Mereala planeeringu alusuuring: Eesti merealal paiknevate lindude rändekoridoride olemasolevate andmete koondamine ja kaardikihtide koostamine ning analüüsi koostamine tuuleparkide mõjust lindude toitumisaladele.

Tellija: Rahandusministeerium

Riigihanke viitenumber: 177885

Leping nr 792, 2016

Eesti Ornitoloogiaühing

2016

Sissejuhatus

Merega on seotud linnustiku erinevad aspektid: haudelinnustik (merel toituvad ja poegi kasvatavad liigid), läbirändavate ja talvitavate lindude peatuspaigad merel ja läbirändavate lindude ülelend mere kohal. Kuigi viimane näib kahe esimesega võrreldes veidi vähem merega seotud, vajab ka see tähelepanu lindude kaitse seisukohast. Meie mereala ületab märkimisväärne osa mõne liigi kogupopulatsioonist ja kõrgete tehisobjektide (tuulegeneraatorite vms) rajamine merre võib olla rändele oluliseks takistuseks ning põhjustada ka lindude otsest hukkumist. Lindude peatuspaigad ja ülelend on omavahel tihedalt seotud – peatuspaikade lähiümbruses on laskuvate ja startivate lindude tõttu ka lendavate lindude tihedus suurem.

Käesoleva töö koosneb kahest osast.

Esimese osa ülesandeks on olemasolevate andmete koondamine mere kohal toimuva läbirändavate lindude ülelennu kohta ja selle alusel kaardikihtide koostamine teadaolevalt kõige intensiivsema läbirändega alade ja nende tähtsuse kohta. Töö koostasid Andres Kalamees, Andrus Kuus, Aivar Leito, Leho Luigujõe ja Veljo Volke. Väärtuslike nõuannetega aitasid töö valmimisele kaasa Mati Kose ja Margus Ellermaa. Töös on kasutatud ka Mati Martinsoni poolt koondatud Sõrve Linnujaama andmeid.

Teise osa eesmärgiks on anda ülevaade meretuuleparkide ja veealasid peatumiseks ning toitumiseks kasutavate merelindude suhetest võimaliku negatiivse keskkonnamõjuga arvestamise ja selle ärahoidmise või leevendamise kontekstis. Vastavalt töö lähteülesandele on küsimused järgmised.

1. Kas ja kuidas mere tuulikupargid võivad mõjutada lindude toitumisalade kasutamist?
2. Kas linnud tulevad tuulikute vahele sööma? Kui mitte, siis kui kaugele tuulikupargi välispiirist tuulikupargi mõju ulatub?
3. Kas erinevat tüüpi (nt erinev tuulikute kõrgus, omavaheline kaugus, ala suurus) tuulikuparkidel võib olla erinev mõju? Kui jah, siis anda ülevaade.
4. Kas ja kuidas on rahvusvaheline kogemus ülekantav Eesti merealale ja siinsetele linnuliikidele?
5. Kas ja milliseid leevendusmeetmeid on rahvusvaheliselt rakendatud ja milline on olnud nende mõju ning kas need on üle kantavad ka Eesti merealale?

Töö koostasid Mati Kose ja Riho Kinks, täiendasid ja parandasid Andrus Kuus ja Veljo Volke.

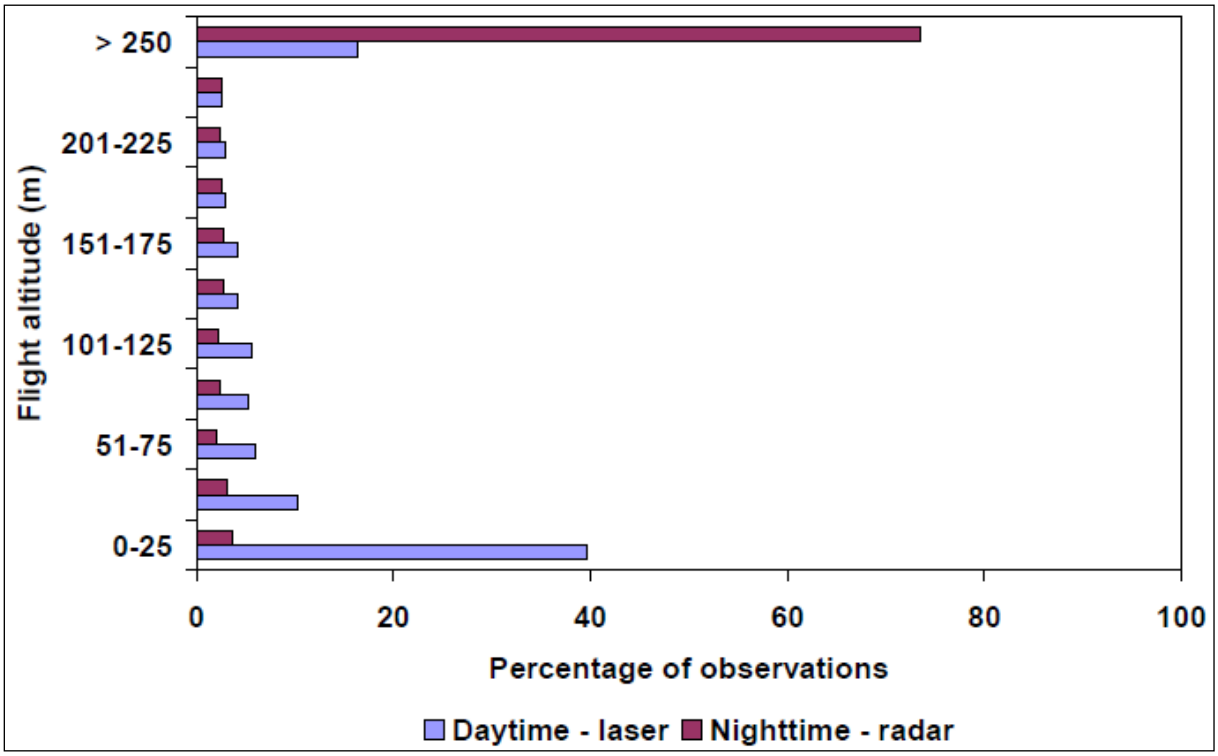
I Eesti merealal paiknevate lindude rändekoridoride olemasolevate andmete koondamine

1. Rände üldpõhimõtted

Lindude rände üldistest põhimõtetest (Kumari 1975, Newton 2008) tuleks esile tuua järgmisi tähtsamaid.
* Olenevalt liigist, päevaajast ja ilmastikutingimustest võib ränne, ka ühes ja samas kohas, toimuda erinevatel kõrgustel. Suur osa öisest rändest, samuti suur osa päevasest rändest soodsate ilmastikutingimuste korral (sademeteta, selge või vähene pilvisus ja nõrk kuni mõõdukas taganttuul) toimub kõrgel ja võib jääda visuaalselt registreerimata.
* Kõrge ränne toimub sageli laial rindel liigile omases valitsevas nn esmases (primaarses) rändesuunas ja on vähe seotud all oleva maastikuga.
* Madala rände korral eelistavad linnud lennata neile omase maastiku (veelinnud veekogude, maismaaliigid maismaa) kohal. Seal toimub ränne valdavalt laial rindel, juhtjoontel koondub madal ränne aga rohkem kui kõrge ränne.
* Enne väljalendu neile mitteomase maastiku kohale muudavad linnud sageli lennusuunda ja sellistel maastiku juhtjoontel toimub rändavate lindude koondumine ja rändevoo tihenemine. Meie tingimustes on merel juhtjooneks eelkõige mandri ja saarte rannik.
* Väljalennul neile mitteomase maastiku kohale lennukõrgus enamasti suureneb ja võõras maastik püütakse ületada kõrgemal lennates.

Töö eesmärki ja eelpool öeldut arvestades on käesolevas töös põhirõhk pööratud **veelindude rändele** – just nemad võivad rännata massiliselt madalal (tehiskonstruktsioonide kõrgustsoonis ja seega otsese mõju piirkonnas) mere kohal. Veelindude hulka loetakse sageli paljude erinevate linnurühmade esindajad. Käesoleval juhul on veelindudest omakorda vaadeldud eelkõige hanelisi (*Anseriformes*) ja kaurilisi (*Gaviiformes*), arvestades võimalikku arvukust, looduskaitselist tähtsust ja kokkupõrkeohtu merre rajatud ehitistega (Langston & Pullan 2003). Veelindude kevadränne algab veebruari lõpus ja lõpeb juuni alguses. Massränne toimub tsükliliselt aprilli keskpaigast kuni juuni alguseni. Primaarne rändesuund on enamikul liikidel valdavalt NE, tegelik lennusuund varieerub vahemikus NW…N…NE…E, sõltuvalt maastikust ja tuule suunast. Enamiku veelindude sügisränne algab augusti keskel ja vältab kuni talveni (detsember) kusjuures osa veelinde jääb meie merealadele talvitama. Ujupartide ja vartide rändemaksimum on augusti keskpaigast kuni oktoobri alguseni, auli ja kauride maksimum aga oktoobri lõpust novembri lõpuni. Primaarne rändesuund on SW, tegelik lennusuund varieerub W…SW…SSW…S suundades. (Kuresoo, Leito ja Luigujõe 2011).
Eelmise sajandi keskel olid hanelistest kevadel arvukamad luiged (*Cygnus sp.*), valgepõsk-lagle (*Branta leucopsis*), rabahani (*Anser fabalis*), sõtkas (*Bucephala clangula*), merivart (*Aythya marila*), aul (*Clangula hyemalis*), must- ja tõmmuvaeras (*Melanitta nigra, M. fusca*); sügisel luiged ja haned (eriti mustlagle, *Branta bernicla* ja valgepõsk-lagle, *B. leucopsis*), viu- ja soopart (*Anas penelope, A. acuta*), merivart, aul ja tõmmuvaeras. Kaurid (*Gavia sp.*) rändasid arvukalt nii kevadel kui sügisel, kevadel kohati suurimat arvu Suures Väinas, sügisränne oli arvukaim Soome lahes (Jõgi 1970).
Sarnane on arvukamate liikide nimekiri ka eelmise sajandi lõpul ja käesoleval sajandil läbi viidud vaatlustel: kõige sagedamini on arvukamate liikide hulgas esinenud kaurid, valgepõsk- ja mustlagle, aul, must- ja tõmmuvaeras, hahk (*Somateria mollissima*); sügisel ka viupart, merivart ja rohukoskel (*Mergus serrator*). Lisaks kauridele ja hanelistele on arvukalt esinenud kormorani (*Phalacrocorax carbo*) ning mõningaid kajaka- (kalakajakas, *Larus canus* ja naerukajakas, *L. ridibundus*) ja tiiruliike (jõgitiir, *Sterna hirundo* ja randtiir, *S. paradisaea*).
Mõnedel liikidel esineb suvine sulgimisränne. Veelindude suviränne (valdavalt sulgimisränne) pesitsusaladelt suvistesse koondumispaikadesse ja talvitusaladele algab juuli teisel poolel, kulmineerub juuli lõpus augusti alguses ning läheb sujuvalt üle varaseks sügisrändeks. Eesti merealadel toimub arvukas Arktikas pesitsevate mustvaeraste ja tõmmuvaeraste suviränne.

Soome lahes esineb arvukas mustvaera sulgimisränne juba alates juuli algusest jätkudes augusti keskpaigani. Arvukas suvine sulgimisränne esineb juunis - juulis ka sõtkal ning juulis - augustis viu- ja soopardil (Jõgi 1970). Täpse piiri tõmbamine suvise ja sügisese rände vahel on keeruline ja tinglik mistõttu osades ülevaadetes vaadeldakse neid koos.
Rände kõrgust on meie merealadel põhjalikult uuritud Virtsus 2009. aasta kevadel, kasutades nii radarvaatlusi kui ka laserkõrgusmõõtjat (Leito 2009; Kahlert et al. 2012). Tulemused näitasid, et linnud lendasid öösel märgatavalt kõrgemal kui päeval (joon. 1). Saadud tulemused langevad kokku eelmisel sajandil teostatud radarvaatlustega, kus öine ränne toimus valdavalt kõrgemal kui 500 meetrit (Jacoby 1983; Jacobi & Jõgi 1972). Valgel ajal oli keskmine summaarne lennukõrgus Virtsus 2009. aasta kevadel 126 meetrit. Liigiti oli lennukõrgus valgel ajal kõige suurem aulil (keskmiselt 282 m) ja vaerastel (keskmiselt 221 m mustvaeral ja 187 m tõmmuvaeral) ning kõige väiksem hahal (keskmiselt 4 m), tiirudel (keskmiselt 6-12 m) ja kormoranil (keskmiselt 17 m). Teatud mõju tulemustele võib avaldada osade lendavate veelindude valmistumine maismaa ületamiseks, mis suurendab lennukõrgust. Puhtalt mere kohal lennates oleksid lennukõrgused tõenäoliselt veelgi madalamad.
Hommikul oli rände kõrgus väiksem kui õhtul, tugeva või vastutuulega väiksem kui nõrga või taganttuulega. Vaadeldes kõiki liike koos oli kogurände kõrgus väiksem piiratud nähtavusega ja ranniku lähedal, kuid liigiti esines erinevusi. Kõiki liike koos vaadeldes saadi ka nõrk kuid statistiliselt siiski oluline seos pilvitusega: rände kõrgus oli väiksem vähese ja tugeva pilvitusega ning suurem mõõduka pilvituse korral. Üksikutel liikidel esines seos rände kõrguse ja sademete vahel (kauridel, aulil ja mustvaeral oli sademetega rände kõrgus väiksem). Mõnel liigil muutus kevadrände kõrgus vaatlusperioodi jooksul (kauridel ja aulil vähenes, sõtkal suurenes perioodi jooksul).



Joonis 1. Lindude kõrgusmõõtmistulemuste jaotumine 11 kõrgusklassi Suures Väinas 2009.a. kevadel 6.-24. maini. Horisontaalteljel vaatluste arv protsentides ja vertikaalteljel lennukõrgus (m). Sinised tulbad tähistavad laserkõrgusmõõtjaga päeval, punased tulbad radariga öösel teostatud vaatluste tulemusi. N=15 712 kaja (Leito 2009).

2. Olemasolevad andmed

2.1. Visuaalsed vaatlused

Valgel ajal madalamates õhukihtides toimuv nn. nähtav ränne on registreeritav palja silma ja ornitoloogide poolt igapäevases töös kasutatavate optiliste vaatlusvahenditega (binokkel, vaatlustoru). Nähtava rände vaatlemine on rände uurimise levinuim meetod. Nähtava rände uurimisel saavutatud tulemused ei kajasta vaatluspunkti läbinud lindude koguarvu, sest teatud osa isenditest rändab läbi öösel ja liiga kõrgel. Käesoleval juhul on nähtava rände uurimise tulemused siiski hästi kasutatavad, sest eelkõige nähtava rände vaatlustega hõlmatavasse ruumiossa jäävad linnud on ohustatud võimalike merre rajatavate tehisobjektide poolt.

Olemasolevate nähtava rände vaatlustulemuste puudustena tuleb välja tuua järgmisi.
* Vastavalt standardsele metoodikale (Kumari 1979) teostatakse rändevaatlused püsivas vaatluspunktis hommikul 4 tunni jooksul alates päikesetõusust ning õhtul 4 tundi enne päikese loojangut. Üldjoontes on päevane ränne kõige intensiivsem hommikul (Kuresoo, Leito ja Luigujõe 2011), langedes kokku metoodika järgsete hommikuste põhivaatlustundidega. Veelindude rände päevarütm konkreetses vaatluspunktis ja/või konkreetsel aastal võib siiski varieeruda. Näiteks on märgitud veelindude või neist kõige arvukamate liikide maksimumi keskpäeval (Jõgi, Ling ja Onno 1961). Mõningate uuringute puhul on lisaks hommikustele ja õhtustele põhivaatlustundidele tehtud ka täiendavaid päevaseid vaatlusi, mille hulk sõltub vaatlejate hulgast (koormusest) ning selle vajalikkusest konkreetsetel loendustel. Ühele inimesele on jõukohane ja ka seadusega lubatav töökoormus (vaatluskoormus) 8 tundi päevas mistõttu kogu valget aega saab vaatlustega katta vaid juhul kui vaatlejaid on rohkem ja nad saavad vaatlusaega reguleerida.
* Vaatlused ei kata sageli kogu rändeperioodi. Sügisesed rändevaatlused näiteks viiakse enamasti läbi septembri teisel ja oktoobri esimesel poolel, millal läbirändavate linnuliikide ja lindude koguarvukus (millest märkimisväärse osa moodustavad maismaaliigid) on kõige suurem. Samas mõnede oluliste veelinnuliikide (näiteks aul) rände maksimum võib langeda oktoobri lõpule ja novembri algusele. Arvestades ka lindude rände ööpäevast rütmi ei registreerita nähtava rände vaatlustel mitte kõiki vaadeldavat ruumiosa valgel ajal läbivaid linde ja registreeritud lindude osakaal võib varieeruda olenevalt konkreetsetest tingimustest.

Näide sellest, kui suur võib olla septembri teisel ja oktoobri esimesel poolel loendatud lindude osakaal kõigist suvise ja sügisese rändeperioodi jooksul visuaalselt registreeritavatest lindudest, on toodud tabelis 1. 2004. aasta kohta on tabelis toodud kaks osakaalu – neist esimene peaks paremini iseloomustama kuu ajaga vaadeldud lindude osakaalu kogu suvise ja sügisese rändeperioodi jooksul rännanud lindudest, teine olema paremini võrreldav 2009. aastaga (käsitletud perioodide pikkused on sarnasemad).

Tabel 1. Septembri teisel ja oktoobri esimesel poolel (18.09 – 17.10) loendatud lindude osakaal kõigist loendatud lindudest Põõsaspeal (Ellermaa, Pettay ja Könonen 2010; Ellermaa ja Pettay 2006).

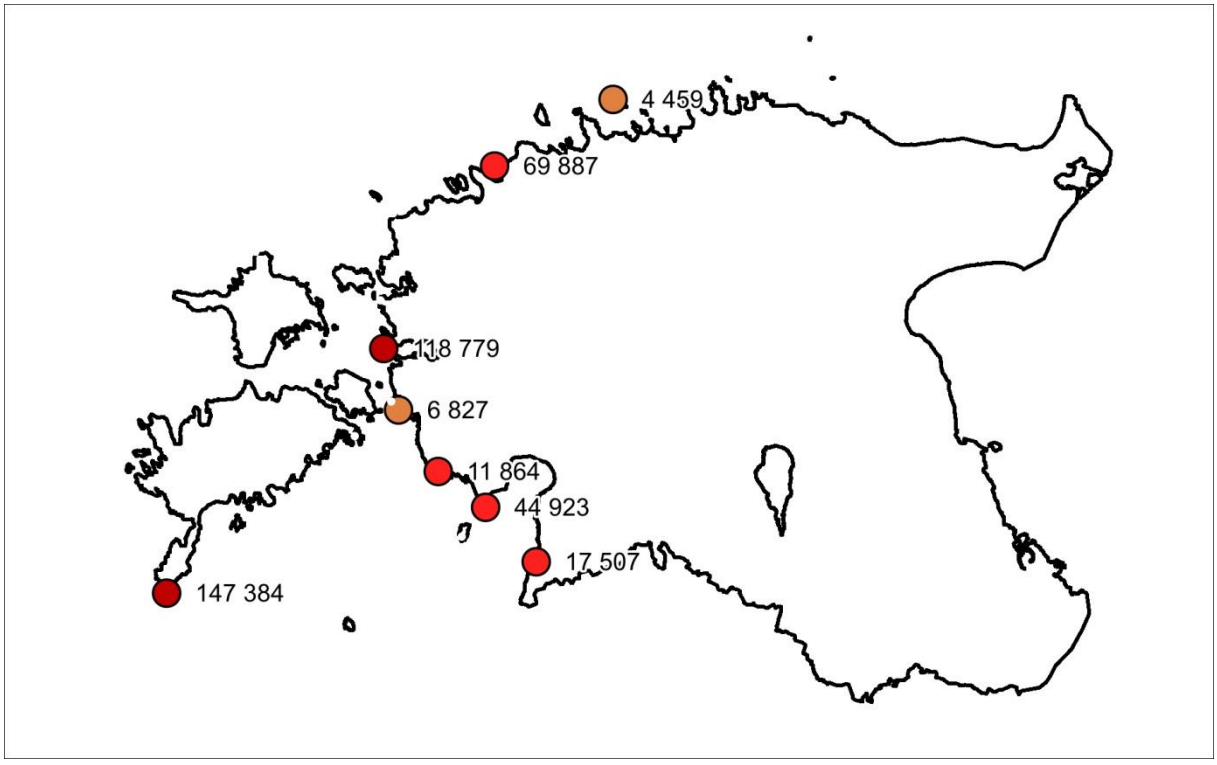
	suvi ja sügis 2004	suvi ja sügis 2004	suvi ja sügis 2009
	osakaal 3.07 - 16.12 loendatud isenditest	osakaal 3.07 - 6.11 loendatud isenditest	osakaal 1.07 - 9.11 loendatud isenditest
Punakurk-kaur	78	82,1	69,2
Järvekaur	53,2	54	44,5
Määramata kaur	75,4	77,9	58,8
Valgepõsk-lagle	99	99	85,3
Mustlagle	96,9	96,9	93,8
Viupart	74,1	74,2	72,8
Piilpart	23,2	23,2	27,2
Soopart	55,7	55,7	56,2
Tuttvart	41,5	42,1	29,7
Merivart	74,5	76,6	69,7
Hahk	90,2	90,3	77,2
Aul	53,8	65,8	79,3
Mustvaeras	10,3	10,3	9,8
Tõmmuvaeras	50,4	53,8	29,1
Sõtkas	27	28,8	21,3
Rohukoskel	50,5	52,6	55,8

* Veelindude nähtava rände vaatlused viiakse enamasti läbi rannikul ja nendega kaetud ala ulatus eriti maa suunal on piiratud. Vaatlustega kaetava ala ulatus on enamasti 5 - 6 kilomeetrit (Jõgi 1970, Ellermaa 2011).
* Nähtava rände ulatuslikumad uuringud vaatluspunktide võrgustikest jäävad eelmise sajandi keskpaika, aastatesse 1956-1962 (Kumari 1961, 1975). Hiljem on erinevatel aastatel läbi viidud vaatlusi üksikutest vaatluspunktidest või väheste sünkroonvaatluspunktidega võrgustikest. Eesti mereosa on olnud viimastel aastakümnetel vaatlustega suhteliselt hõredalt kaetud. Lisaks võib lindude loendatud arvukus samas vaatluspunktis erinevatel aastatel märkimisväärselt kõikuda ka sõltuvalt ilmastikust vaatlusperioodil.

