutsoonis. Üsna palju oli ka kajakate ja teiste veelindude „kohalikke“ lende jõelt merele ja vastupidi. Märkimisväärne oli tutt-tiirude (II kaitsekategooria) peatumine ja toitumine mõlemal pool Nasva sadamat - nii jõel kui merel. Arvestades asjaolu, et Nasva tuulikute umbes kolmkümmend meetrit eemal asuvat sadamahoone katust asustab 20-30-paariline randtiirukoloonia, on nende lindude suvistest lendudest paljud ilmselt ka elektrituulikute ohutsoonis.

3.2.3. Lennukäitumine ja suhtelise hukkimisriski hinnangud

Lindude hukkimise sagedus sõltub muuhulgas sellest, kui sageli linnud lendavad tuulikute ohutsoonis. Olulisemate liigirühmade ja liikide kohta on välja arvatud ka kokkupõrkeriski indeksid, mis näitavad, kui suur protsent ala/riskitsooni läbivatest lindudest hukub kokkupõrkes tuulikuga. Enamusel liikidest jäävad hukkimisriski indeksid vahemikku 0,005-0,1%.

Üldise hukkimisriski hinnanguid võib anda lindude lennukõrguste jaotuse järgi. Uuritud tuulikute juures olid paiksete lindude lendudest peaaegu pooled kuni kümne meetri kõrgusel (allpool ohutsooni), ligi kolmandik kohalikest lindudest liikus siiski kokkupõrkeohtlikul kõrgusel (vahemik 11-30 m) (joonis 7). Rändel olevate lindude lennukõrgused olid eelduspäraselt keskmiselt suuremad kui paiksetel. Neistki lindudest lendas suur osa potentsiaalselt ohtlikes kõrgusvahemikes (11-30 m). Madalamal lendavad värvulised (eriti suuremad salgad) on avamaastikul näha kaugemalt kui kõrgel lendavad salgad. Viimastest annavad sageli ka otse üle vaatleja lendamise puhul teada vaid lindude häälitsused.

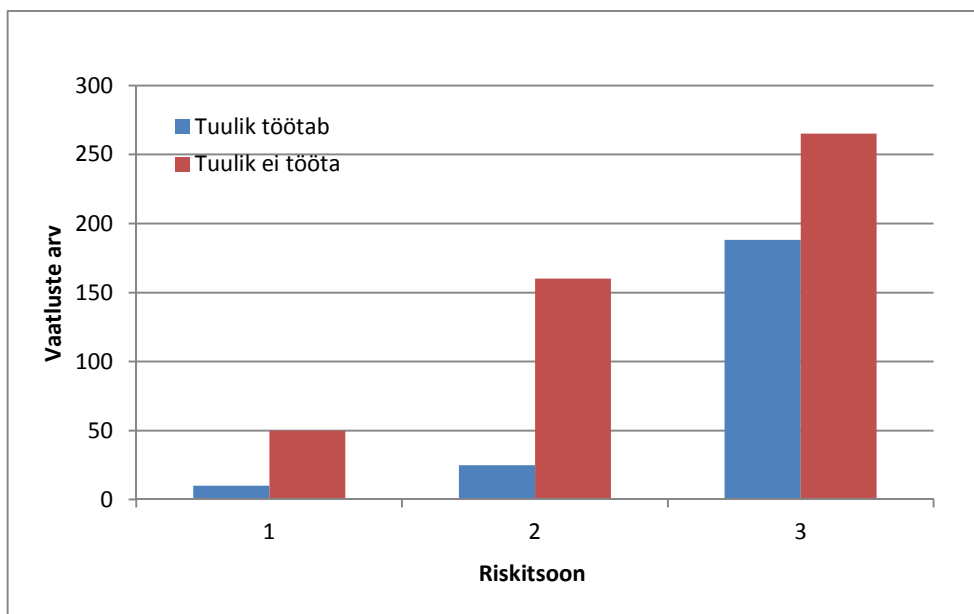


Joonis 7. Paiksete ja rändsete lindude lennukõrguste sagedusjaotus.

Väga oluliselt mõjutasid joonisel 7 kujutatud tulemust mõne linnuliigi paiksete (toitumis)seltsingute sagedased madalad lennud - hakid ja kuldnokad küntaval põllul, suitsupääsukeste toitumislennud septembrikuisel rändepeatusel, paiksete värvuliste madalad lennud. Muidugi ei saa neid põgusaid vaatlusi üldistada teistsugustele ilmaoludele, aastaegadele ega kohtadele, veel vähem aga laiendada ööränduritele.

Kaitstavatest liikidest registreeriti riskantses kõrgusvahemikus (11-30 m) raudkull (kaks juhust kuuest vaatlusest), hiireviu (1/3), õõnetuvi (viis rändesalka kuuest), laululuik (üks vaatlus), valgeselg-kirjurähn (1), väikepistrik (1), suitsupääsuke (18 vaatlust 29-st), hallõgija (1/1), vigle (1/1), tutt-tiir (3/7) ja hoburästas (3/4). Kõik merikotkaste (8) ja sookurgede (3) lennud toimusid ohutsoonist kõrgemal, mõnel liigil, näiteks roo-loorkull ka madalamal.

Minderman *et al.* (2012) leidsid, et väiketuuliku lähedal lindude lennukäitumine ei muutunud. Lendude sagedus ei sõltunud tuuliku töötamisest või mittetöötamisest ega tuuliku kaugusest. Käesolevas uuringus selgus siiski, et linnud lendavad kokkupõrkeriski tsoonides (tsoon 1 ja 2) harvemini siis, kui elektrituulik töötab (χ^2 -test; $P < 0,01\%$). Seos kehtis nii vaatluste (üks parv või üks isend= üks vaatlus) kui isendite arvu (joonis 8) kohta.



Joonis 8. Erineva kokkupõrkeriskiga tsoonides vaadeldud lindude arv töötava ja mittetöötava tuuliku puhul. Riskitsoon 1 – kõrge risk; 2 – madal risk; 3 – riski ei ole).