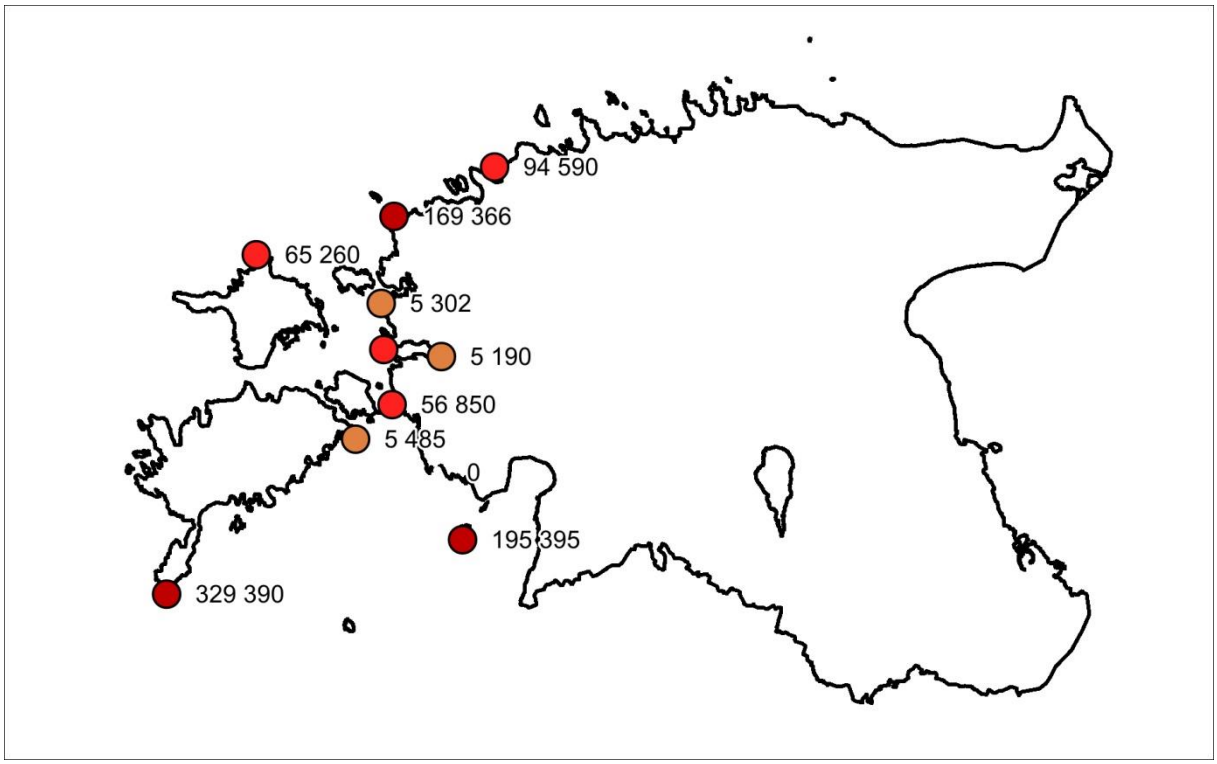
Nähtava rände vaatlustulemustest kasutati käesolevas töös järgmisi.
1) Rändevaatluste andmebaas Eesti Maaülikoolis 1954-1991. Kokku kuni 40 erinevat loenduskohta. Andmebaasist on praeguseks digitaliseeritud umbes pool. Käesoleva töö raames kasutatakse digitaalselt kättesaadavat osa, ülejäänud andmebaasi digitaliseerimist pingeline ajagraafik kahjuks ei võimalda.
2) Sõrve linnujaama andmebaas. See on Eestis käesoleval sajandil kõige pidevamalt tegutsenud rändevaatluspunkt kus suur osa andmetest on kogutud Soome linnuvaatlejate (Viron

Lintuseura) poolt. Andmetele avaldab teatud mõju vaatluste varieeruv intensiivsus. Käesoleva ülevaate koostajate käsutuses on andmebaasi osa aastatest 1998-2009, mis on koondatud Mati Martinsoni poolt.
3) Sügisrände loendused Põõsaspea neemel aastatel 2004, 2009 ja 2014 (Ellermaa ja Linden 2015; Ellermaa, Pettay ja Könonen 2010; Ellermaa ja Pettay 2006).
4) Kevad- ja sügisrände vaatlused Ristnas 2011. a (Ellermaa 2011).
5) Kevadrände vaatlused Kablis 2002, 2007 ja 2012 (Pettay ja Ellermaa 2002; Ellermaa 2012).
6) Rändevaatlused Suures väinas: sügisränne 2008 ja kevadränne 2009 (Leito 2009); kevadränne 1992 ja 1993 (Kontkanen 1995, Rusanen 1995, Pettay 1998).

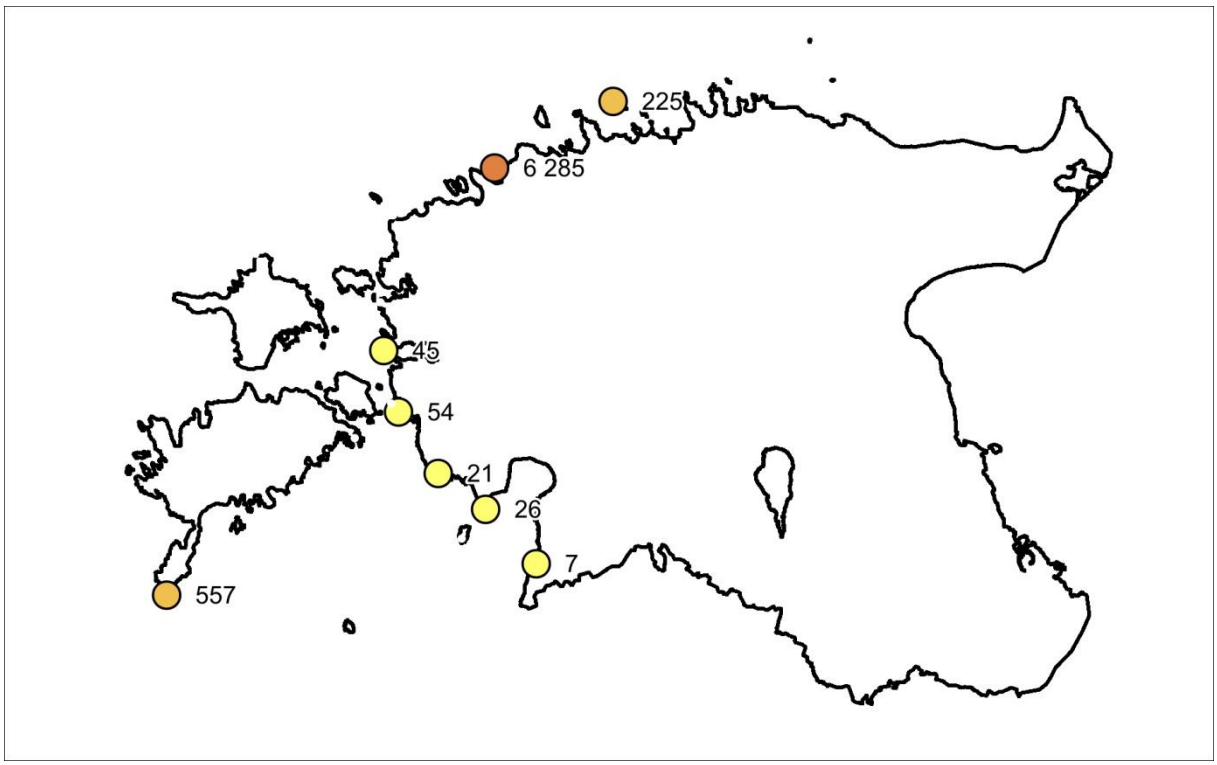
Eelmise sajandi keskel läbi viidud nähtava sügisrände uuringu tulemused vaatluspunktide võrgustikus on kujutatud joonistel 2-11 (Kumari 1961 ja Eesti Maaülikooli rändevaatluste andmebaasi põhjal). Tulemused käsitlevad lindude arvukust nelja hommikuse loendustunni jooksul ajavahemikus 15 (1956) / 16 (1958) septembrist kuni 14 (1956) / 15 (1958) oktoobrini ja ei hõlma seega kogu sügisrändeperioodi. Samas on tegemist Eestis ainulaadse andmete kogumisega samaaegselt ja sama metoodikat kasutades terves vaatluspunktide võrgustikus. Kõige arvukam veelindude ränne toimus Põhja-Eesti rannikul.



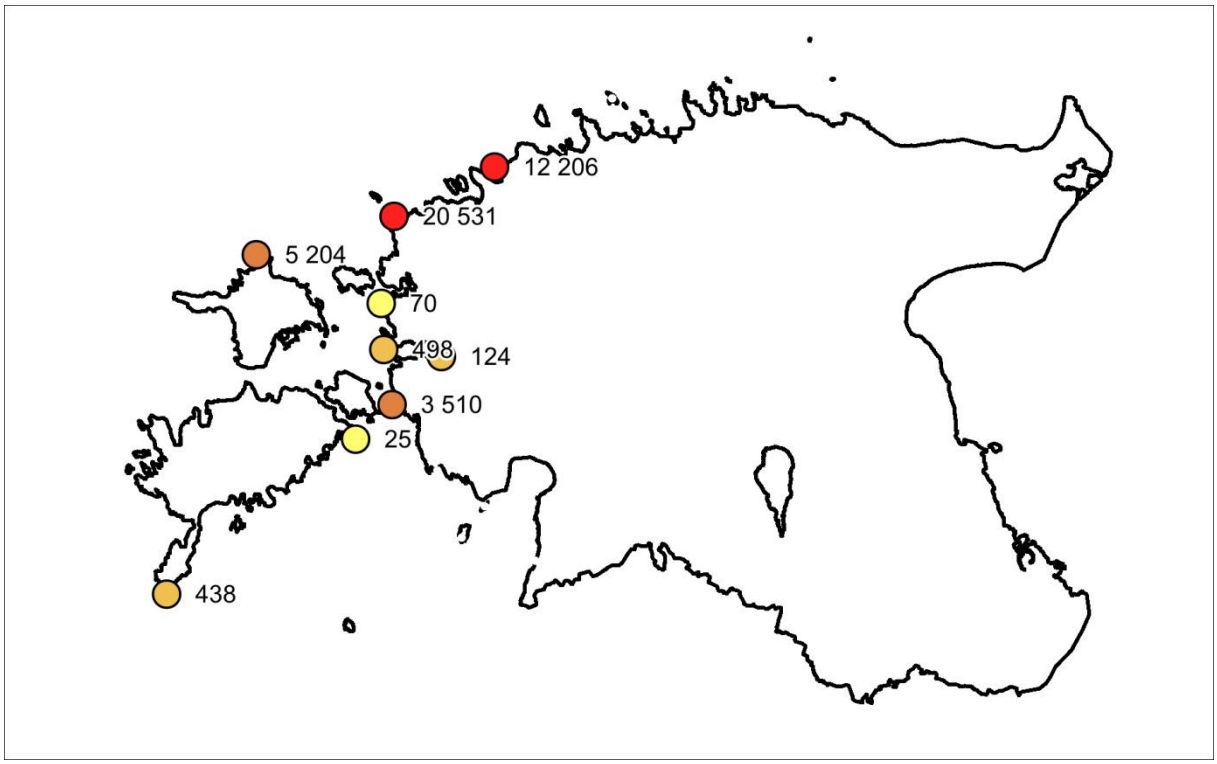
Joonis 2. Lindude arvukus sügisrände vaatlusvõrgustiku punktides 1956. aastal, kõik liigid (Kumari 1961; Eesti Maaülikooli rändevaatluste andmebaas).



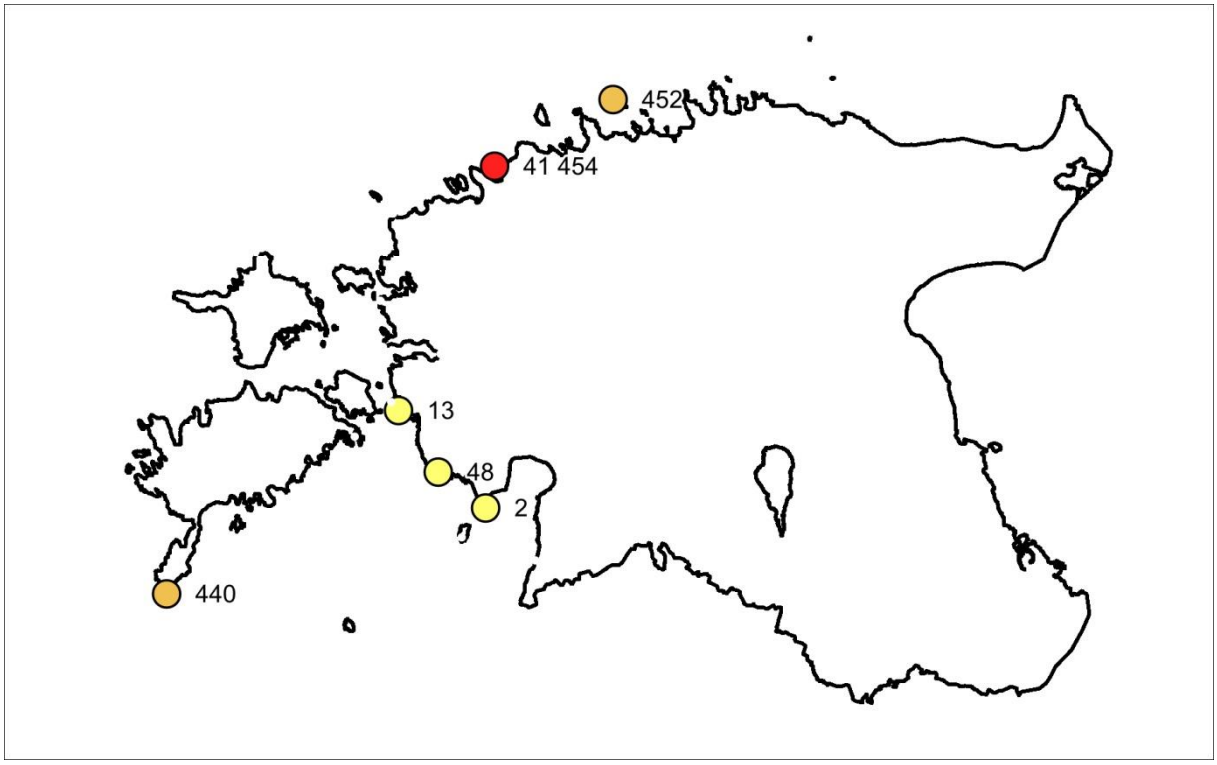
Joonis 3. Lindude arvukus sügisrände vaatlusvõrgustiku punktides 1958. aastal, kõik liigid (Kumari 1961; Eesti Maaülikooli rändevaatluste andmebaas).



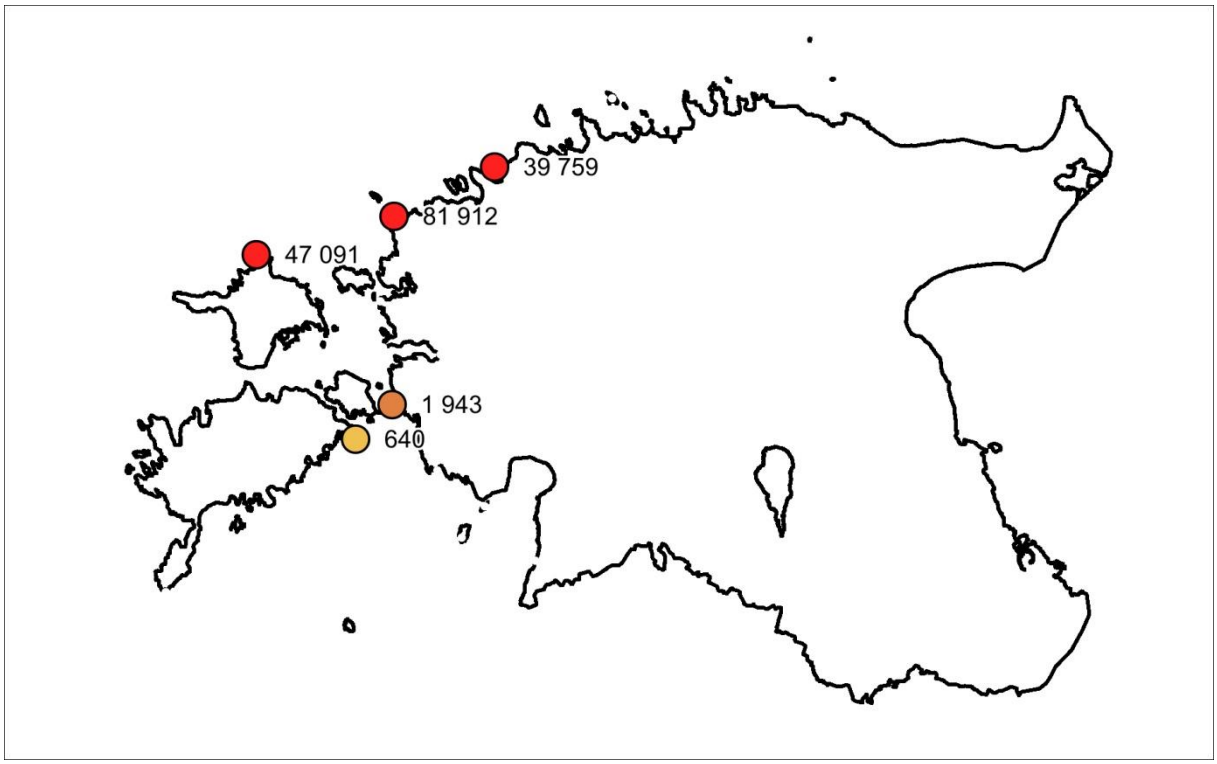
Joonis 4. Kauride arvukus sügisrände vaatlusvõrgustiku punktides 1956. aastal (Kumari 1961; Eesti Maaülikooli rändevaatluste andmebaas).



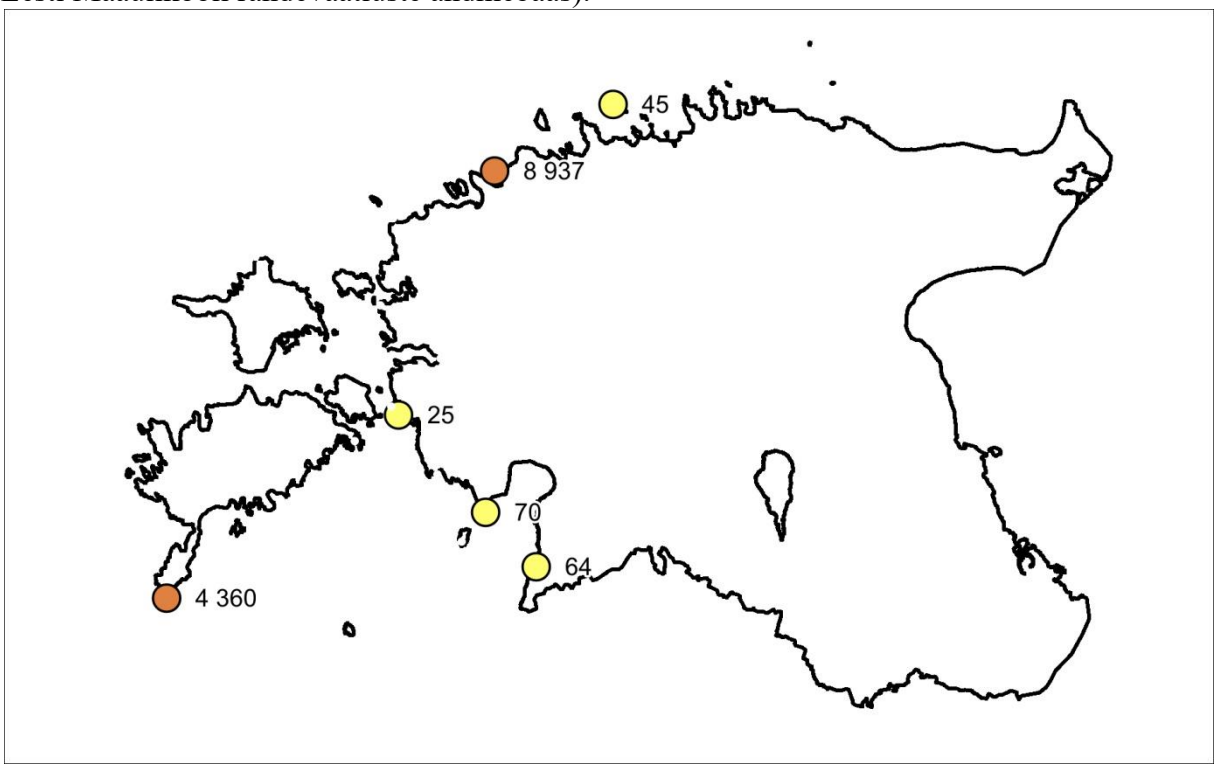
Joonis 5. Kauride arvukus sügisrände vaatlusvõrgustiku punktides 1958. aastal (Kumari 1961; Eesti Maaülikooli rändevaatluste andmebaas).



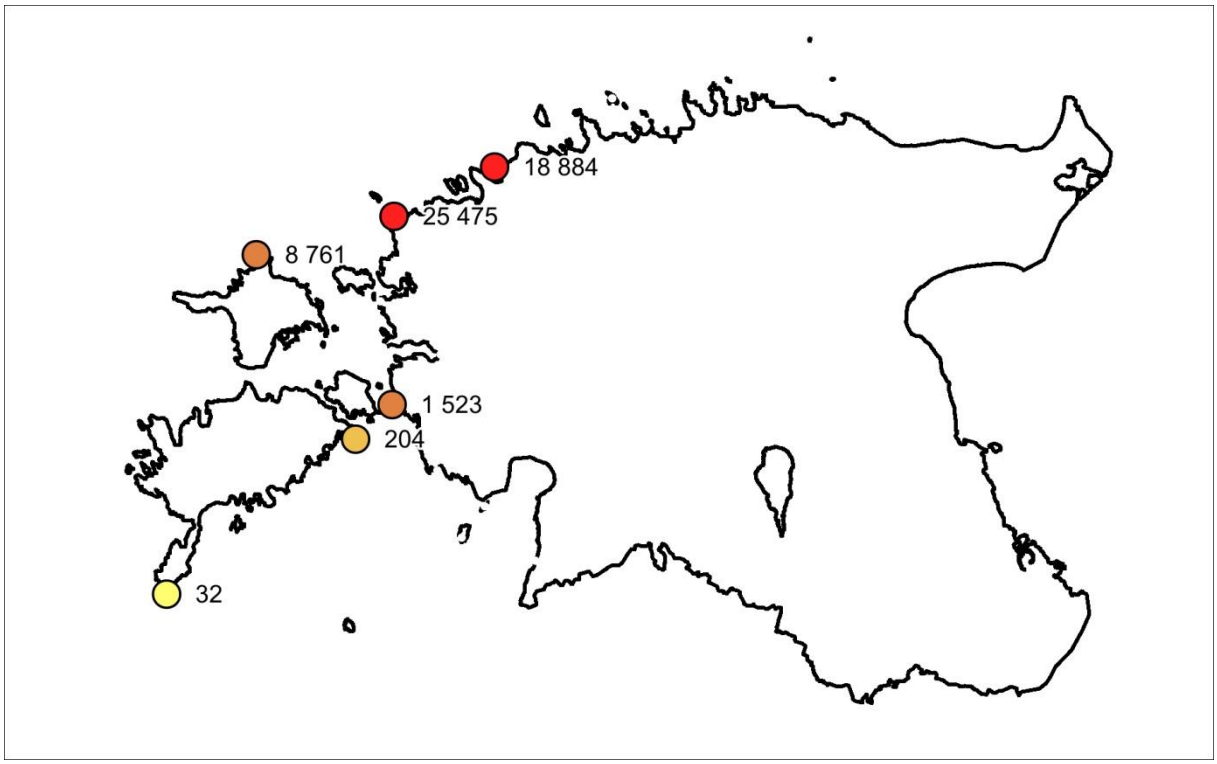
Joonis 6. Auli arvukus sügisrände vaatlusvõrgustiku punktides 1956. aastal (Kumari 1961; Eesti Maaülikooli rändevaatluste andmebaas).



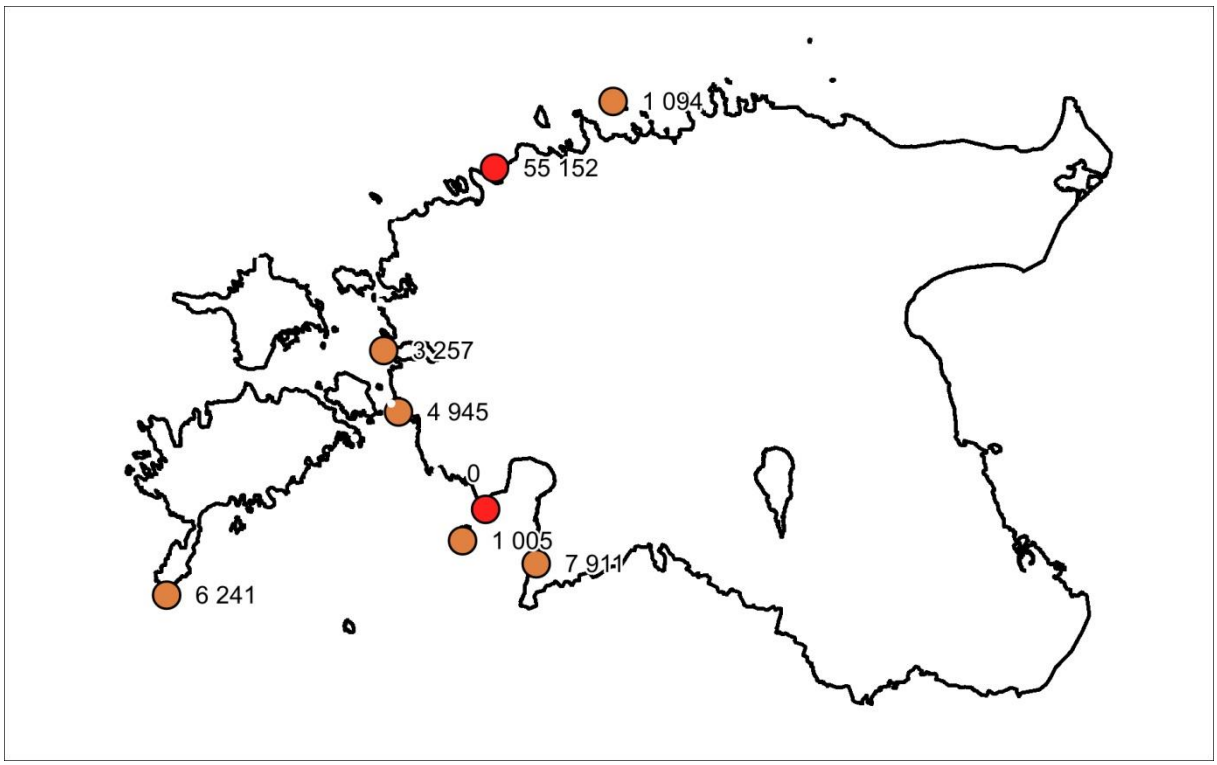
Joonis 7. Auli arvukus sügisrände vaatlusvõrgustiku punktides 1958. aastal (Kumari 1961; Eesti Maaülikooli rändevaatluste andmebaas).



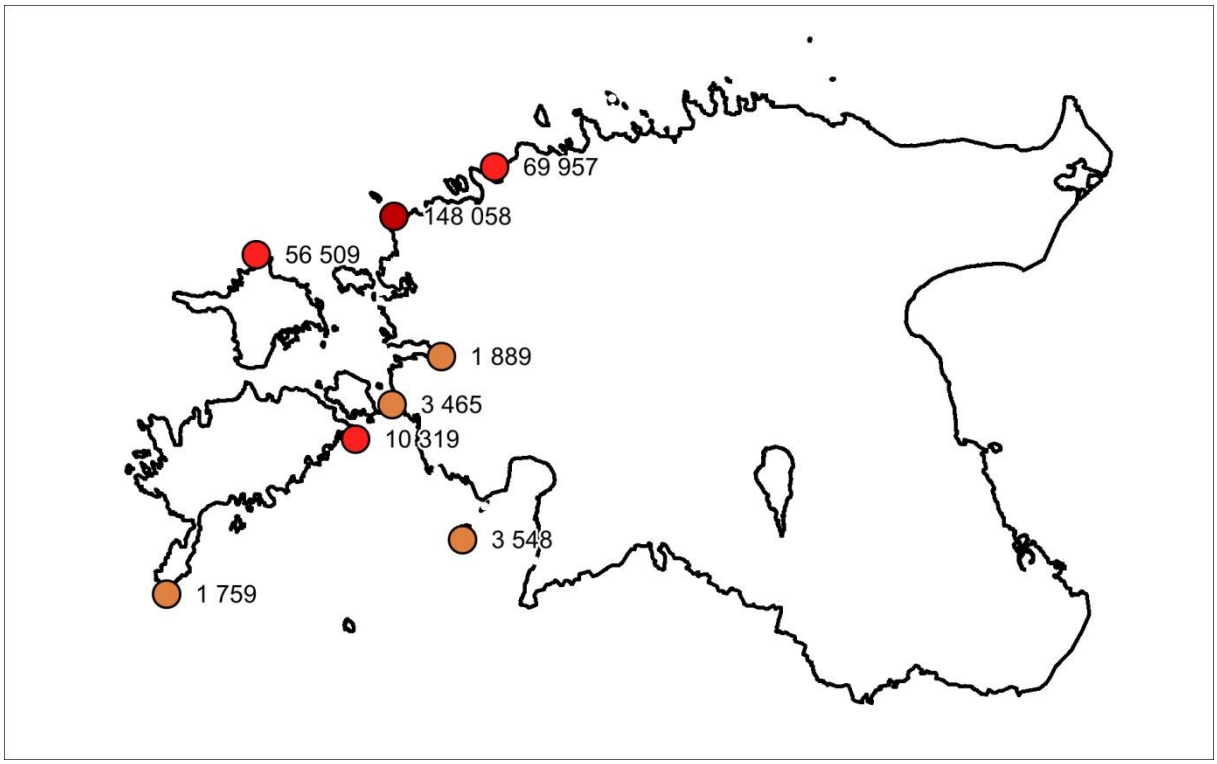
Joonis 8. Must- ja tõmmuvaera arvukus sügisrände vaatlusvõrgustiku punktides 1956. aastal (Kumari 1961; Eesti Maaülikooli rändevaatluste andmebaas).



Joonis 9. Must- ja tõmmuvaera arvukus sügisrände vaatlusvõrgustiku punktides 1958. aastal (Kumari 1961; Eesti Maaülikooli rändevaatluste andmebaas).



Joonis 10. Haneliste (luiged, haned ja pardid) koguarvukus sügisrände vaatlusvõrgustiku punktides 1956. aastal (Kumari 1961; Eesti Maaülikooli rändevaatluste andmebaas).



Joonis 11. Haneliste (luiged, haned ja pardid) koguarvukus sügisrände vaatlusvõrgustiku punktides 1958. aastal (Kumari 1961; Eesti Maaülikooli rändevaatluste andmebaas).

Sõrve säärel loendati aastatel 1998-2009 maksimaalselt kevadel 109 493, suvel 74 949 ja sügisel 20 5043 läbirändavat veelindu (laiemas tähenduses). Arvukaimad veelinnuliigid on toodud tabelis 2.

Tabel 2. Arvukaimad veelinnuliigid Sõrves 1998-2009 (Sõrve linnujaama andmebaas).

Liik	Kevad max	Suvi max	Sügis max
Valgepõsk-lagle	23177		21559
Viupart	1918	2525	14524
Aul	27518		23177
Mustvaeras	24639	51675	14854
Hahk	5904	12023	5506
Rohukoskel	1615	2045	11424

Põõsaspeal viidi rändevaatlused käesoleval sajandil läbi 2004., 2009. ja 2014. aastal. Vaatlustega kaeti üsna täielikult kogu suvine ja sügisene rändeperiood: 2004 toimusid vaatlused 3.07 – 15.12, 2009 1.07 – 7.11 ja 29.11 – 15.12, 2014 1.07 – 6.11. Kokku loendati 2004. aastal 1,7 miljonit lindu, s.h. 1,6 miljonit veelindu (laiemas tähenduses); 2009. aastal 2,13 miljonit veelindu ning 2014. aastal 1,94 miljonit lindu, s.h. 1,89 miljonit veelindu. Arvukaimad veelinnuliigid on toodud tabelis 3.

Tabel 3. Arvukaimad veelinnuliigid Põõsaspeal (Ellermaa ja Linden 2015; Ellermaa, Pettay ja Könonen 2010; Ellermaa ja Pettay 2006).

Liik	Suvi ja sügis 2004	Suvi ja sügis 2009	Suvi ja sügis 2014
Punakurk-kaur	25500	22523	17155
Järvekaur	4050	7888	5758
Määramata kaur	10300	9600	3498
Valgepõsk-lagle	145000	165769	118877
Mustlagle	45300	101922	28722
Viupart	132000	112095	56439
Piilpart	20900	21110	25942
Soopart	17500	22950	12493
Tuttvart	11500	15546	17605
Merivart	34100	26638	48621
Hahk	21900	11791	6207
Aul	431000	315653	282945
Mustvaeras	597000	790399	854185
Tõmmuvaeras	52300	60562	74364
Sõtkas	21300	26449	28577
Rohukoskel	14100	19559	21124

Kõpu poolsaare läänetipus Ristnas loendati rändlinde 2011. aasta kevadel ajavahemikul 31. märts – 21. mai 27 päeva jooksul, suvel ajavahemikul 20. juuli – 3. august 15 päeva jooksul ning sügisel ajavahemikul 26. august – 12. oktoober 30 päeva jooksul (Ellermaa 2011). Kevadrändel loendati 830 000 veelindu laiemas tähenduses (lisaks hanelistele ja kauridele ka kormoran, pütid, alklased, kajakalised ja kahlajad), nende koguarvukuseks hinnati 1 – 1,5 miljonit. Suvel ja sügisel loendati 550 000 veelindu laiemas tähenduses. Arvukaimad veelinnuliigid on toodud tabelis 4.

Tabel 4. Arvukaimad veelinnuliigid Ristnas 2011. Aastal (Ellermaa 2011).

Liik	Kevad 2011	Suvi ja sügis 2011
Mustlagle	3327	81946
Viupart	243	13152
Hahk	10205	13828
Aul	196031	33224
Mustvaeras	574984	319177

Suures Väinas toimub eriti aktiivne veelindude ränne kevadel. Eelmise sajandi keskel loendati maikuus 1-2 nädala jooksul ülerändel 133 000 (1958) kuni 700 000 (1954) veelindu (Jõgi jt. 1961, Veroman ja Jõgi 1961, Jõgi 1970). 1992. ja 1993.a. mais loendati kokku 1-3 miljonit lindu, sealhulgas 1-2 miljonit veelindu (Kontkanen 1995, Rusanen 1995, Pettay 1998). 2009.a. mais loendati kokku 783 664 lindu 134 liigist, sealhulgas hanesid ja laglesid 261 800 ning uju- ja sukelparte 497 057 (Leito 2009). Sügisel on veelindude arvukus Suures Väinas madalam. 20. septembrist kuni 20. oktoobrini 2008 loendati kokku 256 794 lindu 124 liigist, sealhulgas hanesid ja laglesid 69 657 ning uju- ja sukelparte 58 564 (Leito 2009). Arvukaimad veelinnuliigid Suures Väinas eelmise sajandi lõpul ja käesoleval sajandil läbi viidud visuaalsetel vaatlustel on toodud tabelis 5.

Tabel 5. Arvukaimad veelinnuliigid Suures Väinas (Kontkanen 1995, Rusanen 1995, Pettay 1998, Leito 2009).

Liik	Kevad 1992 ja 1993 (maksimum)	Kevad 2009	Sügis 2008
Järvekaur	2 800	4 196	668
Punakurk-kaur	11 000	6 145	6 349
Määramata kaur	63 000	0	44
Valgepõsk-lagle	18 960	221 745	40 975
Mustlagle	10 000	2 602	14
Aul	1 650 000	149 720	17 097
Tõmmuvaeras	390 000	19 610	15 794
Mustvaeras	190 000	79 400	808
Merivart	?	4 058	28 350

Kablis loendati kevadrändel 2007. aastal 3 527 kauri ja 82 827 hanelist; 2012. aastal 2 659 kauri ja 148 865 hanelist (Ellermaa 2012). Arvukaimad veelinnuliigid on toodud tabelis 6.

Tabel 6. Arvukaimad veelinnuliigid Kablis (Ellermaa 2012; Pettay ja Ellermaa 2002).

Liik	Kevad 2002	Kevad 2007	Kevad 2012
Suur-laukhani	3 441	9 716	26 162
Rabahani	1 981	7 699	18 504
Määramata hani		16 976	74 126
Viupart	5 793	7 797	5 393
Sinikael-part	1 368	6 249	3 785
Aul	3 070	6 249	386