Kaitstavatest linnuliikidest sattusid 40 vaatlustunni jooksul kõrge riski tsooni ainult suitsupääsukesed, kuid see-eest arvukalt – saadi 18 vaatlust kokku 79 linnu kohta. Teised kaitstavad liigid tegutsesid kaugemal ja/või kõrgemal (madalamal).

3.2.4. Lindude hukkumine

Käesoleva uuringuga lindude hukkumist valimisse kuulunud 11 väiketuuliku puhul ei tuvastatud.

Ühekordse otsimiskäiguga on lindude (ja nahkhiirte) hukkumissageduse tuvastamine seotud väga suurte vigadega. Niimoodi saab arvutada vaid suhtelisi hukkumissagedusi ning koguda üldist teavet tuulikuohvrite liigilise kuuluvuse kohta. 2010. aasta kevadel otsiti ühel korral 30 Läänemaal asuva elektrituuliku alt ja leiti 12 hukkunud lindu üheksast liigist. Nahkhiirte hukkumist ei tuvastatud. Uuritavad tuulikud olid võimsusvahemikus 0,6-3 MW ja paiknesid tuuleparkide, mitte üksiktuulikutena (Tähe 2010).

3.3. Kokkuvõte

Lindude arvukus ja lennuaktiivsus erineb väga suurtes piirides ja sõltub suurel määral kohast ja ajast. Kõrgeimad lennusagedused registreeriti Sauga väiketuuliku lähikonnas ajal, mil seal toimus maa kündmine ja paljud kuldnokasalgad ning üks suurem hakiparv vahetas sõltuvalt traktori liikumisest pidevalt asukohta. Paljud linnud läbisid ka tuuliku ohutsooni. Seega võivad erakorralised olud mõneks ajaks oluliselt suurendada lindude hukkumise riski.

Loendustel nähti ka paljusid kaitstavaid linnuliike, kuid neist sattus tuulikute ohutsooni vaid suitsupääsukesi.

Linnud eristavad mittetöötavat eletrituulikut töötavast tuulikut üsna hästi ja väldivad viimaseid edukalt. See ei tähenda, et üks väike elektrituulik ei saa lindude hukkumist põhjustada.

4. Nahkhiired elektrituulikute mõjualas: uuring Eesti väiketuulikute juures

Kõik Eestis elavad nahkhiireliigid on laia levilaga ja neid leidub Euroopas, Aasias ja mõnel juhul ka Põhja-Aafrikas. Enamik nahkhiireliike elab Eestis oma levila serva-alal, kus elutingimused on raskemad, sobivaid elupaiku suhteliselt vähe ja ohutegurite toime tugev. Ainult üks liik - *põhja-nahkhiir* - paikneb meil oma leviku optimumalal, olles siin laialt levinud, arvukas ja domineeriv liik. Kõik teised nahkhiireliigid on meil tunduvalt vähem arvukad. (Masing *et al.* 2004).

Looduskaitseaduse alusel on kõik Eestis elavad nahkhiired tunnistatud II kaitsekategooria liikideks. Selline staatus on antud ohustatud liikidele, kelle arvukus on väike või väheneb elupaikade hävimise või rikkumise tagajärjel. Nahkhiiri kaitsevad ka mitmed rahvusvahelised lepped, sh. Berni konventsioon, Bonni konventsioon ja selle raames sõlmitud Euroopa nahkhiirte kaitse leping (EUROBATS). Euroopa Liidu õigusaktidest kaitseb nahkhiiri Loodusdirektiiv (direktiiv 92/43/EMÜ looduslike elupaikade ja loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta).

4.1. Metoodika

4.1.1. Nahkhiirte elupaikade kaardistamine väiketuulikute ümbruses

Uuringusse hõlmatud väiketuulikute ümbruses kaardistati ja kirjeldati välitööde käigus 50-100 m raadiuses tuulikust võimalikud nahkhiirte elupaigad (varjupaigad) - hooned, vana lehtmets, park vanade õõnsate puudega, ning toitumiskohad - tiik, kraav, jõgi, allée, metsalagendik, metsaserv. Tuuliku ja/või hoonete omanikelt küsiti nahkhiirte võimaliku pesitsemise kohta hoonetes, samuti nende liikumise kohta hoonete ja tuuliku ümbruses vaiksetel suveöödel.

4.1.2. Nahkhiirte hukkumiskiriski hindamine

Suurte tuulikute läheduses hukkuvad nahkhiired nii otsese kokkupõrke tõttu tuuliku labadega kui ilmselt ka järskudest õhurõhu muutustest põhjustatud kopsuvigastuste ehk nn. barotraumade tõttu ((Baerwald *et al.* 2008). Barotrauma teke ei ole välistatud ka väiketuulikute puhul, kuid see on vähem tõenäoline.

Käesolevas uuringus hinnati juba püstitatud väiketuulikute asukohavalikut selle järgi, missugune võib olla nende eeldatav mõju nahkhiirtele. Kuna nahkhiirte tegeliku aktiivsuse kohta tuulikute ümbruses andmeid ei kogutud, saab selline analüüs olla vaid kaudne ja lähtuda kirjandusallikates antud soovistest.

Hukkumiskiriski hindamiseks kirjeldati välitöödel või mõõdeti Maa-ameti ortofoto ja Eesti põhikaardi alusel erinevaid parameetrid (tabel 3 lk 24). Kõik kaugused ja raadiused on arvestatud väiketuuliku masti tsentrist.

Tabel 3. Nahkhiirte elupaiku iseloomustavad maastikuparameetrid.