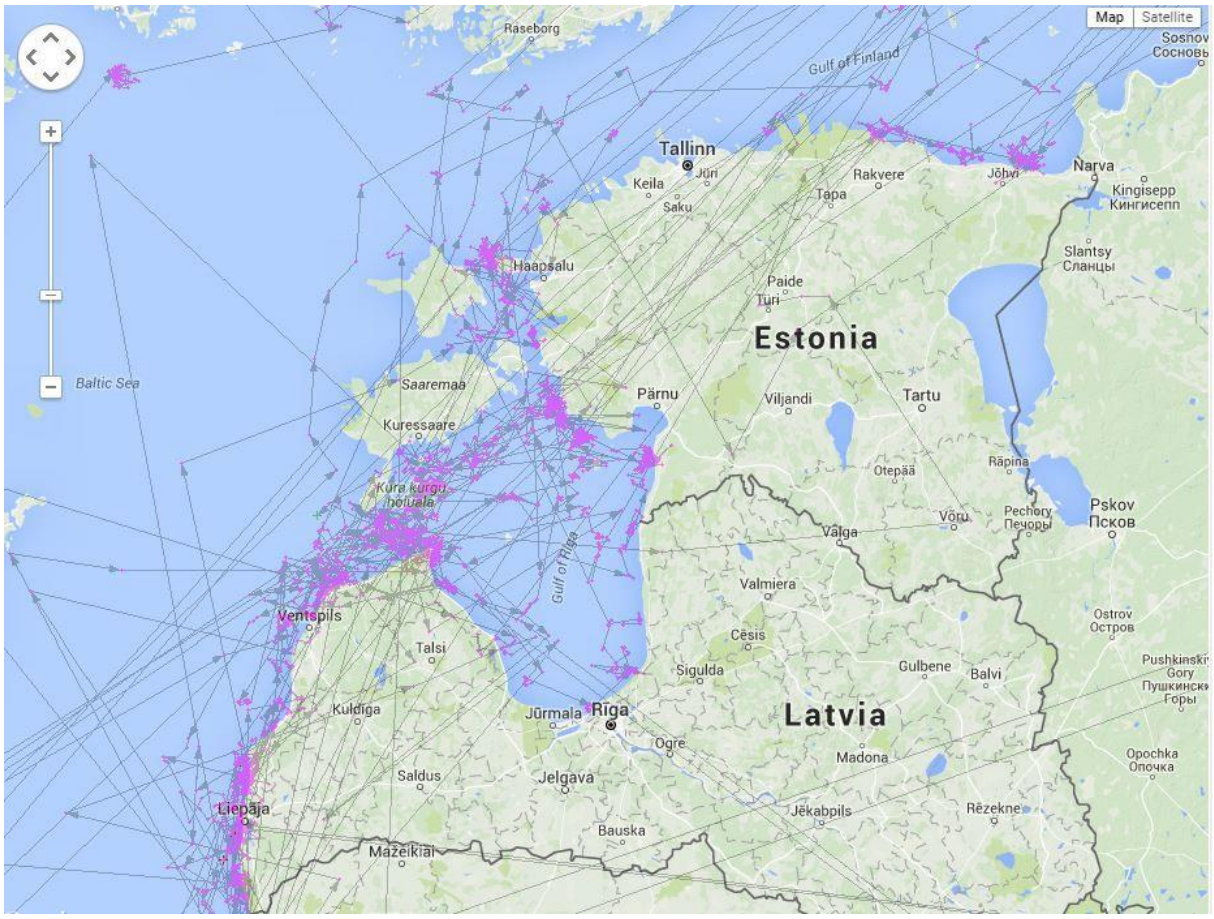
2.2. Radarvaatlused

Oluliseks meetodiks visuaalsete vaatluste vaateväljast välja jääva rände uurimiseks on radarvaatlused. Mõningad radarvaatlused on läbi viidud ka Eestis. Mustvaera öise suvirände radarivaatlused viidi läbi 23.07.-04.08.1968.a. Pärnus (Jacoby & Jõgi 1972). Selle uuringu põhjal toimub meil vaeraste öine ränne valdavalt SW suunas kolme rändevoona, neist kaks üle mandri ja üks üle Soome lahe suudme avamere kohal. Sellel rändeteel jälgiti radariga vaeraste massrännet SW suunas valdavalt kõrgusel > 500 m. Päevasel ajal vaerad üle maismaa praktiliselt ei lenda vaid rändavad meritsi, järgides rannajoont ning koondudes väljaulatuvatel neemedel.
Üheaegsed veelindude visuaal- ja radarvaatlused viidi Virtsus läbi 1974.a. kevadel 16. kuni 31. maini (Jacoby 1983). Vaatluste käigus avastati radaritega Virtsu ja Suure Väina piirkonnas 212 900 veelindu 7131 parves ning visuaalvaatlustega 81 440 lindu 2446 parves. Avastatud ja määratud lindudest olid enamus must- ja tõmmuvaerad ning aulid. Radariga avastati linde seejuures 2,6 korda enam kui visuaalselt. Radariandmetel oli rände maksimumaeg kell 11 paiku õhtul (juba pimedas), visuaalvaatluste andmetel aga kella 9 paiku õhtul (enne päikese loojumist). Rändekõrgus oli pimedas radari järgi valdavalt 0,5-1,5 km, maksimaalselt 2,5 km ning päevasel ajal visuaalvaatluste järgi 100-500 m. Veelindude avastatud stardipaigad rändele paiknesid põhiliselt Kihnu väinas ning sealt edasi lääne pool avamerel (Jakoby 1983).
Käesoleval sajandil viidi samaaegsed visuaalsed ja radarvaatlused Virtsus läbi 6.-24. mail 2009 (Leito 2009). Kokku avastati radariga vaatlusperioodil 272 539 lindu 1680 parves 35 linnuliigist. Päevasel ajal vaadeldi radariga 246 462 lindu 1529 parves 30 linnuliigist ja öisel ajal 26 177 lindu 157 parves 13 linnuliigist. Kõige arvukamad liigid olid aul (ca 100 000), mustvaeras (80 000) ja valgepõsk-lagle (77 000). Ränne toimus ööpäevaringselt kuid kontsentreeritumal siiski hommikul ja õhtul. Lindude rände üldine dünaamika vaatlusperioodi jooksul oli visuaalsete ja radarivaatluste põhjal sarnane. Rände peamaksimum oli 15. mail 2009, mil visuaalvaatluste käigus loendati ligikaudu 249 000 ja radariga 15 000 lindu, kokku 264 000 lindu. Kõigi visuaalsete ja radarvaaluste tulemuste summeerimisel saadi lindude koguarvuks vaatlusperioodil kokku ligikaudu 800 000 is. Arvestades ka radarivaatlustega katmata öödel toimunud rännet ja rännet enne vaatlusperioodi algust ning pärast vaatlusperioodi lõppu, hinnati läbirännanud lindude koguarvukuseks Virtsus 2009.a. kevadel 1-1,5 miljonit is. Visuaalsed vaatlused andsid üllatavalt hea ülevaate lindude rändest Virtsust, eeskätt päevasel ajal kuid ka rände suhtes tervikuna, sest radarivaatluste andmetel oli öine ränne suhteliselt vähearvukas võrreldes päevase rändega. Päevastel paralleelsetel vaatlustel ületasid visuaalsed loendustulemused üldjuhul radari tulemusi, eeskätt ilmselt radari küllaltki suure pimenurga tõttu idapoolsetel suundadel. Väiksematel kõrgustel oli rände päevane ajalis-ruumiline jaotumine visuaalsetel ja radarivaatlustel sarnane.
Lisaks eespool nimetatutele on käesoleval sajandil läbi viidud põhjalikud visuaalsed ja radarvaatlused Kihnus, kuid nende uuringute tulemused ei ole kahjuks kättesaadavad.

2.3. Telemeetria

Tänapäeval üha enam kasutust leidev lindude varustamine saatjatega nende teekondade jälgimiseks on leidnud kasutust ka veelindude puhul. Käesoleval juhul on olulisemad Leedus ja Taanis saatjatega varustatud punakurk-kauride, aulide ja tõmmuvaeraste andmed (https://www.movebank.org/) (joon. 12). Taanis varustati saatjatega 6 auli (neist üks Eestit ei külastanud); Leedus 1 aul, 9 tõmmuvaerast (neist üks Eestit ei külastanud) ja 7 punakurk-kauri (neist üks Eestit ei külastanud). Taani saatjatega lindude andmed pärinevad aastast 2010, Leedu

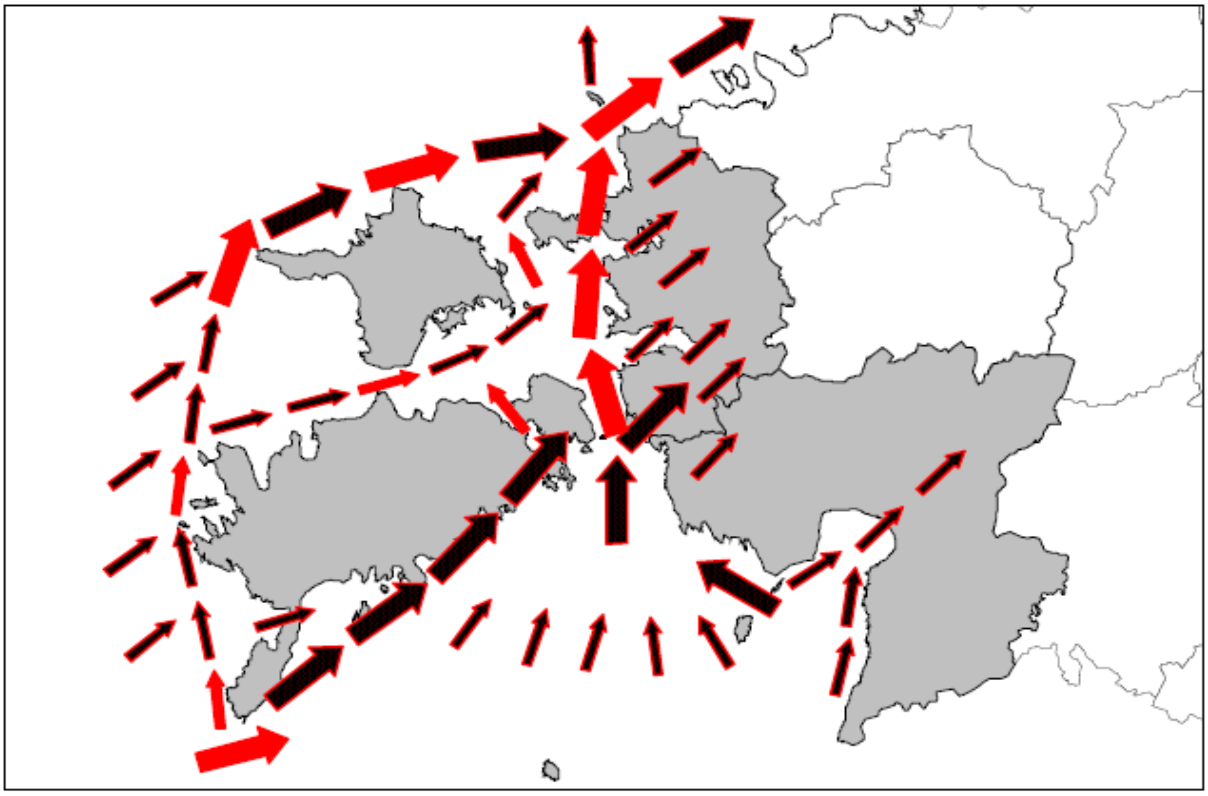
saatjatega lindude andmed aastatest 2012-2013. Lindude teekonnad Eestis on kokkuvõtlikult kujutatud joonisel 12.
Telemeetria andmed näitavad, et lindude teekonnad katavad suure osa Eesti merealast. Eristada saab mitmeid lennutrajektooride tihedama esinemise alasid (Kura kurk, Saaremaa lõunaranniku ja Pärnumaa ranniku lähedased alad, Väinameri, Soome lahe kesk- ja idaosa). Samas tuleb arvestada, et saatjatega lindude arv on väike ja nende lennutrajektooride puudumine mingil alal ei tähenda ilmtingimata rände puudumist.



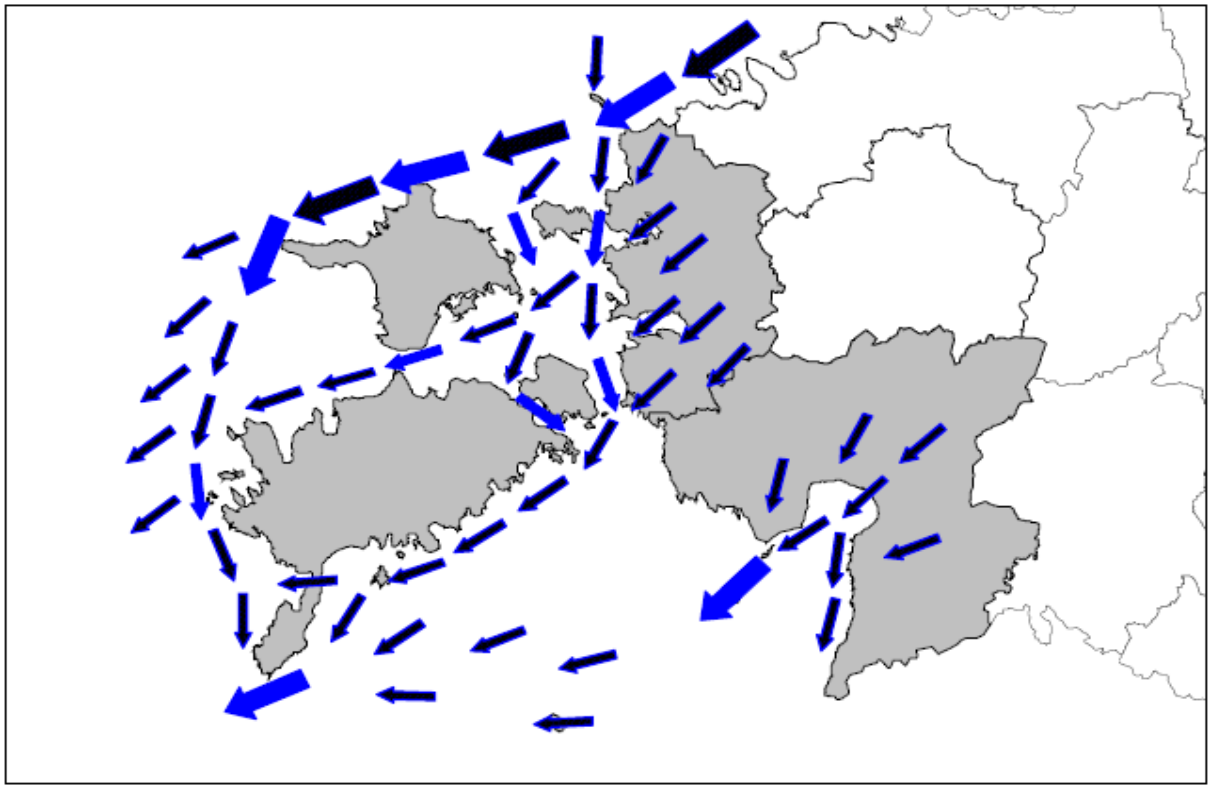
Joonis 12. Leedus ja Taanis saatjatega varustatud punakurk-kauride, aulide ja tõmmuvaeraste teekonnad Eestis ja lähiümbruses.

3. Rände jaotumine ja intensiivsus Eesti mereala kohal

Katseid kujutada skemaatiliselt rände geograafilist jaotumist ja intensiivsust Lääne-Eesti mereala kohal on teinud Eesti Maaülikooli juhtivteadur Aivar Leito (joon. 13-14; Kuresoo, Leito ja Luigujõe 2011). Skeemidel on kujutatud kevad- ja sügisrände peamised suunad, jaotumus ja hinnangulised rändemahud (lai nool >0,5 miljonit ja kitsas nool >0,1 miljonit veelindu). Eraldi on tähistatud nn rände „pudelikaelaalad“ (joonistel punased ja sinised nooled) - alad, kus linnud kontsentreeruvad väga kitsale alale. Pudelikaelaalad tekivad eelkõige kitsastes väinades, ja rändesuunaga ristuvatel poolsaarte ja neemede tippudes ja saartel. Skeemide koostamisel on arvestatud olemasolevate andmetega ja need langevad hästi kokku rände üldpõhimõtetega. Nimetatud skeemidest on lähtutud Lääne-Eesti osas ka käesolevas ülevaates.



Joonis 13. Veelindude kevadrände jaotumus Lääne-Eestis. Suured nooled: >0,5 milj. veelindu, väikesed nooled: >0,1 milj. veelindu, punased nooled – tähtsamad rände pudelikaelaalad (Kuresoo, Leito ja Luigujõe 2011).

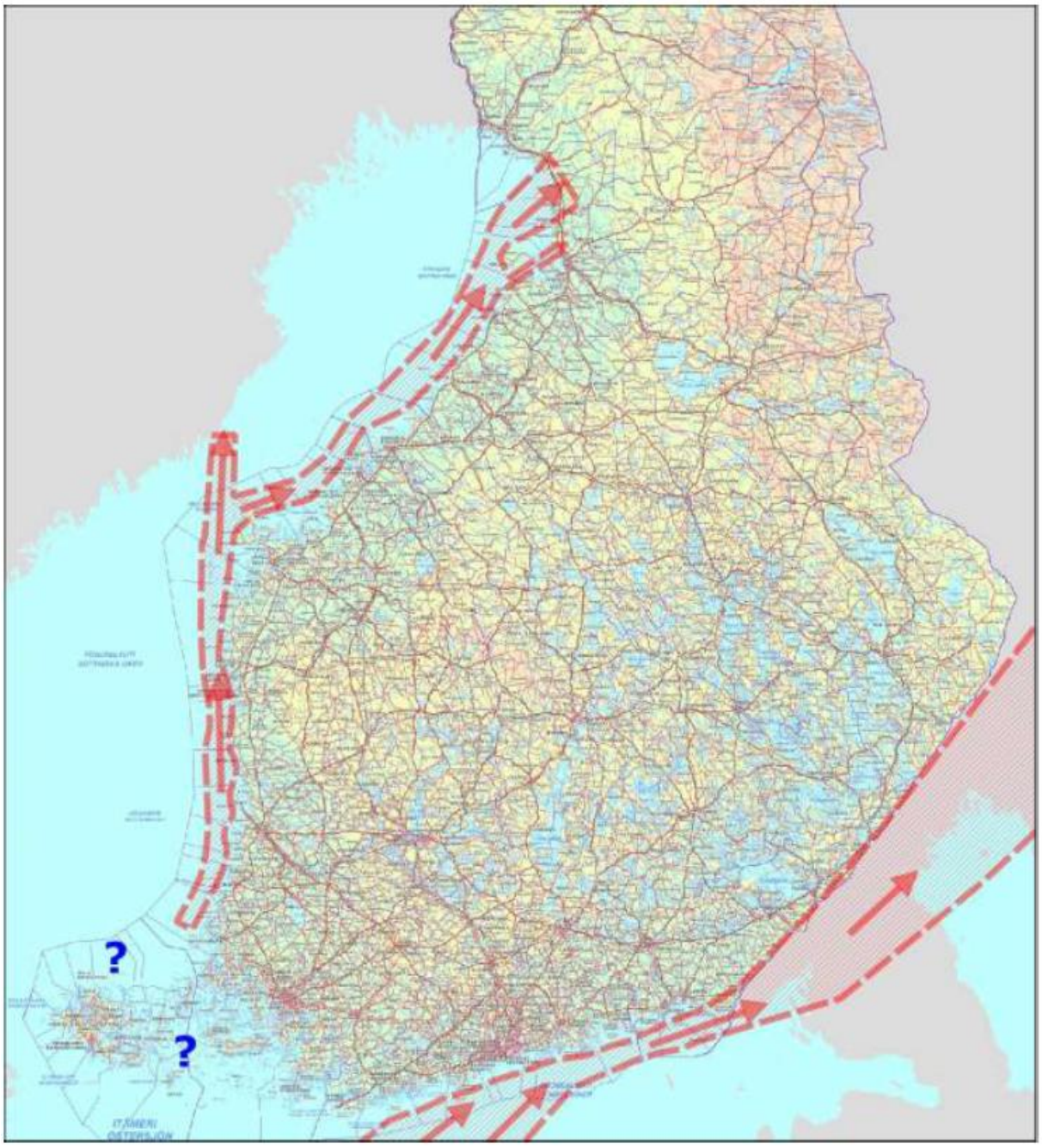


Joonis 14. Veelindude sügisrände jaotumus Lääne-Eestis. Suured nooled: >0,5 milj. veelindu, väiksed nooled: >0,1 milj. veelindu, sinised nooled – tähtsamad rände pudelikaelaalad (Kuresoo, Leito ja Luigujõe 2011).

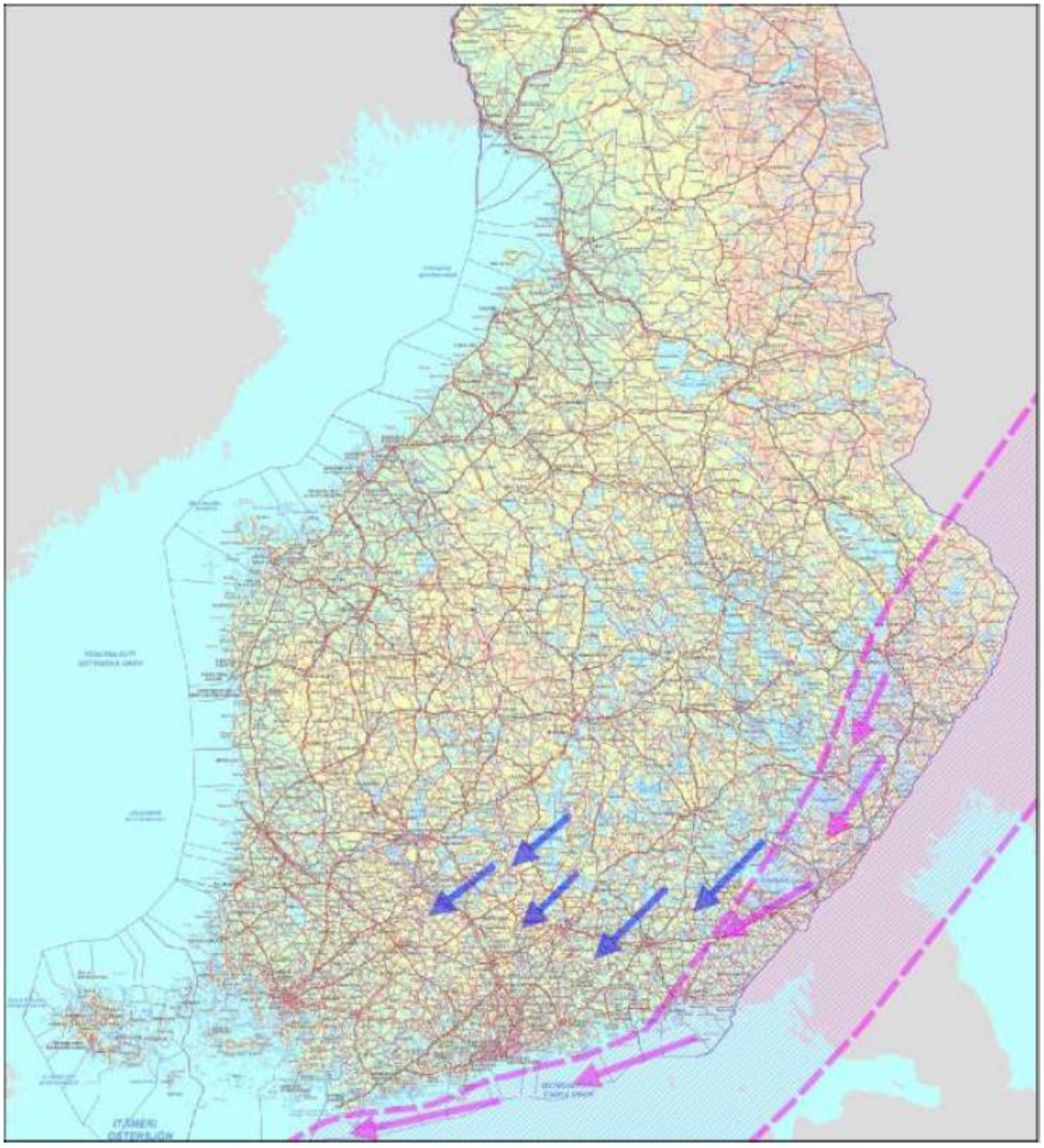
Soome lahes kulgeb sügisel arvukas läbiränne piki Soome lahe lõunarannikut. Kevadel on läbiränne lõunarannikul mitu korda vähemarvukam, linnud rändavad valdavalt piki lahe põhjarannikut. Massiline läbiränne toimub ka juulis, millal piki lahte lendavad läände peamiselt isased mustvaerad. Näiteks loendati 2 nädala jooksul kuni 100 000 läbirändavat mustvaerast. Läbirändavate lindude hulk Soome lahes on kõige suurem Viinistus: sügisel SW suunas lendavad linnud kohtavad siin esimest tõsist maa-takistust Soome lahel. Lääne poole linnud hajuvad rannikumerel saarte ja poolsaarte vahel ning lindude arv vaatluspunktides pole enam nii suur (Jõgi 1973).

Olemasolevad andmed ei võimalda teha väga täpseid arvutusi ega kajastada rände intensiivsust vektorvälja või rastrina. Lõplikult on välja töötamata ka kriteeriumid veelindude läbirände seisukohast kõige olulisemate alade määratlemiseks. Arutletud on üsna erinevate arvuliste künniste üle. Veelindude puhul soovitatakse BirdLife International poolt linnuhoiualade loomisel kasutada 20 tuhande isendi künnist, kuid lindude rände ekspertide arvamuse kohaselt peaks künnise väärtuseks pigem olema 50-100 tuhat regulaarselt „pudelikaelast“ läbirändavat veelindu. Sellega kalduvad nõustuma ka Eesti vastava ala eksperdid. Kui künniseks võtta 100 000 isendit, siis on ainuüksi Lääne-Eestis võimalik eristada üle kümne tähtsa rände pudelikaela, millest siis 6-7 liigituks ilmselt nn globaalse tähtsusega „pudelikaelaalade“ hulka (>0,5 milj. isendit läbirändel; Kuresoo, Leito ja Luigujõe 2011).

Käesolevas kokkuvõttes on püütud ligikaudselt piiritleda seni teadaolevalt ja potentsiaalselt olulisemad alad mere kohal madalamates õhukihtides rändavate lindude jaoks polügoonidena. Sarnast lähenemist, mille puhul läbirände seisukohast olulisemate alade eristamine on läbi viidud olemasolevatel andmetel ja rände üldpõhimõtetel põhineval ekspertarvamusel, on kasutatud ka Soomes (Toivanen, Metsänen ja Lehtiniemi 2014). Näide arktiliste veelindude (aul, vaerad) peamiste rändeteede kohta Soomes on toodud joonistel 15-16.

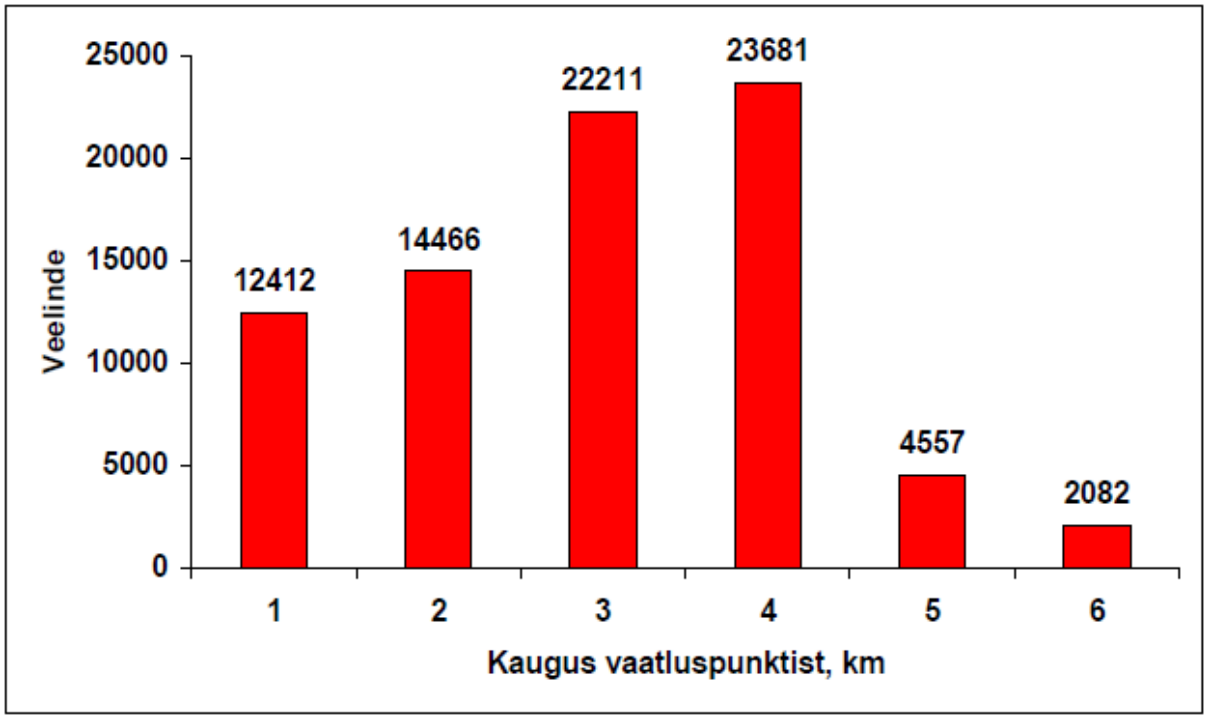


Joonis 15. Arktiliste veelindude peamised rändeteed Soomes kevadel (Toivanen, Metsänen ja Lehtiniemi 2014).

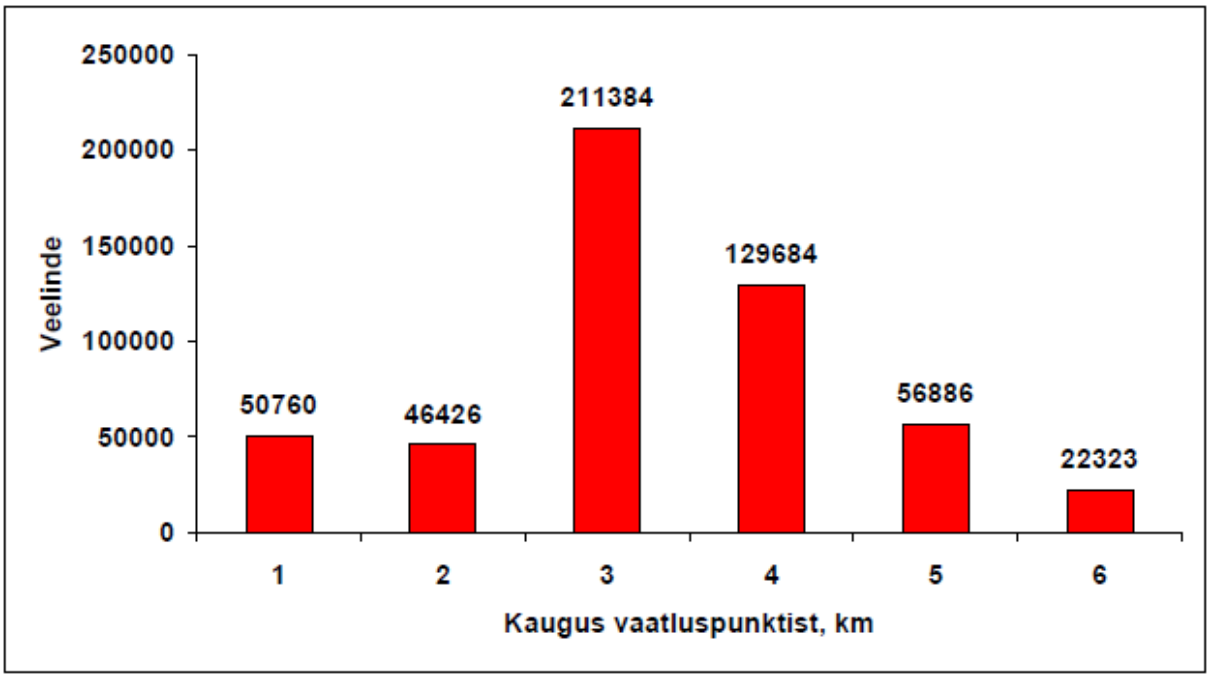


Joonis 16. Arktiliste veelindude peamised rändeteed Soomes sügisel. Siniste nooltega on tähistatud ujupartide ränne sisemaa järvede kohal (Toivanen, Metsänen ja Lehtiniemi 2014).

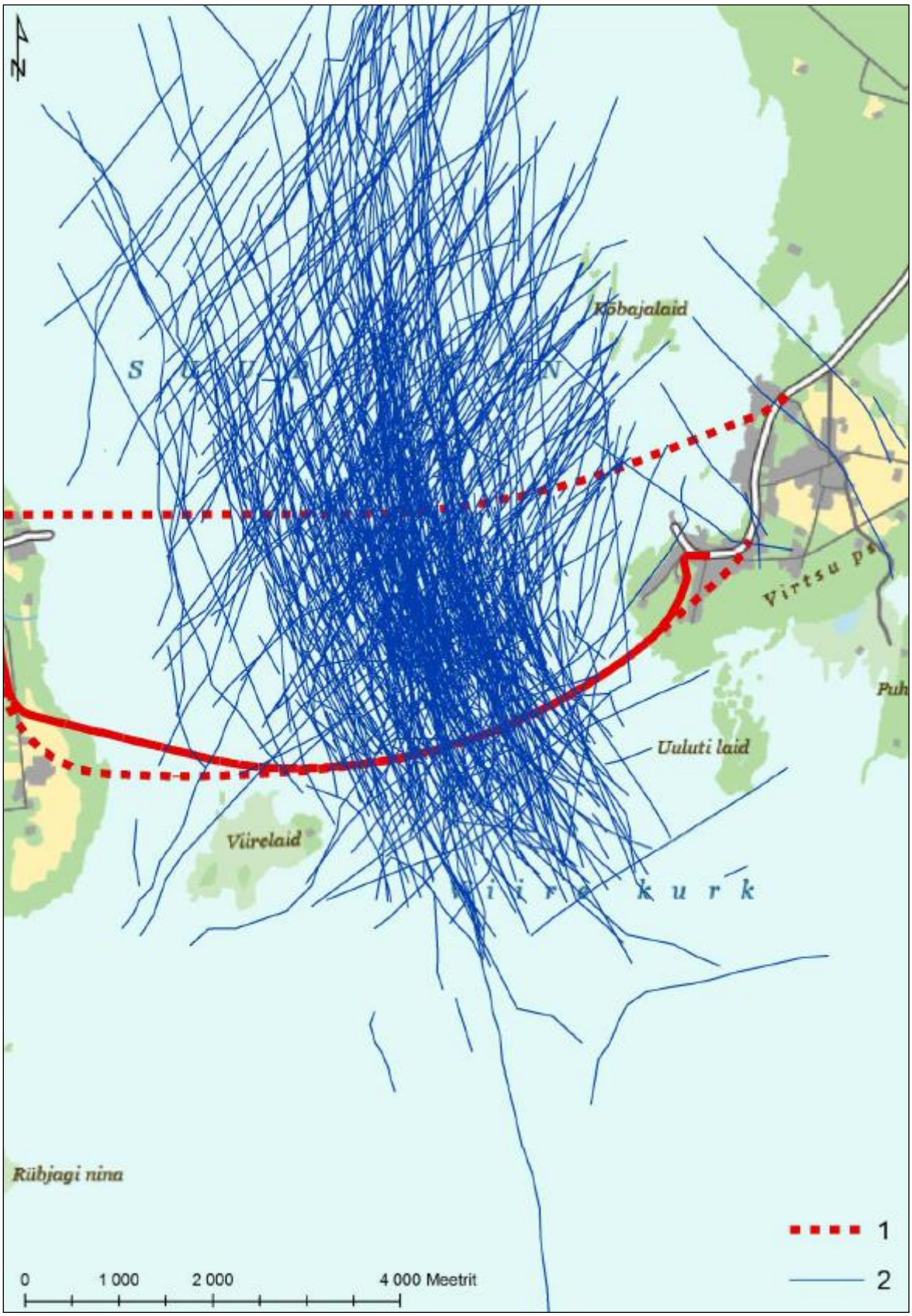
Andmed selle kohta, kui kaugele rannikust ulatub rannajoonest tingitud veelindude koondumine, on napid. Suures Väinas lendas kõige suurem hulk veelinde läbi väina keskosa, 3-4 km kaugusel rannikust (joon. 17-19; Leito 2009). Põhja-Ristna ninast möödus märgatav osa lindudest visuaalsete hinnangute põhjal mere kohal kuni 3 km kauguselt (joon. 20-21; Ellermaa 2011). Käesolevas ülevaates on eriti kõrge tähtsusega alade piiritlemisel kasutatud alasid raadiusega 5 km ümber poolsaarte tippude.



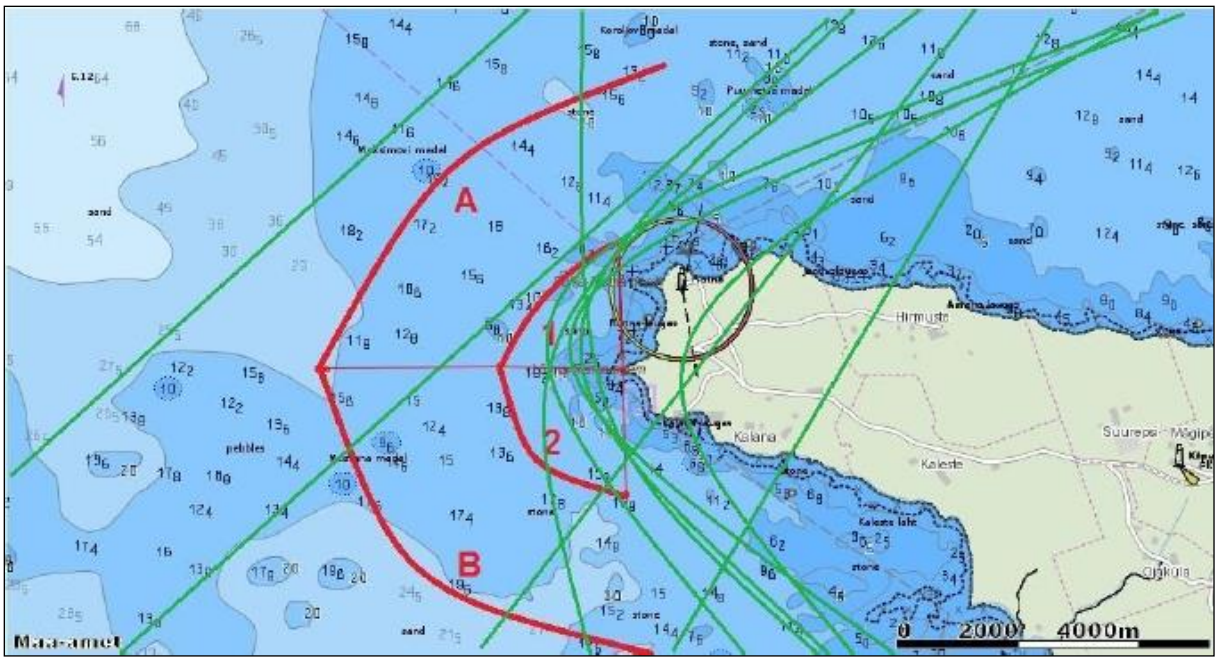
Joonis 17. Lindude kogurände jaotummine kauguse järgi Virtsu vaatluspunktist Suure Väina suunas 2008.a. sügisel (Leito 2009).



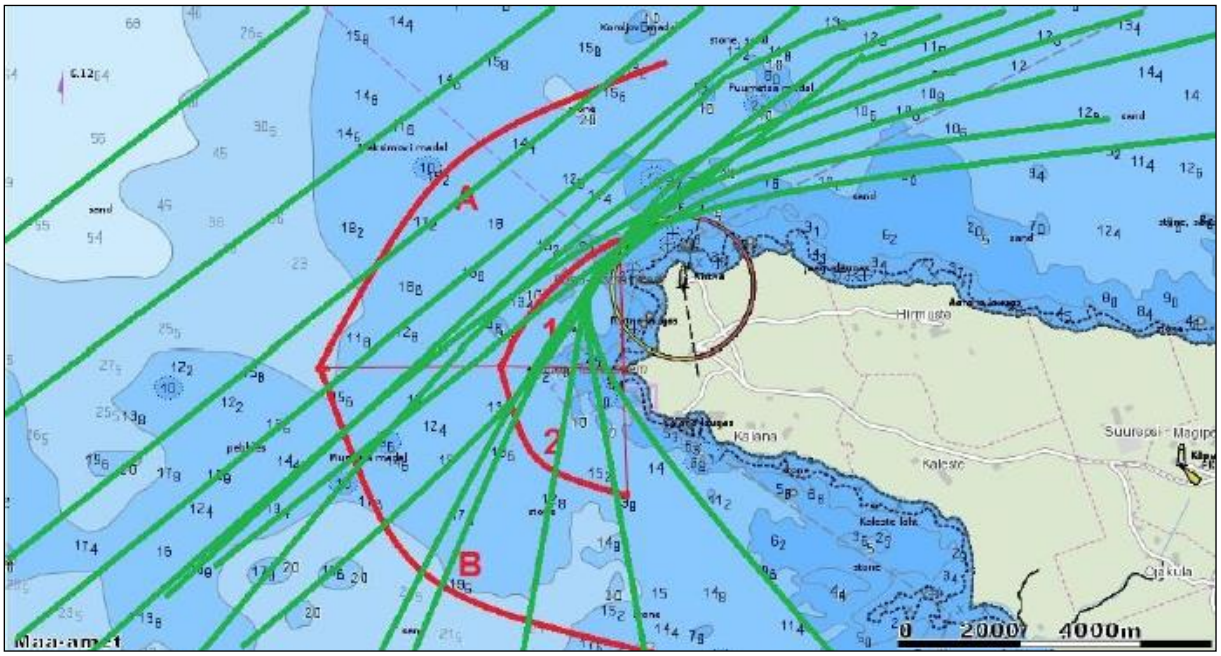
Joonis 18. Lindude kogurände jaotummine kauguse järgi Virtsu vaatluspunktist Suure Väina suunas 2009.a. kevadel (Leito 2009).



Joonis 19. Kõik fikseeritud veelindude lennutrajektoorid päevasel ja öisel ajal koosvõetuna Suures Väinas kevadel 2009 (Leito 2009).

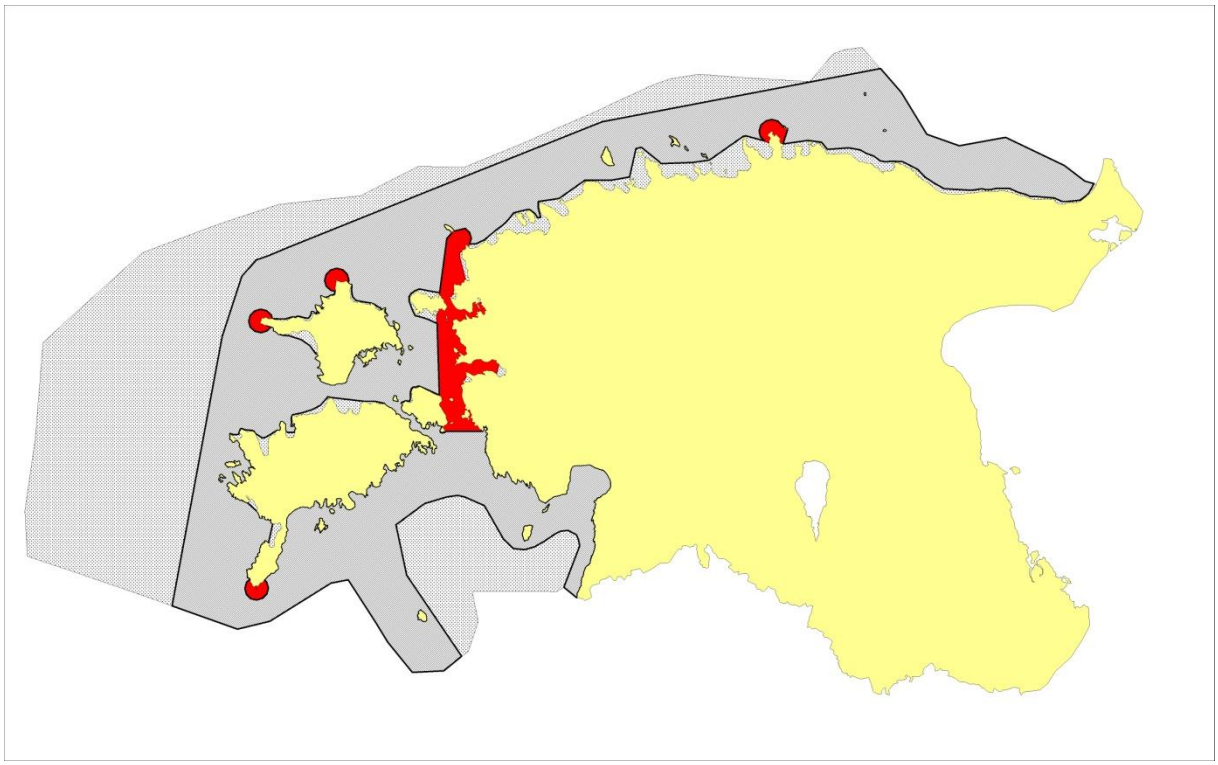


Joonis 20. Rände koondumine Ristnas 2011 kevadel. Roheliste joonte tihedus peegeldab rände suhtelist tihedust (umbkaudne hinnang). Kevadränne koondub suhteliselt rohkem neeme tipu lähedusesse kui sügisränne. Sisemine sektor on kuni 2 kilomeetrit ja välimine 2-5 kilomeetrit (Ellermaa 2011).



Joonis 21. Rände koondumine Ristnas 2011 sügisel. Roheliste joonte tihedus peegeldab rände suhtelist tihedust (umbkaudne hinnang). Sisemine sektor on kuni 2 kilomeetrit ja välimine 2-5 kilomeetrit (Ellermaa 2011).