Parameeter	Ühik	Olulisus nahkhiirtele
Kaugus lähimast elamust	m	Varjepaik
Kaugus muust hoonest	m	Varjepaik
Looduslikud varjepaigad (vanamets või park õõnsate puudega)	jah/ei	Varjepaik
Vooluveekogude pikkus (jõed, ojad, kraavid) 20/50 m raadiuses	m	Toitumisala/lennutee
Seisuveekogude kaldajoone pikkus 20/50 m raadiuses	m	Toitumisala/lennutee
Seisuveekogude pindala 20/50 m raadiuses	ha	Toitumisala
Kaugus lähimast voolu- või seisuveekogust	m	Toitumisala/lennutee
Kaugus metsaservast või muust puuderivist	m	Toitumisala/lennutee
Metsaserva pikkus 20/50 m raadiuses	m	Toitumisala/lennutee
Muud lineaarsed puistuvormid (hekid, alleed, puudega kraavikaldad) (m) 20/50 m raadiuses	m	Toitumisala/lennutee

4.1.3. Nahkhiirte hukkamise tuvastamine

Uuringusse hõlmatud väiketuulikute ümbert otsiti hukkunud nahkhiiri ühel korral – samal päeval, kui toimus lindude rände-punktloendus. Otsimisala oli 20 meetrise raadiusega ring keskpunktiga tuuliku torni kohal. Nahkhiirte hukkamise kohta esitati küsimus ka tuuliku omanikule. Käesoleva uuringu valimisse kuulunud 11 väiketuuliku puhul hukkunud nahkhiiri ei leitud, samuti ei ole hukkunud nahkhiiri leidnud kaheksa tuuliku omanikud.

4.2. Tulemused

4.2.1. Nahkhiirte elupaigad tuulikute ümbruses

Uuringu valimis oli 11 väiketuulikut kümnes erinevas paigas. Kuna nahkhiirte detektorloendusi uuringus ei kavandatud ega tehtud, ei ole võimalik analüüsida, missugused liigid, millal ja missuguse sagedusega väiketuulikute piirkondades lendavad. Eesti 12 nahkhiireliigi hulgas on nii haruldasi ja paiguti levinud kui laialt levinud ja (suhteliselt) arvukaid liike. Kuigi kõik liigid toituvad putukatest, on nende toitumisökoloogia ja kasutatavad elupaigad veidi erinevad (Lisa 5). Eesti 12 nahkhiireliigist 11 on määratletud liikidena, kes võivad hukkuda tuuleturbiinides (erand on Nattereri lendlane). Kümne liigi puhul on see ka vaatlustega tõestatud (Rodrigues *et al.* 2008). Suurte elektrituulikute juures tehtud uuringute järgi peetakse kõrgeima kokkupõrkeriskiga nahkhiirteks püsisagedusliike⁵, kes kasutavad toitumiseks avatud paiku ja lendavad ka kõrgemal (Rydell *et al.* 2010a).

⁵ Vt. püsisagedus- ja muutsagedusliikide kohta käesoleva töö p.2.2.2. (lk.11)

Hindamaks nahkhiirte hukkumise teoreetilist riski kirjeldati kõigi uuringusse võetud tuulikute juures nende asend nahkhiirtele sobivate toitumisalade ja võimalike lennuteede (varjepaiga ja toitumisala vahel vms) suhtes. Mida väiksem on tuuliku kaugus nahkhiirtele sobivast elupaigast (metsaserv, veekogu kallast, puude või põõsaste rivi) ja mida lähemal asuvad võimalikud varjepaigad (talu, vana mets või park õõnsate puudega), seda suurem on tõenäosus nahkhiirte esinemiseks piirkonnas, ning vastavalt kõrgem ka hukkumise tõenäosus. Tabelis 4 on esitatud lihtsaima analüüsi tulemus, kus punase taustaga on kriitilised maastikutunnused, mis esinesid 20 m raadiuses tuulikust, kollasel need, mis esinesid 50 m raadiuses tuulikust ja rohelisel need, mis jäid eelnimetatud raadiustest väljapoole (sageli väga kaugemale). Selgub, et kolme avamaastikul asuva väiketuuliku asukoht on ilmselt hea ja need seadmed ei sega nahkhiiri. Viie väiketuuliku asukohas on 50 meetri raadiuses maastikuelemente, mis võivad nahkhiiri meelitada. See ei pruugi tähendada ilmtingimata negatiivse mõju ilmumist hukkumiste või lennuteede häirimise läbi. Kahes väiketuulikute asukohas tuleks läbi viia nahkhiirte detektoruuring looduses, et selgitada tegelikku nahkhiirte elupaigakasutust ja ka võimalikku nahkhiirte hukkumise sagedust.

Tabel 4. Väiketuulikute asukohtade analüüs seoses võimalike nahkhiirtele oluliste maastikuelementidega. Värvid tähistavad kriitilisi maastikutunnuseid, mis punaste puhul esinesid 20 m raadiuses tuulikust, kollaste puhul 50 m. raadiuses ja rohelistel jäid väljapoole 50 m. raadiust (sageli väga kaugemale).

Küla	Elektrituuliku asukoht	Metsaserv, park, puuderivi	Veekogu	Hooned	Looduslikud varjepaigad	Võimalikud lennuteed
Sauga	Põld	Yellow	Green	Yellow	Green	Green
Kiduspe	Poollooduslik rohuma	Yellow	Green	Green	Green	Yellow
Laadjala	Kraavikallas; luhaniit, tiigid	Yellow	Red	Green	Green	Yellow
Saulepa	Põld	Yellow	Green	Yellow	Green	Green
Selgase	Põld	Green	Green	Green	Green	Green
Auksi	Põld	Yellow	Green	Yellow	Green	Yellow
Soo	Põld	Green	Green	Green	Green	Green
Nasva	Sadam	Yellow	Yellow	Yellow	Green	Red
Kääpa	Püsirohuma	Yellow	Green	Yellow	Yellow	Green
Upa	Poollooduslik rohuma	Green	Green	Green	Green	Green