Eesti merealal on eristatud alade kolm prioriteetsusklassi (joon. 22).
1) Eriti tähtsad alad (I kategooria). Väinad ja poolsaarte tippude ümbrused, kus toimub veelindude rände tugev koondumine. Enamasti on sellistes kohtades vaatlustega tuvastatud üle 500 000 veelinnu läbiränne sesooni jooksul.
2) Suure tähtsusega alad (II kategooria). Merealad, mida läbib tõenäoliselt üle 100 000 veelinnu. Ala piiritlemisel on lähtutud olemasolevatest teadmistest, rände põhimõtetest (rände üldsuunad ja rände koondumine rannajoone või peatumisalade läheduse tõttu) ning ekspertide isiklikest kogemustest. Suure tähtsusega alade piiresse jäävad väinad on lisaks värvuliste massrände kohtadeks, kes ületavad väinu lennul mandrilt saartele ja vastupidi.
3) Olulised alad (III). Ülejäänud Eesti mereala, mille kohal toimub tõenäoliselt veelindude arvukas ränne laial rindel.



Joonis 22.Eesti mereala tsoneering lindude läbirände intensiivsuse järgi : I – eriti tähtsad alad (punane); II – suure tähtsusega alad (tumedam hall); III – olulised alad (heledam hall); maismaa kollane.

Töö käigus koostati MapInfo lindude rändekoridoride prioriteetsuse kaardikiht (lisatud digitaalselt). Koostatud kaardikihil vastab rannajoone täpsus Eesti Looduse Infosüsteemi (EELIS) kihi Haldusjaotus / Eesti täpsusele.
Lindude rändekoridoride ja rändekoridoridest tulenevate piirangute jaoks eraldi kaardikihtide loomisest loobuti järgmistel põhjustel:
Rändekoridoride kihil kujutatav polügoon võrduks kogu Eesti merealaga, sest lindude ränne toimub kogu mereala kohal.
Rändekoridoridest tulenevate piirangute kaardikiht võrduks põhimõtteliselt rändekoridoride prioriteetsuse kaardikihiga. Samasse prioriteetsusklassi kuuluvatel merealadel on vajalikud samasugused piirangud, mis on ära toodud järgmises peatükis tabelis 7.

4. Looduskaitselised kaalutlused lindude rändeteede arvestamiseks mereplaneeringus

Ränd(vee)lindude kaitse kohustus tuleneb nii rahvusvahelistest lepetest kui siseriiklikust õigusest.

Linnudirektiiv käsitleb kõikide looduslikult esinevate linnuliikide kaitset. Liikmesriigid, sh Eesti võtavad vajalikud meetmed kõikide looduslikult esinevate linnuliikide elupaikade piisava mitmekesisuse ja suuruse säilitamiseks, hoidmiseks või taastamiseks. Linnudirektiiv käsitleb esmatähtsate liikidena I lisas nimetatuid, ja I lisas nimetamata, kuid reeglipäraselt esinevaid rändliike. Viimaste hulka kuuluvad enamus meil esinevaid veelinde, kelle rändekoridoride paiknemisega tuleb arvestada ka merealade planeeringute koostamisel.

Aafrika ja Euraasia rändveelindude kaitse kokkuleppe (*AEWA – The African-Eurasian Waterbird Agreement*), millega Eesti on ühinenud, tegevuskava nõuab Metsloomade rändliikide kaitse konventsiooni (*Convention on Migratory Species – CMS,* edaspidi Bonni konventsioon) artikli III lõigete 4 ja 5 rakendamist. Tegemist on 23. juunil 1979 Bonnis vastu võetud raamkonventsiooniga. Bonni konventsiooni artikli III lõike 4 kohaselt *konventsiooniosalised, kes on I liites loetletud liikide levialariigid, püüavad /---/ vastavalt asjakohasusele vältida, kõrvaldada, kompenseerida või minimeerida liigi rännet tõsiselt takistava või välistava tegevuse või takistuse kahjustava mõju.* Sisustades eeltoodud nõuet merealade planeeringu eesmärkidega tuleb planeeringus vältida lindude rännet tõsiselt takistavate rajatiste kavandamist olulisematesse rändekoridoridesse.

Looduskaitseseaduse § 52 sätestab rändeteede kaitse. Lõike 1 järgi tuleb ehitamisel tagada kaitsealuste liikide isenditele võimalikult ohutud elu- ja liikumistingimused. Seega sätestab siseriiklik regulatsioon vaid kaitsealuste rändveelindude nagu kaurid, mustlagle, kirjuhahk, tõmmuvaeras, väikekoskel, merivart jt rändeteede kaitse vajaduse.

Erinevatest merealade kasutusviisidest võib lindude rändele otsest negatiivset mõju avaldada peamiselt avamere tuuleparkide arendamine. Erandina võivad veelindude rännet takistada ka mereala ületavad sillad ja merre ulatuvad pikad kaid. Muud mere kasutamise viisid nagu laevaliiklus, kalapüük, vesiviljelus, süvendamine ja kaadamine, maavarade kaevandamine, virgestustegevused jne lindude rändele otsest mõju ei avalda.

Tuuleparkide poolt rändavatele lindudele avaldatavaid negatiivseid mõjusid on kaks.

1. Lindude hukkumine kokkupõrgete tõttu (otsene mõju)

Ehkki enamik rändavaid linde väldib merre rajatud tuuleparki lendamist (näit Desholm & Kahlert 2005, Pettersson 2005), võivad tuuleparki läbivad linnud kokku põrgata tuuliku liikuvate või liikumatute osadega või tiiviku tekitatud õhukeerise tõttu vette paiskuda. Kokkupõrke tõttu saab lind vigastada ja/või sureb.

Avamere tuuleparkide põhjustatud lindude suremuse kohta uuringud peaaegu puuduvad, kuna kasutada olevad meetodid on küündimatud ning hukkunud lindude jäänuste leidmine või surma põhjuse selgitamine on keeruline (Gove et al 2013). 11 aastat kestnud uuring (Newon & Little 2009) Blythi sadama lainemurdjale paigaldatud 300kW tuulikutega tuulepargi mõju uurimiseks selgitas, et rannalt surnuna leitud lindudest 3% oli hukkunud tuulepargi tõttu ja arvutuslikult hukkus maksimaalselt 21,5 lindu tuuliku kohta aastas.

Avamerele tuulepargi rajamise kavandamisel tuleb hinnata konkreetset piirkonda rändel läbivate ja ka „kohalikke“ regulaarseid (toitumis- vm) lende sooritavate lindude hukkumiseriske. Selleks on välja töötatud mitmeid mudeleid, kus on peale piirkonda läbivate lindude arvu sisendandmetena kasutatud väga erinevaid parameetreid nagu lennukõrgus (kuna rootorite kõrgusel lendavate lindude kokkupõrkerisk on suurem; näit Band et al 2007, Furness et al 2013; Garthe & Hüppop 2004), lennates veedetava aja osakaalu ja öiste lendude sagedust (kuna linnud, kes suurema osa ajast lendavad, sh öösel, on kokkupõrkealtimad, n Furness et al. 2013, Garthe & Hüppop 2004), liikide kaitsestaatust ja biogeograafilise populatsiooni suurust (n Bradbury et al 2014, Desholm 2009) jm. Käesoleva töö peamine eesmärk on lindudele oluliste rändekoridoride määratlemine seda kevadel ja/või sügisel läbivate veelindude arvu alusel. Liigipõhist analüüsi ja muid võimalikke parameetreid ei kasutata, kuid need osutuvad vajalikuks iga konkreetse arendusprojekti keskkonnamõju hindamisel.

2. Tuulepargid kui takistused rändeteel

Suured arendusprojektid, näiteks tuulepargid, toimivad lindude rändeteel takistustena, mida linnud nendest mööda (ümber) lennates väldivad. Rändeteekonna pikkus suureneb ja proportsionaalselt suureneb ka rändel kulutatav energiahulk. Vastavaid arvutusi on tehtud näiteks haha rände kohta ja järeldatud, et nii Taani Nystedi tuulepargis (Masden et al. 2009) kui Rootsi kahes tuulepargis (Pettersson 2005) oli negatiivne mõju ebaoluline. Samas on rõhutatud kumulatiivse mõju arvestamise tähtsust - kui samal rändeteel paikneb mitmeid suuri tuuleparke, võib rände teekond märkimisväärselt pikeneda ja lindude poolt rändel kulutatav energiahulk suureneda sedavõrd, et negatiivne mõju avaldub asurkonna tasemel (Masden et al. 2009). Lindude jaoks märkimisväärse energeetilise kuluga võib olla olukord, kus meretuulepark asub haudelindude regulaarsete toitumislendude teel (Masden et al 2010).

Rakendus

Tuuleparkide kavandamine peab lähtuma strateegilisest kavast, näiteks suurt mereala hõlmavast planeeringust. Strateegiline planeerimine on kõige tulemuslikum moodus negatiivse keskkonnamõju vähendamiseks (Gove et al 2013, Northrup & Wittemyer 2013) ja aitab vältida või vähendada konflikte ka üksikprojektide elluviimisel (European Union 2011). Eesti mereala planeerimisel on rakenduslikult oluline tähtsamatele lindude rändeteedele meretuuleparke mitte kavandada, sest hilisem (valmis ehitatud) tuuleparkide negatiivsete mõjude leevendamine on keeruline ja kulukas (näit Marques et al 2014).

Tuuleparkide poolt veelindudele avaldatavaid negatiivseid mõjusid ja võimalikke leevendusmeetmeid käsitleb põhjalikumalt käesoleva peatöö teine osa „Meretuuleparkide mõju lindude peatumisaladele“.

Vajalikud piirangud ja uuringud läbirände jaoks erineva tähtsusega merealadel on toodud tabelis 7.

Tabel 7. Piirangute ja uuringute vajadus läbirände jaoks erineva tähtsusega merealadel.

Tsoon	**Kvantitatiivne kriteerium**	**Kvalitatiivne kriteerium**	**Vajalik piirang planeeringus**	**Uuringute vajadus**
Eriti tähtsad alad (I kategooria)	Tuvastatud üle 500 000 veelinnu läbiränne ühe rändehooaja jooksul	Ala väga kõrge rahvusvaheline olulisus veelindude rände koondumisalana	Rännet takistavate ja kokkupõrkeohtu tekitavate objektide (tuuleparkide, väinu ületavate sildade, üle 500 m kaugusele merele ulatuvate sõrestikkonstruktsioonig a kaide) rajamist nendel aladel tuleb vältida. Muudele tegevustele piiranguid ei ole.	Läbiviidud uuringute perioodiline kordamine, et hinnata biogeograafiliste asurkondade seisundit, Arktikas pesitsevate liikide sigimisedukust jm. Uuringud ei ole seotud planeeringu elluviimisega.
Suure tähtsusega alad (II kategooria).	Merealad, mida läbib tõenäoliselt üle 100 000 veelinnu rändehooaja jooksul.	Ala on tõenäoliselt rahvusvaheliselt oluline veelindude rändekoridor.	Tuuleenergeetika arenduspiirkondadeks määramine planeeringus ei ole soovitatav, sest veelindude rände intensiivsuse tõttu võib lindude hukkumissagedus osutuda kõrgeks. Kui tuuleenergia piirkondi planeeringuga II kategooria aladele siiski kavandatakse, peaksid eelnema põhjalikud rändeuuringud. Muude tegevuste kavandamisele planeeringuga piiranguid ei ole.	Uuringute läbiviimisel alade olulisuse täpsustamiseks tuleb kasutada radarvaatlusi ja tuuleenergia arendusprojekti kohta otsuse langetamisel arvestada läbirändavate lindude: * arvu * kaitsestaatust * ohustatust * liikide tundlikkust (kokkupõrkeriski suurust) * alalt läbi rändavate isendite arvu osakaalu kogu biogeograafilisest asurkonnast, ning modelleerida liigipõhiselt hukkumisriskid.
3) Olulised alad (III)	Merealad, mida läbib tõenäoliselt alla 100 000 veelinnu rändehooaja jooksul.	Veelindude arvukas ränne toimub laial rindel, aga loendusandmed nende alade kohta on vähesed või puuduvad. Ala tõenäoliselt ei ole veelindude rände koondumisel rahvusvaheliselt oluline.	Tuuleenergeetika arenduspiirkondi võib planeeringuga määrata. Ka muid tegevusi võib planeeringuga kavandada.	Enne konkreetse arendusprojekti alustamist tuleb läbi viia radarvaatlustega rändeuuring ja tuuleenergia arendusprojekti mõju kohta otsuse langetamisel arvestada läbirändavate lindude: * arvu * kaitsestaatust * ohustatust * liikide tundlikkust (kokkupõrkeriski suurust) * alalt läbi rändavate isendite arvu osakaalu kogu biogeograafilisest asurkonnast; ning modelleerida liigipõhiselt hukkumisriskid.

Kokkuvõte

Meie mereala ületab märkimisväärne osa mõne liigi kogupopulatsioonist ja kõrgete tehisobjektide (tuulegeneraatorite vms) rajamine merre võib olla rändele oluliseks takistuseks ning põhjustada ka lindude otsest hukkumist. Käesoleva töö ülesandeks on olemasolevate andmete koondamine mere kohal toimuva läbirändavate lindude ülelennu kohta ja selle alusel kaardikihtide koostamine teadaolevalt kõige intensiivsema läbirändega alade ja nende tähtsuse kohta. Töö on valminud üleriigilise merealade planeeringu ettevalmistuste raames.
Olemasolevate teadmiste põhjal toimub läbiränne kogu meie mereala kohal. Primaarseks rändesuunaks on kevadel kirre, sügisel edel. Linnud rändavad erinevatel kõrgustel; madala rände korral püüavad linnud lennata neile omase maastiku kohal ja koonduvad võõra maastiku kohale lendamise vältimiseks maastiku juhtjoontel (mereranniku läheduses). Mere kohal lendavad madalalt eelkõige veelinnud, nende hulgas omakorda võib kõige olulisemateks pidada hanelisi ja kaure. Samuti põhjustab mere kohal lendavate lindude koondumist maandumine peatumisaladele ja startimine nendelt.
Lähtudes olemasolevatest andmetest, rände üldpõhimõtetest ja ekspertide isiklikest kogemustest jagati eesti mereala läbirände intensiivsuse alusel kolme prioriteetsusklassi:
I - eriti tähtsad alad - väinad ja poolsaarte tippude ümbrused, kus toimub veelindude rände tugev koondumine, enamasti on sellistes kohtades vaatlustega tuvastatud üle 500 000 veelinnu läbiränne sesooni jooksul;
II - suure tähtsusega alad - merealad, mida läbib tõenäoliselt üle 100 000 veelinnu sesooni jooksul;
III - olulised alad - ülejäänud Eesti mereala, mille kohal toimub tõenäoliselt veelindude arvukas ränne laial rindel sesooni jooksul.

Mitmesugustest merealal läbi viidavatest tegevustest mõjutab läbirändavate lindude ülelendu peamiselt tuulegeneraatorite jm kõrgete tehisobjektide rajamine merre. Erineva prioriteetsusega merealadel vajalikud piirangud ja uuringud on toodud tabelis 7.

Kasutatud kirjandus

Band, W., Madders, M., Whitfield, D. P. 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. In Birds and wind farms: risk assessment and mitigation (Eds. de Lucas, M., Janss, G. F. E. & Ferrer, M.) pp. 259-275. Quercus, Madrid, Spain.

Bradbury, G., Trinder, M., Furness, B., Banks, A. N., Caldow, R. W. G., Hume, D. 2014. Mapping Seabird Sensitivity to offshore wind farms. PLoS ONE 9(9). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0106366

Desholm, M., Kahlert, J. 2005. Avian collision risk at an offshore wind farm. Biology Letters 1: 296-298.

Ellermaa, M. (koost.) 2011. Kõpu poolsaare ümbruse mereala inventeerimine. Linnustiku-uuringud. Lõpparuanne. *(http://www.elfond.ee/images/Kpu-linnustiku_lpparuanne-detsember2011.pdf)*.

Ellermaa, M. 2012. Kabli Natura2000 linnuala linnustiku inventuur. Lõpparuanne. Kabli linnujaama kevadrände ja linnuhoiuala pesitsejate loendused 2012.

Ellermaa, M., Linden, A. 2015. Sügisränne Põõsaspeal 2014. aastal. Hirundo 27 (1): 20-49.

Ellermaa, M. & Pettay, T. 2006. Põõsaspean niemen arktinen muutto syksyllä 2004. Linnut-vuosikirja 2005: 99–112.

Ellermaa, M., Pettay, T., Könonen, J. 2010. Sügisränne Põõsaspeal 2009. aastal. Hirundo 23 (1): 21-46. http://www.eoy.ee/hirundo/sisukorrad/2010_1/Ellermaa_etal_23_1.pdf

European Union 2011. Wind Energy Developments and Natura 2000. Guidance Document, Luxembourg.

Furness, R. W., Wade, H. M., Masden, E. A. 2013. Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms. Journal of Environmental Management 119: 55-66.

Garthe, S., Hüppop, O. 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. Journal of Applied Ecology 41: 724-734.

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. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Report prepared by BirdLife International on behalf of the Bern Convention, Sandy, UK.

Jacoby, V. 1983. Radar and visual observations of the spring passage of sea-ducks on the west coast of the Baltic Sea (in Russian with English summary). - Comm. of the Baltic Comm. of for the Study of Bird Migration 16: 24-37.

Jacoby, V. & Jõgi, A. 1972. The moult migration of the Common Scoter in the light of the radar and visual observations data (in Russian with English summary). - Comm. of the Baltic Comm. of for the Study of Bird Migration 7: 118-139.

Jõgi, A. 1970. Migration of the waterfowl in Estonia. Waterfowl in Estonia, p. 47-62.

Jõgi, A. 1973. Lindude rändest Soome lahe rannikul. X Eesti looduseuurijate päeva ettekannete kokkuvõtted, lk. 26-29.

Jõgi, A., Ling, R., Onno, S. 1961. Lindude nähtav ränne Puhtu ornitoloogiajaama ümbruses 1957. aasta sügisel. Ornitoloogiline kogumik II, lk. 42-78.

Kahlert, J., Leito, A., Laubek, B., Luigujõe, L., Kuresoo, A., Aaen, K. & Luud, A. 2012. Factors affecting the flight altitude of migrating waterbirds in Western Estonia. Ornis Fennica 89: 241-253.

Kontkanen, H. 1995. Visual observations of the spring migration of arctic waterfowl along the western coast of Estonia in 1993. IWRB Seaduck Research Group Bulletin No5, November 1995, p. 19-24.

Kumari, E. 1961. Rahvusvahelised lindude rändevaatlused Läänemere piirkonnas 1956. ja 1958. aasta sügisel. Ornitoloogiline kogumik II, lk. 9-41 (vene keeles eesti- ja ingliskeelse kokkuvõttega).

Kumari, E. 1975. Lindude ränne. Tallinn.

Kumari, E. 1979. Lindude nähtava rände uurimise metoodika. Abiks loodusevaatlejale nr. 76 (vene keeles).

Langston, R.H.W. & Pullan, J.D. 2003. Windfarms and birds: an analysis of the effects of wind farms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. Report T-PVS/Inf (2003) 12, by BirdLife International to the Council of Europe, Bern Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. RSPB/BirdLife in the UK.

Leito, A. 2008: Linnud ja nahkhiired. - Lepingu "Avamere tuuleparkide rajamisega Loode-Eesti rannikumerre kaasnevate keskkonnamõjude hindamine. Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja keskkonainstituut. Aruanne. Tartu. 48 lk.

Leito, A. (koost.) 2009: Sõitjate ja veoste üle Suure Väina veo perspektiivse korraldamise kava koostamine ja keskkonnamõjude strateegiline hindamine. Linnustiku uuring. - Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja keskkonainstituut. Aruanne. Tartu. 119 lk.

Marques, A. T., Batalha, H., Rodrigues, S., Costa, H., Pereira, M. J. R., Fonseca, C., Mascarenhas, M., Bernardino, J. 2014. Understanding bird collisions at wind farms: An updated review on the causes and possible mitigation strategies. Biological Conservation, 179: 40–52.

Masden, E. A., Haydon, D. T., Fox, A. D., Furness, R. W. 2010. Barriers to movement: Modelling energetic costs of avoiding marine wind farms amongst breeding seabirds. Marine Pollution Bulletin 60: 1085–1091.

Masden, E. A., Haydon, D. T., Fox, A. D., Furness, R. W., Bullman, R., & Desholm, M. 2009. Barriers to movement: Impacts of wind farms on migrating birds. ICES Journal of Marine Science 66: 746–753.

Newton, I. 2008. The Migration Ecology of Birds. London.

Newton, I., Little, B. 2009. Assessment of wind-farm and other bird casualties from carcasses found on a Northumbrian beach over an 11-year period. *Bird* Study, 56:58–167.

Northrup, J. M., Wittemyer, G., 2013. Characterising the impacts of emerging energy development on wildlife, with an eye towards mitigation. Ecol. Lett. 16: 112–125.

Pettay, T., Ellermaa, M. 2002. Kevadränne Kablis 2002. aasta kevadel. Linnurada (2): 46-64.

Pettersson, J. 2005. The impact of offshore wind farms on bird life in southern Kalmar Sound, Sweden: a final report based on studies 1999–2003. Report for the Swedish Energy Agency, Lund University, Lund, Sweden

Rusanen, P. 1995. Observations of arctic waterfowl migration from Puhtu, on the western coast of Estonia in May 1992. IWRB Seaduck Research Group Bulletin 5, 14-18.

Toivanen, T., Metsänen, T. ja Lehtiniemi, T. 2014. Lintujen päämuuttoreitit Suomessa .

Veroman, H., Jõgi, A. 1961. Veelindude loendusest Lääne-Eesti meredel 1958. aasta kevadel. Ornitoloogiline kogumik II, lk. 79-93.

II Meretuuleparkide mõju lindude peatumisaladele

1. Rahvusvaheline kogemus avamere tuuleparkide mõjude hindamisel linnustikule ning selle ülekantavus Eesti oludes

Linnustikule tuuleparkide rajamisega kaasnevaid mõjusid jagatakse vastavate juhendmaterjalide ja teaduslike ülevaadete kohaselt enamasti nelja suurde kategooriasse (Langston ja Pullan, 2004; Drewitt ja Langston, 2006; Fox et al, 2006).

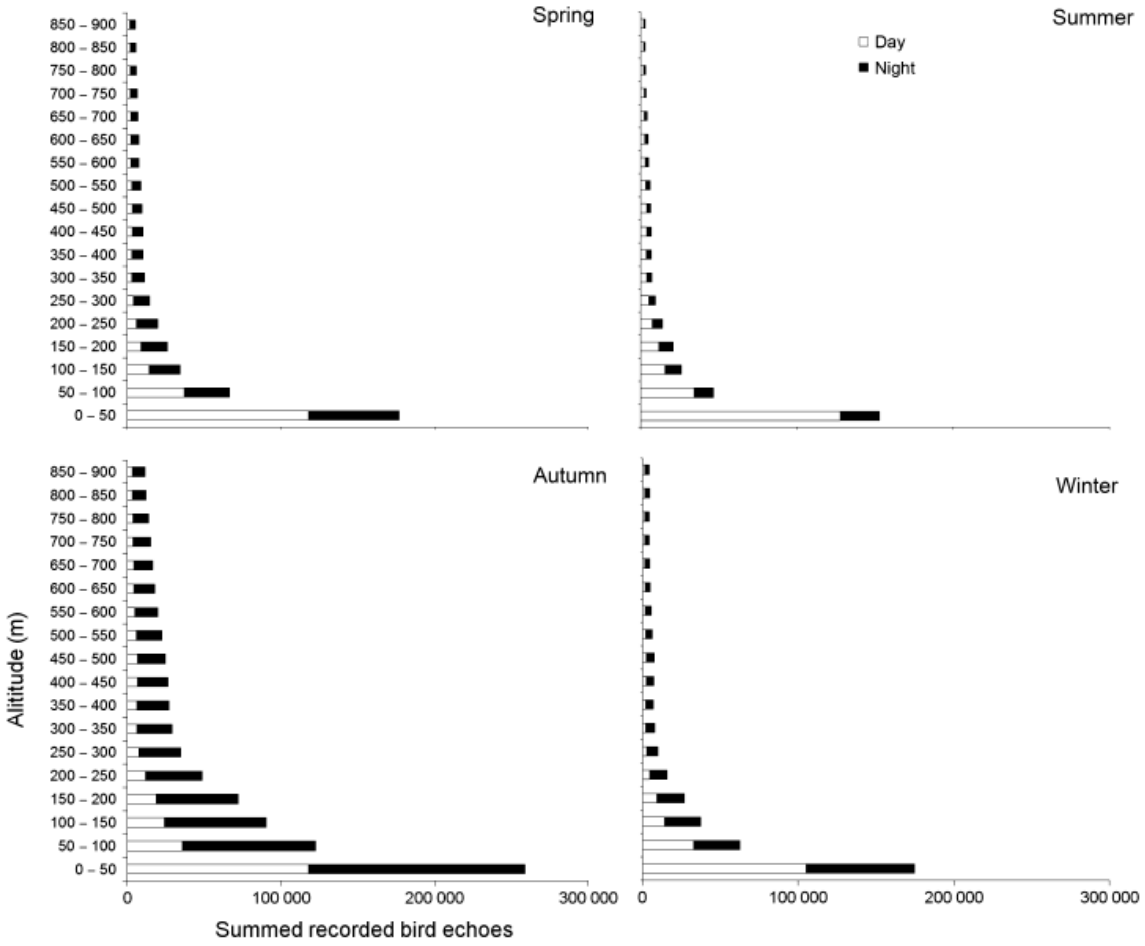
Häiriv ja eemaletõrjuv mõju. 100-200+ m kõrgused meretuulikud koos pöörlevate tiivikutega on lagedatel meremaastikel kontrastsed inimtekkelised superstruktuurid, mis paljusid häirimistundlikke linnuliike sunnivad tuuleparkide alasid vältima. Seda on kinnitanud mitmed tuuleparkide mõjusid hinnanud linnustiku eel- ja järeluuringud (Kahlert et al. 2004; Petersen et al. 2004; Welcker ja Nehls, 2016). Seoses visuaalse või müraga seotud häiringuga võivad kõige tundlikumad liigid hakata vältima mitte üksnes tuulikutega mereala, vaid ka selle ümbruses laiemat häiringutsooni.

Elupaikade hävimine või muutumine. Merekeskkonnas peetakse selle mõju all kõigepealt silmas tuulikute vundamentide ja mastide rajamisega merepõhjas ning veekeskkonnas toimuvaid muutusi, mis võivad mõjutada seda keskkonda kasutavate liikide elutingimusi. Lindude toiduobjektideks olevate liikide elutingimuste ja vastava biomassi muutumine mõjutab ka linnuliikide toitumisvõimalusi. Tuulikute vundamentide rajamisel merepõhja läheb kaduma teatud hulk merepõhja looduslikku elupaika. Taanis tehtud uuringute järgi pole aga kunagi vundamendi jt. tugistruktuuride pindala merepõhjas ületanud 2% kogu tuulepargi pindalast, mistõttu peetakse elupaikade vähenemist lindude seisukohalt tavaliselt väheoluliseks riskiteguriks (Fox ja Desholm, 2006; Brabant, R. et al., 2015). Teisalt võivad aga tuulikute veekogus olevad vundamendi- ja mastiosad tekitada uusi elupaiku, eelkõige kõvale pinnale kinnituvate vetikate, käsijalgsete ja teiste sessiilsete liikide jaoks, aga ka kalaliikidele. Selliste merekeskkonnas uudsete elupaikade ja nendega seotult lisandunud foonist kõrgem bioloogiline mitmekesisus ja bioproduktsioon võivad kohanemisvõimelistele ja madala häirimistundlikkusega liikide jaoks (vt tabel 1-3) luua varasemast soodsamad toitumis- või puhketingimused (Krijgsveld et al. 2011; Danish Environmental Agency, 2013)

Kokkupõrked tuulikutega. Tuulikud koos nende rootorilabadega võivad ulatuda maa/veepinnast ligi 100 ning tulevikumudelid isegi enam kui 200 meetri kõrgusele, mistõttu nende töökõrgus kattub tugevalt lindude aktiivse lennutsooniga nii rändel kui toitudes. Nii on näiteks Põhjamere uurimisplatvormi lindude kevad- ja sügisrände uurimisel leitud, et ligi pool läbirändavates lindudest lendas riskitsoonis ehk kuni 200m kõrgusel merepinnast (Hüppop, jt., 2006). Sarnastele tulemustele on lennukõrguste pikaajalisel mõõtmisel täppisradariga jõutud näiteks ka Hollandi Põhjamerel asuvas Egmond aan Zee tuulepargis, kus ligi 50% lendudest toimus madalamal kui 150 m (joonis 1) (Fin jt., 2015).

Eestis Suure Väina piirkonnas tehtud kevadrände aegsete radarvaatluste ja laserbinokliga mõõdistuste andmetel oli aga vee- ja maalindudest ligi kaks kolmandikku lennukõrgustel riskitsoonis kuni 150m (Leito, 2010).

Joonis 1. Lindude lennukõrguste sagedusjaotus Hollandi Egmond aan Zee tuulepargis



Põhjamerel juuni 2007 kuni mai 2010 läbi viidud lennukõrguste automatiseeritud seirel vertikaalradariga (n= 2,2 M). Joonistel on esitatud lennukõrguste sagedusjaotus aastaaegade ja päeva (valge tulp) ning ööperioodi (must tulp) lõikes (Fin et al., 2015).

Linnud võivad saada vigastusi või hukkuda tuulikutega interaktsioonis kolmel viisil: põrkudes kokku tuuliku masti või turbiiniosaga (eriti kiirelt lendavad liigid nagu pardid, kaurid, alklased jt); saades löögi liikuvatelt või põrgates kokku seisvate tuulikulabadega; sattudes tuulikulabade poolt tekitatud õhupööriste mõjutsooni ja saades seal vigastusi õhupööristest või nende tõttu vastu tuulikut või vett paisatuna. Olemasolevad kogemused nii maismaa- kui meretuuleparkide puhul näitavad, et tavatingimustes päevasel ajal hea nähtavusega suudavad linnud üsna hästi tuulikuid vältida ja kui välja arvata mõned ilmselgelt ebaõnnestunud asukohavalikuga tuulepargid, on kokkupõrgete arv suhteliselt väike (Fox ja Desholm, 2006). Samas lindude massilise esinemise ja läbirände aladel võivad kõrgrajatised ohtlikuks osutuda halbade ilmastikutingimuste ja –nähtavuse perioodil ning öösel. Eriti seostatakse öisel ajal ja udus lindude hukkumist kõrgrajatistega kokku põrgates lennu- ja laevaohutuse eesmärgil kasutatava valgustuse ligimeelitava ja disorienteeriva toime tõttu (Desholm, 2006). Seetõttu on tuuleparkide kavandamisel oluline teada seda ala läbivate lindude hulka, nende lendamiskõrguse jaotust sõltuvalt süstemaatilisest kuuluvusest, ilmastikust, sesoonsusest, ööpäevalisest rütmist jt. tunnustest, mille alusel on võimalik kokkupõrgete riski hinnata ja modelleerida. Kuivõrd kokkupõrgete vältimise üheks leevendusmeetmeks on tuulikute peatamine halva nähtavuse ja aktiivse rändeperioodi kokkulangemise perioodideks, on nii

tuulepargi tootmisvõimsuste kui ka looduskaitseliste mõjude hindamiseks oluline koguda detailset infot selliste riskiperioodide kohta.

Takistus lennu- ja rändeteedel (barjääriefekt). Paljud linnuliigid väldivad tuulepargi aladele sisenemist (vt tabel 1 ja 3). See tähendab, et hea nähtavuse korral need liigid muudavad oma esialgset lennutrajektoori ning mööduvad tuulepargist ringi lennates. Enne ja pärast tuulepargi rajamist tehtud radarvaatlused Taani Nysted'i tuulepargis kinnitavad, et valdav osa rändel olevatest veelindudest vältis tuulepargi läbimist ja möödus sellest külgedelt. Uuringu autorid tõid välja, et keskmiselt tähendas see hahkadele lennutee pikenemist 0,5km võrra (Desholm, 2003), mis liigi rändetee üldpikkust arvestades on suhteliselt tühine suurusjärk, ent samas paljude tuuleparkide ja muude rändetakistuste puhul võib see mõju kumulatiivselt oluliseks osutuda (Desholm, 2009). Juhul, kui tuulepark jääb aga lindude lokaalsetele igapäevase elutegevuse ja ööpäevase aktiivsustsükliga seotud lennuteedele (nt. lennud pesitsus-, toitumis-, puhkamis- ja ööbimispaikade vahel), võib suurema lennumaa ja sellega seotud energia- ja/või ajakulu olla olulise mõjuga (Desholm, 2003).

Erinevate tuuleparkide rajamisega kaasnevad mõjud moodustavad kompleksse ja sageli omavahel põimunud ökoloogiliste seoste ja tagajärgede võrgustiku. Üksnes selle tundmine ja efektide kvantifitseerimine võimaldab paremini hinnata võimalikke mõjusid, nende olulisust linnustikule ja ohutegureid. Tuuleparkide eri mõjuaspektide uurimisel, mõjufaktorite võrdlemisel ja matemaatiliste indeksite abil kaalumisel on hinnatud ja välja selgitatud tuuleparkide suhtes tundlikumat liigid (tabel 1) ning eri liikidele avalduvate eri ohutegurite olulisus ning mõjude määra variatiivsus (tabel 2) (Langston ja Pullan, 2003; Garthe ja Hüpop, 2004; Fox et al., 2006; Furness et al., 2013).

Avameretuuleparkide rajamisel ning nende mõjude hindamisel loodusväärtustele on maailmas eesrinnas Euroopa riigi ja uurijad. Nende enam kui kümne aasta pingsa töö tulemuste kohta hakkab aina enam tulema järelseire tulemusi ning nende alusel ka laiema üldistusvõimega meta-uuringuid. Seetõttu on sama maailmaosa ja kõige üldisemas mõttes sarnase merekeskkonnaga tuuleenergia arendusprojektide mõjude hindamise tulemuste Eestisse ülekantavuse lähtekoht soodne. Käesolevas töös valdavalt kasutamist leidnud Iiri mere, Põhjamere ja Läänemere lääneosa tuuleparkidest on kahtlemata kõige sarnasemad nii liikide koosseisult kui merekeskkonnalt Läänemere ning Põhjamere idaosa alad. Briti saarte ja Põhjamere keskosa piirkonnas esineb merealal ka selliseid liike, keda meil ei esine või on siin juhuslikud (nt. suula ja tormilinnud). Samuti võib osaliselt ka meiega kattuvatel liikidel olla tegemist teise geograafilise asurkonna isenditega, kelle ökoloogia ja käitumine ei pruugi Läänemere liigikaaslastega täielikult kattuda.

Nii rõngastusandmed kui ka satelliitsaatjatega varustatud merelindude andmed on näidanud, et Eesti merealasid kasutavad ja siit läbi rändavad merelindude isendid (kaurid, vaerad, aulid, kajakad, tiirud) talvitavad sageli Taani väinade ja Põhjamere idaosas (www.movebank.org). Kuivõrd samad isendid ja asurkonnad läbivad või koguni viibivad ka vähemalt Taani ja Saksa ning ilmset ka vähemalt Belgia ja

Hollandi rannikumere ja tuuleparkide piirkonnas, siis on võimalik eeldada, et nende reaktsioon ja seal tuvastatud mõjud on üle kanatavad ka Eestiga seotud Läänemere piirkonna konteksti. Oluliseks erinevuseks võib vast pidada, et Eesti rannikul Irbe väinas, Kihnu väinas, Suures väinas ja Põõsaspea-Osmussaare akvatooriumis toimub igal rändeperioodil merelindude superkoondumine rändestardiks Arktilistele pesitsusaladele või tagasi. Nagu näitavad ka vastavad Leedus ja Taanis satelliitsaatjatega varustatud kauride, vaeraste ning aulide andmed, toimub kogu talvitusalal vaid Eesti rannikul nende lindude rände eelne erakordne koondumine väga suurtelt aladelt üsna väikestele stardialadele nimetatud merepiirkondades (www.movebank.org). Sealsetelt lähtealadelt Liivi lahe põhjaosas, Väinameres ja Soome Lahe idaosas toimuvad mass-stardid peatusteta kaugrändeks Läänemere ja Põhja-Jäämere ranniku pesitsusalade vahel. Ajalooliste radaruuringutega on välja selgitatud, et selliste rändestartidega

võivad ühel ööl olla seotud hinnanguliselt kuni pool miljonit lindu (varad ja aulid), kes Eesti rannikult startides tõusevad kõrgustesse 2-4 km, et siis peatusteta kaugrändele suunduda (Jacoby ja Jõgi, 1972; Jacoby, 1983). Selle unikaalse rände-eelse fenomeni ning Eesti madala mereala üldise soodsuse tõttu on meie rannikumeri Läänemerel üheks võtmealaks talvituvatele ja läbirändel peatuvatele punakurk-kauridele, tõmmuvaerale, aulile, väikekajajale jt. liikidele (Skov et al., 2011). Seetõttu on avamere tuuleenergeetika kavandamisel eriti oluline vältida nende rahvusvaheliste vastutusliikide elupaikade ja seisundi halvendamist. Selleks on võimalik lähtuvalt võrreldavale ja meie oludesse ülekanatavale linnustiku mõjude hindamise kogemusele ja meie merelinnustiku leviku ja arvukuse alaste teadmiste rakendamisel kavandada avamere tuuleparke linnukaitseliselt kõige sobivamal moel.

Tabel 1. Uurimistulemuste ning eksperthinnangute alusel meretuuleparkide mõjude suhtes eriti tundlikuks peetavad linnurühmad ja neile oluliste mõjude tüübid Langston ja Pullan, 2003 järgi. Tabelis on esitatud teadaoleva info alusel Eesti avamere aladel esinevad rühmad ja nende ala kasutamise viisid: R – läbiränne, P/T peatumine/toitumine; S- sulgimine; T – talvitumine.

Liigirühm (liigid)	Häirimine/ Eemale-tõrjumine	Liikumis-/rände-takistus	Kokkupõrked tuulikutega	Elupaikade häving /muutumine	Esinemine Eesti merealal
kaurid	+	+	+	+	R, P/T, T
pütid	+		+		R, P/T
kormoran			+		R, P/T
toonekured		+	+		R
luiged, haned, lagled	+	+	+		R
pardid, eriti sukelpardid	+	+	+	+	R, P/T, S, T
haukad, kotkad, pistrikud		+	+		R
kurvitsad		+	+		R
tiirud		+	+		R, P/T
alk ja krüüsel	+		+	+	R, P/T, T
sookurg		+	+		R
värvulised, eriti öörändel		+	+		R

2. Tuulepargid ja nende võimalik mõju lindude toitumisalade kasutamisele

Tuuleparkide rajamisel peetakse sellega kaasnevaid merekeskkonna otseseid füüsilisi mõjutusi ning muutusi suhteliselt tagasihoidlikeks, kuivõrd tuulikumastide ja vundamentide, kaablite ning alajaamadega kaetud merepõhja pindala moodustab vaid mõne protsendi tuulepargi jaoks vajalikust merealast tervikuna (Fox ja Desholm, 2006). Küll aga võib lokaalselt muutuda tuulikute ümbruse lokaalne ökoloogiline olukord kui generaatorimasti veealusele osale ja vundamendile hakkavad kasvama vetikad, veetaimed ning mitmesugused sessiilse iseloomuga selgrootud, eriti limused. Samuti võib selline uus mikroelupaik saada atraktiivseks sigimis- ja elupaigaks mõnedele kalaliikidele. Eriti tugevalt võib selline elustik koloniseerida tuulikute veealused osad tugevalt eutrofeerunud toitaineterikkas ent kõva substraadi nappusega Läänemere kesk-ja lõunasoas (Fox ja Desholm, 2006). Eesti rannikumeres on erinevalt

Läänemere ja Põhjamere piirkonnast talveperioodil esinev jääkate, mis muudab lindude toitumisvõimalused minimaalseks. Tuuleparkide rajamisel koos jääd murdvate konstruktsioonidega võib see muuta jääkatte ajalist ja ruumilist dünaamikat ja tekitada nii lahvandusi kui jääkuhjatisi, mis talveperioodil võivad juurde meelitada talvitavaid veelinde, eelkõige kajakaid. Samas pole seni veel maailmas ühtegi suuremat tuuleparki rajatud regulaarse jääkattega merealadele ning seetõttu pole vastavate efektide mõju teada.

Avameretuuleparkide rajamine on suure töömahuga ja ligikaudu 1-2 aastat vältav protsess, mille käigus viibivad tuulikute püstitamispaigas merel mitmed ehitusega seotud laevad. Nende sõukruvide poolt paisatav veejuga sisaldab sageli veesambast kaasa haaratud toiduobjekte ning merel inimkaaslejatena laevu saatvatele kala-, hõbe-, meri-, naeru- ja tõmmukajakatele mõjub selline tegevus ajutiselt soodsaid toitumisvõimalusi luues ligimeelitavalt (Fox ja Peterson, 2006; Bradbury jt., 2014). Samas on võimalik ja kirjeldatud ka tuulepargi rajamise tegevuse kaudne negatiivne mõju: Ühendkuningriigi rannikumeres tuvastati, et mürarikas tuulikumastide paigaldamine talvisel kalade kudemisperioodil vähendas tunduvalt mitmete heeringaliste seltsi kuuluvate kalaliikide noorjärkude arvukust järgneval perioodil. Kuivõrd need kalad on aga samas piirkonnas asuva väiketiiru põhiliseks toiduobjektiks, siis täheldati järgnenud aastatel tugevat tiirude toitumisefektiivsuse ning sellest tuleneva pesitsusedukuse ja haudepaaride arvu langust (Perrow et al., 2011).