Maastike (elupaikade) kasutamine nahkhiirte poolt on seotud eelkõige varjepaikade asukoha ja toidu (putukate) rohkusega. Enamuse nahkhiireliikide kajalokatsiooni ulatus on ainult mõned meetrid ja nad eelistavad lennata oluliste elupaikade (maastikuelementide, elupaigatunnuste) vahetus läheduses. Sellised maastikuelemendid on näiteks metsaservad, puudega hekid, alleed, jõed, ojad, kraavid. Metsas lendavad nahkhiired nii võrade all, vahel kui nende kohal. Nõrga kajalokatsiooniga muutsagedusliikide risk kokkupõrkeks elektrituulikutega on väiksem, kui elektrituulik paikneb sellistest maastikuelementidest eemal. Osad liigid, kelle kajalokatsioon on tugevam, nn püsisagedusliigid kasutavad sagedamini ka avamaastikke ja lendavad kõrgemal. On siiski andmeid, et servaelupaikadest kaugenedes väheneb ka tugeva kajalokatsiooniga liikide lennuaktiivsus. Kõik nahkhiireliigid otsivad uusi varjepaiku ja võivad uudistada ka tuulikuid. Selline käitumine võib suurendada isendite hukkumise riski. Elupaikade muutmine, näiteks servaelupaikade juurdetektamine metsa (teed, elektrikaabli trassid) võib suurendada nahkhiirte hukkumise riski. Ja vastupidi -

servaelupaikade eemaldamine tuuliku lähedusest, näiteks puude ja põõsaste raie kiviaialt võib nahkhiirte hukkumise riski vähendada, kuid samas võtab nahkhiirtelt neile olulised elupaigad.

Kasutatud allikad

- Ahlén, I. 2003.** Wind turbines and bats - a pilot study. Final report 11 December 2003. Translated from Swedish 5 March 2004.
- Andersen, K. W. 2008.** A Study of the Potential Effects of a Small Wind Turbine on Bird and Bat Mortality at Tom Ridge Environmental Center Erie, Pennsylvania. Morosky College of Health Science Professions and Sciences, Gannon University. 16 pp.
- Anderson, R. L., Morrison, M., Sinclair, K. & Strickland, M. D. 1999.** Studying wind energy-bird interactions: a guidance document. Prepared for avian subcommittee and National Wind Coordinating Committee. <<http://www.nationalwind.org/publications/wildlife/avian99/Avianbooklet.pdf>>
- Arnett, E. B., Brown, W. K., Erickson, W. P., Fiedler, J. K., Hamilton, B. L., Henry, T. H., Jain, A., Johnson, G. D., Kerns, J., Koford, R. R., Nicholson, C. P., O'Connell, T. J., Piorkowski, M. D. & Tankersley, R. D. 2008.** Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America. *Journal of Wildlife Management* 72: 61–78.
- Arnett, E. B., Schirmacher, M, Huso, M. P. & Hayes, J. P. 2009.** Effectiveness of changing wind turbine cut-in speed to reduce bat fatalities at wind facilities. An annual report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA.
- Bach, L., Brinkmann, R, Limpens, H., Rahmel, U., Reichenbach, M. & Roschen, A. 1999.** Be-wertung und planerische Umsetzung von Fledermausdaten im Rahmen der Windkraftplanung. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 4: 162-170.
- Baerwald, E. F., Genevieve, H., D'Amours, G. H., Klug, B. J. & Barclay, R. M. R. 2008.** Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology* 18 (16): 695-696.
- Baerwald, E. F., Edworthy, J., Holder, M., Robert M. R. & Barclay, R. M. R. 2009.** A Large-Scale Mitigation Experiment to Reduce Bat Fatalities at Wind Energy Facilities. *Journal of Wildlife Management* 73(7):1077–1081.
- Band, W., Madders, M. & Whitfield, D. P. 2007.** Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. Rmt: De Lucas, M., Janss, G. F. E. & Ferrer, M. (eds) *Birds and Wind Power*. Quercus: 259-275.
- Barclay, R. M. R., Baerwaid, E. P. & Gruver, J. C. 2007.** Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. *Canadian Journal of Zoology* 85: 381-387.
- Drewitt, A. L. & Langston, R. H. W. 2006.** Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148: 29–42.
- Drewitt, A. L. & Langston, R. H. W. 2008.** Collision effects of wind-power generators and other obstacles on birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134: 233-266.
- Dürr, T., 2013.** Fledermausverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesumweltamt Brandenburg. <<http://www.lugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.312579.de>>

- Everaert, J. E. 2003.** Windturbines en vogels in Vlaanderen: Voorlopige onderzoeksresultaten en aanbevelingen (Wind turbines and birds in Flanders: Preliminary study results and recommendations). *Natuur Oriolus* 69(4): 145–155.
- Everaert, J. E. & Stienen, W. M. 2007.** Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium): significant effect on breeding tern colony due to collisions. *Biodiversity and Conservation*, 16: 3345-3359.
- EWEA 2013. Wind in Power: 2012 European Statistics**
- Fijn, R. C., Krijgsveld, K. L., Tijssen, W., Prinsen, H. A. M. & Dirksen, S. 2012.** Habitat use, disturbance and collision risks for Bewick's Swans *Cygnus columbianus bewickii* wintering near a wind farm in the Netherlands. *Wildfowl* 62: 97–116.
- Gove, B., Langston, R. H. W., McCluskie, A., Pullan, J. D. & Scrase, I. 2013.** Wind farms and Birds: an updated analysis of the effects of wind farms on birds, and best practice guidance on integrated planning and impact assessment. Report prepared by BirdLife International on behalf of the Bern Convention, RSPB/BirdLife in the UK, Sandy, UK. 89 pp.
- Horn, J. W., Arnett, E. B., Kunz, T. H. 2008.** Behavioral responses of bats to operating wind turbines. *Journal of Wildlife Management* 72: 123–132.
- Howell, J. A. & DiDonato, J. E. 1991.** Assessment of the avian use and mortality related to wind turbine operations: Altamont Pass, Alameda and Contra Costa Counties, California, September 1988 through August 1989. Final report prepared for Kenentech Windpower. 72 p.
- Hötker, H., Thomsen, K.-M. & Jeromin, H. 2006.** Impacts on biodiversity of exploitation of renewable energy sources: the example of birds and bats - facts, gaps in knowledge, demands for further research, and ornithological guidelines for the development of renewable energy exploitation. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen, Germany.
- Johnson, G. D., Erickson, W. P., Strickland, M. D., Shepherd, M. F. & Shepherd, D. A. 2000.** Avian monitoring studies at the Buffalo Ridge Wind Resource Area, Minnesota: Results of a 4-year study. Technical Report prepared for Northern States Power Co., Minneapolis, MN. 212pp.
- Kelly, T. A. 2000.** Radar, Remote Sensing and Risk Management. Proceedings of National Avian - Wind Power Planning Meeting III: 152-161.
- Langston, R. H. W. & Pullan, J. D. 2003.** Windfarms and Birds: An analysis of the effects of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. Report written by BirdLife International on behalf of the Bern Convention, RSPB/BirdLife in the UK, Sandy, UK.
- Madsen, J. & Boertmann, D. 2008.** Animal behavioral adaptation to changing landscapes: spring-staging geese habituate to wind farms. *Landscape Ecology* 23:1007–1011.
- Masing, M., Keppart, V. & Lutsar, L. 2004:** Tegevuskava nahkhiirte kaitse korraldamiseks aastateks 2005-2009. Sicista Arenduskeskus 2004.
- Masing, M. 2006.** Nahkhiirte vaatlused rannikul seoses tuuleturbiinidega. Taastuvate energiaalimate uurimine ja kasutamine. 7. konverentsi kogumik. Eesti maaülikool, Tartu: 95-111.
- Minderman, J., Pendlebury, C. J., Pearce-Higgins, J. W. & Park, K. J. 2012.**

Experimental Evidence for the Effect of Small Wind Turbine Proximity and Operation on Bird and Bat Activity. *PLoS ONE* 7(7): e41177. doi:10.1371/journal.pone.0041177

- Müller, J., Brandl, R., Buchner, J., Pretzsch, H., Seifert, S., Strätz, C., Veithd, M. & Fenton, B. 2013.** From ground to above canopy—Bat activity in mature forests is driven by vegetation density and height. *Forest Ecology and Management* 306: 179–184.
- Orloff, S. & Flannery, A. 1992.** Wind Turbine Effects on Avian Activity, Habitat Use and Mortality in Altamont Pass and Solano County Wind Resource Areas, 1989-1991. California Energy Commission. www.energy.ca.gov/reports
- Pearce-Higgins, J. W., Stephen, L. H., Langston, R. H. W., Bainbridge, I. P. & Bullman, R. 2009.** The distribution of breeding birds around upland wind farms. *Journal of Applied Ecology*, 46: 1323-1331.
- Percival, S. M. 2003.** Birds and wind farms in Ireland: A review of potential Issues and Impact Assessment. Durham, UK: Ecology Consulting.
- Rees, E. C. 2012.** Impacts of wind farms on swans and geese: A Review. *Wildfowl* 62: 37-72.
- Rodrigues, L., Bach, L., Dubourg-Savage, M.-J., Goodwin, J. & Harbusch, C. 2008.** Guidelines for consideration of bats in wind farm projects. EUROBATs Publication Series No. 3. UNEP/EUROBATs Secretariat, Bonn, Germany, 51 pp.
- Rydell, J. 1991.** Seasonal Use of Illuminated Areas by Foraging Northern Bats *Eptesicus nilssonii*. *Holarctic Ecology* 14 (3): 203-207.
- Rydell, J., Bach, L., Dubourg-Savage, M. J., Green, M., Rodrigues, L., Hedenström, A. 2010a.** Bat mortality at wind turbines in northwest Europe. *Acta Chiropterologica* 12: 261–274.
- Rydell, J., Bach, L., Dubourg-Savage, M. J., Green, M., Rodrigues, L., Hedenström, A. 2010b.** Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? *European Journal of Wildlife Research* 56: 823–827.
- Smallwood, K. S. 2007.** Estimating Wind Turbine-Caused Bird Mortality. *The Journal of Wildlife Management* 71 (8): 2781-2791.
- Scottish Natural Heritage 2009.** Micro renewables and the natural heritage. Guidance Note. October 2009.
- Volke, V. 2014.** Soovitused väiketuuliku asukoha valikuks. Eesti Ornitoloogiaühing. 7 lk.
- Winkelman, J. E. 1989.** [Birds and the wind park near Urk: collision victims and disturbance of ducks, geese, and swans]. RIN Rep. 89/15. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem, The Netherlands. [Dutch, English summary]. <www.alterra.nl>
- Winkelman, J. E. 1992a.** [The impact of the Sep wind park near Oosterbierum (Fr.), the Netherlands, on birds, 1: collision victims]. RIN-rapport 92/2. DLO-Instituut voor Bos-en Natuuronderzoek, Arnhem, The Netherlands. [Dutch, English summary]. <www.alterra.nl>
- Winkelman, J. E. 1992b.** [The impact of the Sep wind park near Oosterbierum (Fr.), the Netherlands, on birds, 2: nocturnal collision risks]. RIN-rapport 92/3. DLO-

Instituut voor Bos-en Natuuronderzoek, Arnhem, The Netherlands. [Dutch, English summary]. <www.alterra.nl>

Winkelman, J. E. 1992c. [The impact of the Sep wind park near Oosterbierum (Fr.), The Netherlands, on birds, 3: flight behaviour during daylight]. RIN Rep. 92/4. DLO-Instituutvoor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem, The Netherlands. 69 pp plus Appendices. [Dutch, English summary.] <www.alterra.nl>

Winkelman, J. E. 1992d. [The impact of the Sep wind park near Oosterbierum (Fr.), The Netherlands, on birds, 4: disturbance]. RIN Rep. 92/5. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem, The Netherlands. 106 pp plus Appendices. [Dutch, English summary.] <www.alterra.nl>

Õunpuu, J. 2006. Tuuleenergia hetkeolukord, arenguvõimalused ning kolme huvipoolse suhtumine tuueenergia tootmisesse Eestis. aBakalaureusetöö. Tallinna Ülikool. <http://www.tuuleenergia.ee/uploads/File/Janar_baka.pdf>

LISAD

LISA 1. Väiketuuliku määratlusi.

Riik /Organisatsioon	Väiketuuliku määratlus	Allikas
Eesti standard EVS-EN 50438:2008	Elektri mikrotootja on seade, mille faasi-nimivool ei ületa 16A, st ühefaasiline tootmiseade, mille nimivõimsus on kuni 3,68 kW, või kolmefaasiline tootmiseadet, mille nimivõimsus on kuni 11 kW	
Eesti Tuuleenergia Assotsiatsioon	Tuulik kogukõrgusega kuni 30 m (Põhjendus: tuuliku kõrgus ja rootori pindala omavad visuaalselt rohkem mõju tuuliku suuruse määratlemiseks kui tuuliku nominaalvõimsus.)	
Berni konventsioon	Tavaliselt käsitletakse väikeste taastuueenergiaallikatena (micro renewables) seadmeid, mille nimivõimsus on väiksem kui 50 kW ; väiketuulikute puhul on seadme kõrgus enamasti väiksem kui 25 m.	Gove <i>et al.</i> 2013
Saksamaa Tuuleenergia Assotsiatsioon	Mikrotuulik 0 -5 kW Minituulik 5 – 30 kW Keskmine tuulik 30 -100 kW (äriettevõtted ja maamajandus)	
Ühendkuningriigid (ametlik määratlus)	Väiketuulik on elektrituulik nimivõimsusega kuni 50 kW	Energy Act 2004
Briti Tuuleenergia Assotsiatsioon	Mikrotuulik 0 – 1,5 kW Väiketuulik 1,5 – 15 kW Väike-keskmine tuulik 15 – 100 kW	
Taani Tuulikuomanike Assotsiatsioon	Kodumajapidamise tuulik: maksimaalne kogukõrgus < 25 m rootoridiameter < 13 m maksimaalne nimivõimsus < 25 kW	
Soome Tuuleenergia Assotsiatsioon	Rootori pindala < 200 m ² , nimivõimsus < 50 kW, kõrgus 5-30 m.	
Rahvusvahelise Elektrotehnika Komitee standard IEC 61400-2	Rootori pindala < 200 m ² (ehk horisontaalse tuuliku puhul D < 16 m), generaatori ping e väiksem 1000 Va.c. või 1500 Vd.c.	

LISA 2. Rände-punktloenduse andmevorm

VPC LOENDUSE ANDMEVORM

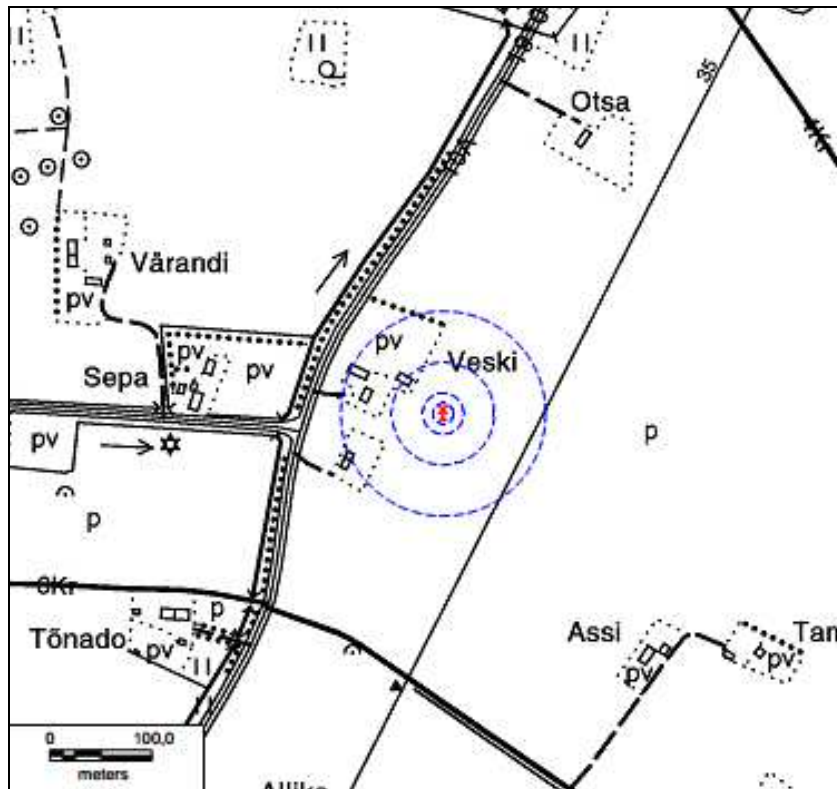
 Andmevormi nr.

Ala	<input style="width: 100%;" type="text"/>	Punkt	<input style="width: 100%;" type="text"/>	Koord. X	<input style="width: 100%;" type="text"/>	Koord. Y	<input style="width: 100%;" type="text"/>	Biotoop	<input style="width: 100%;" type="text"/>		
Kuupäev	<input style="width: 30%;" type="text"/>	<input style="width: 30%;" type="text"/>	<input style="width: 30%;" type="text"/>	Algusaeg	<input style="width: 100%;" type="text"/>	Lõpuaeg	<input style="width: 100%;" type="text"/>	Tuule suund, kiirus	<input style="width: 100%;" type="text"/>		
			päev kuu aasta	Temp.	<input style="width: 100%;" type="text"/>	Pilvisus	<input style="width: 100%;" type="text"/>	Sadem ed	<input style="width: 100%;" type="text"/>	Nähtavus	<input style="width: 100%;" type="text"/>
Kaartide arv	<input style="width: 100%;" type="text"/>	(Lähima) generaatori rootor		pöörleb	<input style="width: 100%;" type="text"/>	ei pöörle	<input style="width: 100%;" type="text"/>	Pöörlev. arv	<input style="width: 100%;" type="text"/>		

Nr/kell	Liik	Arv	Vanus sugu	Staat	Registr viis	Tsoon ümber tuuliku (m)	(Lennu) kõrgus	Lennu suund	Lennu tüüp	Biotoop	Märkused
			juv, imm, ad m - isane f - emane	1-paikne 2-rändel 3-ebaselge	1-laul, hää. 2-visuaalne 12-mõlemad 21-mõlemad	A - 0-10 B - 11-20 C - 21-50 D - 51-100 E > 100	10 m täpsusega Või: A 0-10 m B 11-20 C 21-30 D 31-50 E 51-100 F 101-150 G 151-200 H > 200	N, NE, E jne	A söudel. B liuglem. C tiirlemine D rappel.	M-mets A- ava- PA-pool-ava L-ütlelend arv	

LISA 3. Välitöökaartide näidised

10 kW tuulik Saulepa külas ja tsoonid tuuliku ümber (10m, 20m, 50m, 100m)
Kaarte on vähendatud.



LISA 4. Välitöödel registreeritud linnud ja nende riskikäitumine

Selts/Liik	Kohtade arv	Vaatluste arv	Isendite arv	Isendite arv riskikõrguse I 11-30m (B+C) (kõik raadiused)	Isendite arv riskitsoonis 1+2
Hanelised Anseriformes	11	21	300	9	0
Laululuik (<i>Cygnus cygnus</i>)	2	2	3	2	0
Hallhani (<i>Anser anser</i>)	2	5	76	7	0
Hallhani/Valgepõsk-lagle (<i>A. anser</i> / <i>B. leucopsis</i>)	1	2	195	0	0
Määramata partlane (<i>Anas sp</i>)	1	2	3	0	0
Luitsnökk-part (<i>Anas clypeata</i>)	1	1	3	0	0
Viupart (<i>Anas penelope</i>)	1	3	7	0	0
Sinikael-part (<i>Anas platyrhynchos</i>)	1	4	7	0	0
Rääkspart (<i>Anas strepera</i>)	1	1	3	0	0
Määramata koskel (<i>Mergus sp</i>)	1	1	3	0	0
Pelikanilised Pelecaniformes	2	8	53	5	0
Kormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	2	8	53	5	0
Toonekurelised Ciconiiformes	1	2	3	2	0
Hallhaigur (<i>Ardea cinerea</i>)	1	2	3	2	0
Haukalised Accipitriformes	8	13	15	0	0
Merikotkas (<i>Haliaeetus albicilla</i>)	3	8	10	0	0
Roo-loorkull (<i>Circus aeruginosus</i>)	1	1	1	0	0
Hiireviu (<i>Buteo buteo</i>)	3	3	3	0	0
Kalakotkas (<i>Pandion haliaetus</i>)	1	1	1	0	0
Pistrikulised Falconiformes	2	2	2	1	0
Väikepistrik (<i>Falco columbarius</i>)	1	1	1	1	0
Lööpistrik (<i>Falco subbuteo</i>)	1	1	1	0	0
Kurelised Gruiformes	2	3	128	0	0
Sookurg (<i>Grus grus</i>)	2	3	128	0	0
Kurvitsalised Charadriiformes	18	121	899	126	51
Määramata vigle (<i>Limosa sp</i>)	1	1	1	1	1
Höbekajakas (<i>Larus argentatus</i>)	3	38	45	24	9
Kalakajakas (<i>Larus canus</i>)	4	54	281	91	37
Kalakajakas/Naerukajakas (<i>L. canus</i> / <i>L. ridibundus</i>)	1	1	22	0	0
Kalakajakas/Höbekajakas (<i>L. canus</i> / <i>L. argentatus</i>)	1	1	480	0	0
Merikajakas (<i>Larus marinus</i>)	2	2	9	0	0
Naerukajakas (<i>Larus ridibundus</i>)	4	16	50	6	3
Määramata jakakas (<i>Larus sp</i>)	1	1	1	1	0
Tutt-tiir (<i>Sterna sandvicensis</i>)	1	7	10	3	1
Tuvilised Columbiformes	9	28	267	101	88
Määramata tuvi (<i>Columba sp</i>)	1	3	7	0	0
Kodutuvi (<i>Columba livia</i>)	3	5	28	7	1
Õõnetuvi (<i>Columba oenas</i>)	2	6	49	49	47
Kaelustuvi (<i>Columba palumbus</i>)	3	14	183	45	40

Rähnilised Piciformes	9	10	11	5	0
Hallpea-rähn (<i>Picus canus</i>)	1	1	1	0	0
Musträhn (<i>Dryocopus martius</i>)	1	1	1	0	0
Valtselg-kirjurähn (<i>Dendrocopos leucotos</i>)	1	1	1	1	0
Suur-kirjurähn (<i>Dendrocopos major</i>)	5	6	7	4	0
Väike-kirjurähn (<i>Dendrocopos minor</i>)	1	1	1	0	0
Värvulised Passeriformes	551	5453	2450	1757	
Pöidlöoke (<i>Alauda arvensis</i>)	5	24	273	96	56
Suitsupääsuke (<i>Hirundo rustica</i>)	2	30	147	87	84
Sookiur (<i>Anthus pratensis</i>)	4	9	14	4	2
Linavästrik (<i>Motacilla alba</i>)	4	18	36	13	22
Käblik (<i>Troglodytes troglodytes</i>)	1	1	1	1	0
Punarind (<i>Erithacus rubecula</i>)	3	4	7	0	5
Määramata rästas (<i>Turdus sp</i>)	5	8	58	21	0
Vainurästas (<i>Turdus iliacus</i>)	1	1	1	0	0
Musträstas (<i>Turdus merula</i>)	2	2	5	0	0
Hallrästas (<i>Turdus pilaris</i>)	5	9	71	3	0
Hoburästas (<i>Turdus viscivorus</i>)	2	5	15	13	0
Väike-lehelind (<i>Phylloscopus collybita</i>)	1	1	1	0	0
Pöialpoiss (<i>Regulus regulus</i>)	1	1	16	0	16
Sabatihane (<i>Aegithalos caudatus</i>)	2	5	32	8	12
Sinitihane (<i>Parus caeruleus</i>)	3	4	8	6	0
Rasvatihane (<i>Parus major</i>)	8	12	41	11	9
Põhjatihane (<i>Parus montanus</i>)	1	1	5	0	5
Salutihane (<i>Parus palustris</i>)	1	1	1	0	0
Puukoristaja (<i>Sitta europaea</i>)	2	4	5	4	0
Hallõgija (<i>Lanius excubitor</i>)	1	1	1	1	0
Pasknäär (<i>Garrulus glandarius</i>)	8	11	18	6	0
Harakas (<i>Pica pica</i>)	7	10	13	4	0
Mänsak (<i>Nucifraga caryocatactes</i>)	1	1	1	0	0
Hakk (<i>Corvus monedula</i>)	6	87	560	168	421
Künnivares (<i>Corvus frugilegus</i>)	2	8	9	3	2
Hallvares (<i>Corvus cornix</i>)	10	64	125	30	55
Ronk (<i>Corvus corax</i>)	9	21	76	25	4
Kuldnokk (<i>Sturnus vulgaris</i>)	5	71	1613	600	698
Pöldvarblane (<i>Passer montanus</i>)	3	8	81	23	36
Metsvint (<i>Fringilla coelebs</i>)	6	40	444	310	21
Rohevint (<i>Carduelis chloris</i>)	9	18	273	46	126
Ohakalind (<i>Carduelis carduelis</i>)	4	6	41	29	3
Siisike (<i>Carduelis spinus</i>)	3	8	24	24	10
Kanepilind (<i>Carduelis cannabina</i>)	6	13	59	36	17
Urvalind (<i>Carduelis flammea</i>)	2	13	258	253	7
Leevike (<i>Pyrrhula pyrrhula</i>)	5	15	150	148	4
Hangelind (<i>Plectrophenax nivalis</i>)	1	1	2	0	0
Talvike (<i>Emberiza citrinella</i>)	6	14	195	108	27
Määramata väike värvuline		67	771	369	115
Määramata vintlane (<i>Carduelis sp</i>)	1	1	2	0	0

LISA 5. Eesti nahkhiirte arvukus, Keskkonnaregistri leiukohad, kajalokatsiooni tüüp, lennupaiga tüüp ja kohtamissagedus erinevates toitumispaikades.

Allikad: Arvukus Eestis: Masing 2001, ref Masing *et al.* 2004; leiukohtade arv ja pindala keskkonnaregistris: EELIS seisuga 20.02.2014; Kajalokatsiooni tüüp (MS-muutsagedusliigid; PS-püsisagedusliigid): Lennupaiga tüüp: Müller *et al.* 2013, täiendustega; kohtamissagedus toitumispaikades: Masing *et al.* 2004) Tabelist on eemaldatud osad toitumispaikade veerud (biotoobid, kuhu väiketuulikuid kindlasti ei püstitata).

Liik	Arvukus Eestis Masing 2001	EELIS leiukohti/pindala	Kajalokatsiooni tüüp	Lennupaiga tüüp	Metsaservas, metsatee kohal, lagendiku kohal	Veekogu kaldal, puistu servas	Madalal veepinna kohal kestvalt lendamas
Tiigilendlane (<i>Myotis dasycneme</i>)	*** 5000—10000	135/123,5 km ²	MS	Poolavatud /avatud	**	**	**
Veelendlane (<i>Myotis daubentonii</i>)	**** 30000—50000	399/174,7 km ²	MS	Poolavatud /avatud	***	****	****
Tõmmulendlane (<i>Myotis brandtii</i>)	*** 10000—20000	23/6,27 km ²	MS	Poolavatud	**	**	
Habelendlane (<i>Myotis mystacinus</i>)	** 1000—3000	7/16,1 km ²	MS	Suletud/ poolavatud	*	*?	
Nattereri lendlane (<i>Myotis nattereri</i>)	** 2000—5000	36/5,4 km ²	MS	Suletud	**	**	
Pruun-suurkõrv (<i>Plecotus auritus</i>)	**** 30000—50000	198/35,0 km ²	MS	Suletud/ poolavatud	***	**	
Pargi-nahkhiir (<i>Pipistrellus nathusii</i>)	**** 20000—40000	285/103,8 km ²	PS	Avatud	***	***	
Kääbus-nahkhiir (<i>Pipistrellus pipistrellus</i>)	** 1000—3000	48/13,3 km ²	PS	Avatud/ poolavatud	**	**	
Pügmee-nahkhiir (<i>Pipistrellus pygmaeus</i>)	* ?	0	PS	Avatud	*	*	
Põhja-nahkhiir (<i>Eptesicus nilssonii</i>)	***** 100000—300000	768/186,6 km ²	PS	Avatud	*****	*****	
Hõbe-nahkhiir (<i>Vespertilio murinus</i>)	** 1000—3000	79/29,2 km ²	PS	Avatud	**	**	
Suurvidevlane (<i>Nyctalus noctula</i>)	** 2000—5000	138/88,7 km ²	PS	Avatud	**	***	

Tähiste selgitus arvukuste ja esinemissageduse kohta

- ***** väga tavaline üle 100 000 isendi (= arvukas)
- **** tavaline 30 000—100 000 isendit (= suhteliselt arvukas)
- *** paiguti tavaline 10 000—30 000 isendit (= suhteliselt vähearvukas)

Tähiste selgitus toitumispaikade kohta

- **** väga sageli
- *** sageli
- ** harva
- * väga harva

- ** haruldane 1000—10 000 isendit (= vähearvukas)
- * väga haruldane kuni 1000 isendit (= vähearvukas, raskesti leitav)