Valdav osa meretuuleparkide linnustikule avalduva mõju hindajaid on jõudnud järeldusele, et otseseid tugevaid negatiivseid keskkonnamuutusi avamere tuuleparkide rajamisel see tegevus ei põhjusta. Tuulikumastide ja vundamentidega seotud elurikkuse lokaalne tõus võib pärast tuulikute rajamist pigem ala atraktiivsust tõsta ning soodustada nendega seotud elustiku väljakujunemist (Fox ja Peterson, 2006; Bradbury jt., 2014). See tähendab, et inimeste ja tehisobjektide suhtes vähese tundlikkusega liikide jaoks (eelkõige kajakad, kormoranid) on tegemist varasemast kõrgema atraktiivsusega toitumisalaga, mille suurenenud bioproduktiivsus meelitab neid seda ala varasemast sagedamini külastama ning toitumisvõimalusi kasutama. Samas on tegemist dünaamilise ning nii ajas, ruumis kui ka liigiti varieeruva protsessiga (Thaxter et al., 2015). Samuti ei ole välistatud, et ebasoodsad mõjud linnustikule võivad avalduda kaudselt läbi toiduvõrgustike nagu see tehti kindlaks Ühendkuningriigis väiketiirude näitel (Perrow et al. 2011). Samuti on tänaste teadmiste ja kogemuste juures veel raske prognoosida, millised on võimalikud pikemaajalised ja eriti kumulatiivsed koosmõjud tuuleparkide arvu olulise suurenemise, inimtegevuse intensiivistumise, merega seotud keskkonna- ja kliimamuutuste, eutrofeerumise, võõrliikide leviku ja paljude muude tegurite suhtes (Leopold et al., 2014).

Samas on lindude paranenud toitumistingimustel tuuleparkides ja nende ligimeelitaval mõjul ka oluline negatiivne külg: sisenemine tuuleparki ja eriti tuuliku vundamentide ümbruses toitumine võib suurendada hukkumisriski tuulikulabadega kokkupõrkel. Merelindude puhul on valdavalt tegu pikaealiste ja aeglaselt sigivate liikidega (nn. k-strateegia), mille populatsioonidemograafias on iga üksikindiviidi kaotus suhteliselt suure väärtusega võrreldes nt. kõrge arvukuse, lühiealise ent kiire sigimisega liikidega (r-strateegia) nagu seda on valdavalt avamerd rändel ületavad värvulised (Desholm, 2009).

Paljude merelindude jaoks on nii avamerel toimuv laevaliiklus (Schwemmer et al., 2011) kui ka inimese poolt merele rajatavate superstruktuuride (tuulepargid, naftaplatvormid jm) müra, visuaalne häiring jms neid sellest mõjupiirkonnast lahkuma sundivaks häirivaks mõjuks. Mõju suurus on eri liikidel erinev ning esineb vastava inimmõju suhtes suurema või väiksema häirimistundlikkusega liike (vt. tabel 2 tulp E) (Garthe ja Hüppop, 2004; Fox ja Peterson, 2006; Schwemmer et al., 2011; Welcker ja Nehls, 2016).

Kui teatud soodsa toitumisala vms ökoloogilises tsüklis olulise elemendi lõikes toimub häirimistundlike linnuliikide alaline või pikaajaline väljatõrjumine nende eelistatud elupaigast, siis käsitletakse seda kui võimalikku olulise negatiivse mõjuga kaudsetel põhjustel toimivat

antropogeenset mõjufaktorit. See avaldub kasutuseks sobiva või kättesaadava elupaiga hulga vähenemises, mis võib teatud olukordades avaldada nii piirkondlikele kui ka suurematele linnuasurkondadele ökoloogiliselt ja looduskaitseliselt olulist negatiivset mõju (Drewitt ja Langston, 2006; Leopold et al., 2014). Vastavatest linde eemale tõrjuvatest ning juurde meelitavatest efektidest antakse üksikasjalisem ülevaade järgmises peatükis.

Kokkuvõtvalt on oluline nii avamerel läbirändavate kui ka toituvate liikide puhul arvesse võtta mitte üksnes liigi või liigirühma osas üksikuid võimalikke tuuleparkide mõjuaspekte, vaid hinnata erinevate faktorite alusel terviklikult liigi tundlikkust või vähetundlikkust ning potentsiaalset ohustatust või mitteohustatust tuuleparkidega seoses nii nende üksikmõjus kui kumulatiivselt teiste tuuleparkide ning muude inimtegevuse mõjudega (Leopold et al., 2014). Vastavate eri faktorite koosmõju ning tundlikkuse summaarsed koondhinnangud on koostatud Euroopas Põhjamere ja Läänemere suudmepiirkonna mereliikide osas (Garthe ja Hüppop, 2004; Furness et al., 2013; Bradbury, 2014). Käesolevas töös on liikide tundlikkuse osas toodud andmed esimesest tööst, mis käsitleb nii Läänemere kui Põhjamere idaosa alasid ja vastavaid liike ja arvestab nende regionaalse asurkonna ja selle kaitseväärtusega (Garthe ja Hüppop, 2004). Kaks viimastena viidatud allikat on algse meetodi edasiarendus ning hindavad merelindude tundlikkust tuuleparkide suhtes Suurbritannia merealade kontekstis, mistõttu on need Kesk-Läänemere osa kohta üldistuste tegemiseks vähem sobivad. Vaatamata väikestele erinevustele nende tööde detailides, metoodikas ning käsitletud alades ja populatsioonides osutusid igas hindamises kõige tundlikumaks liigirühmaks kaurid, kellele erinevates uuringutes eri järjestusega järgnesid põhjatoidulised sukelpardid vaerad, aul ja merivart. (Garthe ja Hüppop, 2004; Furness et al., 2013; Bradbury, 2014).

Tabel 2. Merelindude summaarne tundlikkus meretuuleparkidega seotud mõjudele lähtuvalt nende erinevatest tundlikkust määravatest ökoloogilistest ja looduskaitselistest komponentidest Põhjamere ja Läänemere piirkonnas Garthe ja Hüppop, 2004 järgi. Tabelist on eemaldatud Eesti merealadel juhuslikult esinevad liigid (nt. suula, tormilinnud jt) ning lisatud on meil oluline liik aul. Auli tundlikkuse koondindeksi leidmiseks kasutati viidatud autorite töös kasutatud metoodikat ning indeksi väärtus arvutati seal esitatud valemi* alusel.

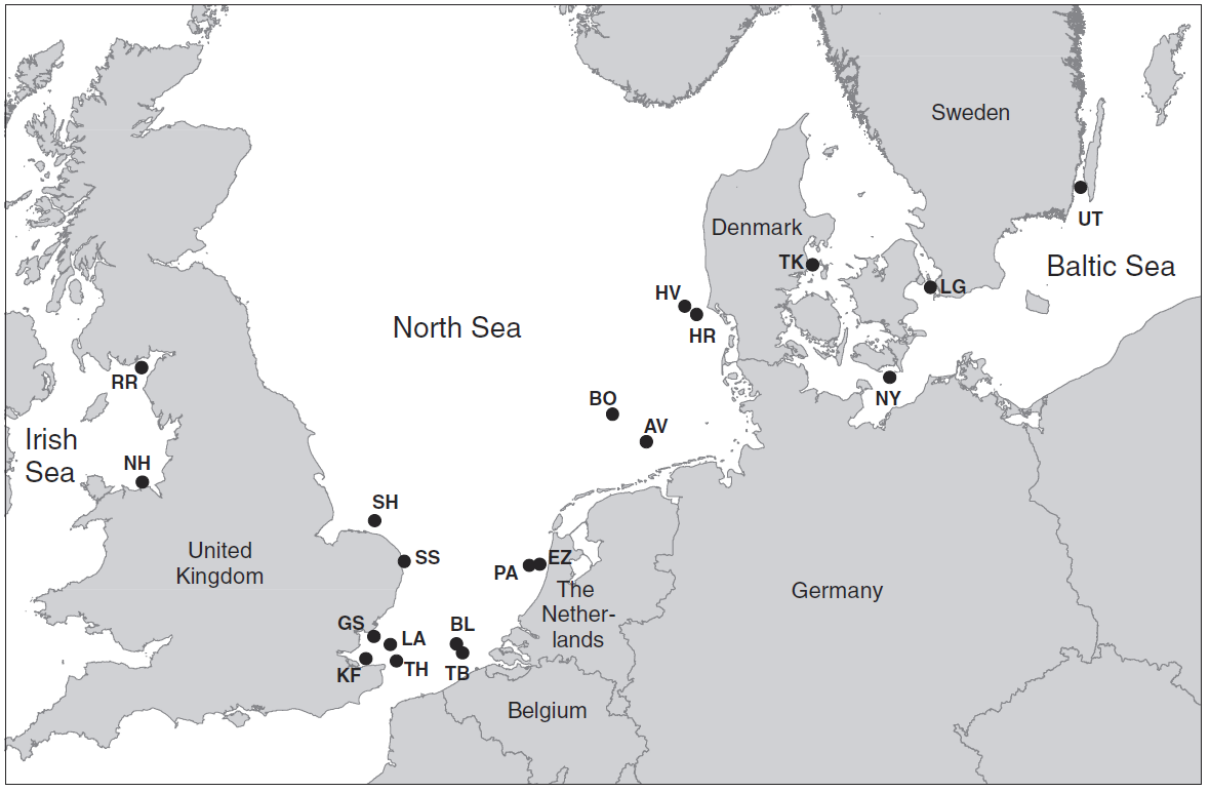
LIIK	Manöövrdus-võime lennul	lennukõrgus	Lennu osakaal ajabilansis	Öine lennuaktiivsus	Häirimis-tundlikkus	Elupaigavaliku paindlikkus	Biogeograafilise asurkonna suurus	Vanalindude suremusmäär	Kaitsestaatus ja ohustatus	Tundlikkuse koondindeks
	A	B	C	D	E	F	G	H	i	SSI*
järvekaur	5	2	3	1	4	4	4	3	5	44,0
punakurk-kaur	5	2	2	1	4	4	5	3	5	43,3
aul	3	1	2	3	4	5	4	3	5	40,5
tõmmuvaeras	3	1	2	3	5	4	3	2	3	27,0
tutt-tiir	1	3	5	1	2	3	4	3	1	25,0
kormoran	4	1	4	1	4	3	4	3	1	23,3
hahk	4	1	2	3	3	4	2	4	1	20,4
tuttpütt	4	2	3	2	3	4	4	1	1	19,3
hallpõsk-pütt	4	2	1	1	3	5	5	1	1	18,7
merikajakas	2	3	2	4	2	2	4	5	2	18,3
mustviires	1	1	4	1	2	3	4	4	4	17,5
mustvaeras	3	1	2	3	5	4	2	2	1	16,9
alk	4	1	1	1	3	3	2	5	2	15,8
jõgitiir	1	2	5	1	2	3	3	4	1	15,0
tõmmukajakas	1	4	2	3	2	1	4	5	2	13,8
randtiir	1	1	5	1	2	3	3	4	1	13,3
väikekajakas	1	1	3	2	1	3	5	2	4	12,8
krüüsel	4	1	1	2	3	3	1	4	1	12,0
kalakajakas	1	3	2	3	2	2	2	2	4	12,0
hõbekajakas	2	4	2	3	2	1	2	5	1	11,0
söödikänn	1	3	5	1	1	2	4	3	1	10,0
naerukajakas	1	5	1	2	2	2	1	3	1	7,5

*

$$\mathrm{SSI} = \frac{(a+b+c+d)}{4} \times \frac{(e+f)}{2} \times \frac{(g+h+i)}{3}$$

3. Lindude toitumiskäitumise muutused tuuleparkide rajamisel

Vastavalt tundlikkuse prognoosimise mudelites üldiselt eeldatule ja mitmetes rajatud tuuleparkides läbi viidud seirele on kindlaks tehtud eri linnuliikide ulatuslik erinevus käitumuslikus reaktsioonis. Hiljuti valminud meta-analüüs võimaldab hinnata lindude käitumuslikke reaktsioone Põhja- ja Läänemere 20 tuulepargi põhjal (joonis 2) (Dierschke et al., 2016)



Joonis 2. Euroopas olulisemad avamere tuulepargid, mille rajamise ja järelseire uuringute põhjal on koostatud meta-analüüs lindude tuuleparkidest eemalehoidva või juurdemeelitava käitumismustri hindamiseks. Kaardil lühenditena esitatud tuuleparkide nimed: Suurbritannia: RR - Robin Rigg, NH - North Hoyle, SH - Sheringham Shoal, SS - Scroby Sands, GS -Gunfleet Sands, KF - Kentish Flats, LA - London Array, TH - Thanet; Belgia BL - Bligh Bank, TB - Thorntonbank; Holland: PA - Prinses Amalia, EZ - Egmond aan Zee; Saksamaa: BO - BARD Offshore 1, AV - Alpha ventus;Taani : HR - Horns Rev 1, HV - Horns Rev 2, TK - Tunø Knob, NY - Nysted; Rootsi: LG - Lillgrund, UT - Utgrunden. (Dierschke et al., 2016)

Lähtuvalt nimetatud uuringus analüüsitud teaduskirjandusele ning tuuleparkide mõjude seire uuringutele on selle autorid merelindude reaktsiooni osas tuuleparkidele eristanud kokku viis käitumismustri tüüpi tugevast tuuleparkide vältimisest kuni neutraalse ja tugeva juurdemeelitava efektini (tabel 3) (Dierschke, et a.l, 2016). Vastavavad käitumuslikud tüübid jaotati ning defineeriti vastavalt tabelis 3 esitatud kriteeriumitele.

Tabel 3. Merelindude käitumismustrite tüübid tuuleparkide suhtes lähtuvalt käitumise ja asustustiheduse muutusest (Dierschke et al., 2016).

Kood	Kriteerium	1 Tugev vältimine	2 Mõningane vältimine	3 Neutraalne	4 Mõningane ligitõmme	5 Tugev ligitõmme
A	Stat. olulise arvukuse muutuste korral	Vähenemine >50%	Vähenemine < 50%	Arvukuse muutused paralleelsed tuulepargi sees ja kontrollalal	Suurenemine <50%	Suurenemine >50%
B	Stat. mitteoluline arvukuse muutuse korral	Vähenemine >80%	Vähenemine > 50%	Muutus < 50%	Suurenemine >50%	Suurenemine >80%
C	Mõju ulatuse distants	Statistiliselt oluline vältimine > 2km	Statistiliselt mitteoluline vältimine > 2km		Statistiliselt mitteoluline ala kasutuse tõus >2km tsoonis	Statistiliselt oluline ala kasutusetõus >2km tsoonis
D	Modelleeritud esinemis-tiheduse muster tuulepargis	Kaardipilt ja esinemistihedus e mudel näitab stat. olulist tühikut levikumustris tuulepargi alal	Kaardipilt näitab olulist tühikut esinemismustris tuulepargi alal	Kaardipildist ei tuvastu levikutühikut tuulepargi alal	Kaardipildi alusel on ilmne leviku kontsentratsioon tuuleapargis tuvastatav	Kaardipilt ja esinemistihedus e mudel näitab stat. olulist kontsentratsiooni tuulepargi alal
E	Üldine esinemine	Täielik ala hülgamine, mis enne oli kõrge asustustiheduse ga	Peaaegu täielik ala hülgamine, mis enne oli keskmise või madala asustustiheduse ga	Sage esinemine tuulepargis		Arvukas esinemine tuulepargis alal kus enne haruldane või puudus
F	Käitumine lennul tuuleapargi servas	tuuleaparki sisenemise vältimine 50-100%	Ilmne ja oluline tuuleparki sisenemise vältimine	Ei ilmne tuulepargi alale sisenemise vältimist		
G	Muutus kontroll-alal	Statistiliselt oluliselt kõrgem asustustihedus kontroll-alal		Muutusi pole	Statistiliselt oluliselt madalam asustustihedus kontroll-alal	
H	Tuulepargis arvukuse muutuse põhjus			Arvukuse muutus tõendatult või tõenäoliselt pole seotud tuulepargi enda mõjuga		
I	Üldised tulemused			Vaatamata uuringule vältimise/ligitõmbe kriteeriumeid ei täiedetud		
J	Tulemuste vastuolulisus			Samas tuulepargis tehtud eri uuringud vastukäivate tulemustega		

Vastavate kriteeriumite ning erinevate tuuleparkide puhul avaldunud mõjude ja käitumismustrite koondamisel on võimalik teha olulisemate liikide osas käitumismustrite üldistusi (tabel 4).

Tabel 4. Merelindude reaktsioon 20 töötavale Euroopa avameretuulepargile, kus on saadaval nende rajamise eel- ja järelseire uuringute andmestik. Tuulepargid on tabelis loendatud läänest ida suunas ning nende asukohad on kajastatud joonisel 1. Tabelis esinevad numbrid ja värvikoodid iseloomustavad vastavatele liikidele omistatud käitumislikku klassi tugevast vältimisest (punane) kuni tugeva ligitõmbeni (tumeroheline) ning tähtede koodid iseloomustavad vastavalt tabelis 3 esitatud hinnangu kriteeriumeid. Teises tulbas on toodud käitumisreaktsiooni aritmeetiline keskmine ja vastav iseloomustav värvikood. Keskmist ei arvutatud liikidele, kelle kohta oli andmeid vähem kui kolmest tuulepargist. Punakurk- ja järvekauri ning jõgi- ja randtiiru kohta on toodud väärtused liigirühma keskmisena, kuna need liigid on lähedased ja looduses raskesti eristatavad. Merepiirkondade koodid: IM –Iiri meri, PM- Põhjameri, LM – Läänemeri. (Dierschke et al., 2016).

Tuulepargi Nimetus	Keskmine	Robin Rigg	North Hoyle	Kentish Flats	London array	Thanet	Gunfleet Sands	Scroby Sands	Sheringham Shoa	Bligh Bank	Thorntonbank:	Prinsess Amalia	Egmond aan Zee	BARD Offshore 1	Alpha ventus	Horns Rev 2	Horns Rev 1	TunøKnob	Nysted	Lillgrund	Utgrunden
Riik		UK	UK	UK	UK	UK	UK	UK	UK	BE	BE	NL	NL	DE	DE	DK	DK	DK	DK	SE	SE
Mereala		IM	IM	PM	PM	PM	PM	PM	PM	PM	PM	PM	PM	PM	PM	PM	PM	LM	LM	LM	LM
Hahk	3,0												+					3.bh	3.bh	3.e	+
Aul	2,0																		1.ac	2.de	3.b
Mustvaeras	2,3	+	+	+			-						-			2.d	3.ehj	3.bh	1.cd		+
Tõmmuvaeras								-								2.d	-				
Rohukoskel																			5.cd	3.bh	+
Tuttpütt				+			1.be						1.d								
Hallpõsk-pütt																			2.d		
Punakurk-kaur	1,3	+	2.d	2.cd	1.d	1.d	1.be						+								
Järvekaur			-	2.d		-															
Järve/punakurk Kaur	1,1		1.b	1.bd		1.ad						-	1.d		1.acd	1.cd	1.cd		2.cd		
Jää-tormilind	1,8		+	-		+				1.b	-	2.d	2.d	2.g	+						
Põhja-tormilind		+	2.d																		
Suula	1,4	1.b	2.d	+		3.ad	-		1.acd	1.a	1.d	1.df		2.af	1.f	1.cd					
Kormoran	4,1	5.ad	5.be	3.b		-						5.de	5.de		-		+	+	3.i	3.bh	
karikormoran			4.b							+	+		+				+				
Söödikänn				-									+		+		+				
Laisaba-änn													+								
Suuränn										-			+		+						
Põhjalunn										+											

Alk	2,0	2.b	3.d			2.a d				1.a	2.b	1.d	3.b		+						
Lõunatirk	2,0	3.b d	5.a	+		3.a d	1.a d			1.a d	1a	1.d	2.a d	2.g	1.d		+				
Krüüsel/alk															1.a c	2.d	2.d				
Kaljukajakas	2,7	5.b	3.d	+		3.a	4.b			3.b	1.b	2	3.b		2.a f	1.f	3.b				
Väikekajakas	2,1			-						3.b	1.a	1.d	3.b		1.a d	3.i	3.j		+		
Naerukajakas	3,7			+		+	5.b					-	3.b		3.b		+		+		
Kalakajakas	3,5		3.b	+		3.a d	5.b			5.e	3.b	3.b d	3.b d		3.b f		+		+		
Merikajakas	3,7	5.b		+		3.a d	2.b			5.a	5.a	3.b d	3.b d		5.a	3.d	4.d		3.b		
Hõbekajakas	3,5	5.b	3.i	+		3.a d	5.a			5.a d	3.c	3.b d	3.b d		3.b	+	3.b		3.b	3.b h	
Tõmmukajakas	3,3		+	+		3.a d	3.b			5.a	3.c	3.d h	3.d eh		3.j		+		+		
Väiketiir								3.i									+				
Tutt-tiir	2,2		+	1.f					2.f	+	+	3.b	3.b		1.a		3.d f		+		
Randtiir																	+		+		
Jõgi/randtiir	2,5											-	2.a		3.j		3.b				

Selle meta-analüüsi tulemuste põhjal on võimalik eristada lindude käitumismustrite tüüpidele vastavaid rühmi, sest erinevate tuulepargialade lõikes on enamikul juhtudel liikide ja enamasti ka lähedaste liikide käitumuslik reaktsioon sarnane. Vastavalt sellele on eeltoodud andmete põhjal tabelis 5 esitatud kõige eemale tõrjutumad ja juurde meelitatumad liigid Euroopa merealade tuuleparkides. Tabelist 4 selgub ka mõnede liikide juures trend, et kui Suurbritannia ranniku tuuleparkides on efekt neutraalne või juurde meelitav, siis Põhjamere idaosas ja Läänemeres on samade liikide reaktsioon tuuleparke vältiv või neutraalne (lõunatirk, kaljukajakas, kala-, meri-, hõbekajakas). On võimalik, et see on seotud erinevate alampopulatsioonide erineva käitumismustriga ning sellisel juhul on Eesti jaoks põhjust eeldada sama või sarnast käitumist meile geograafiliselt lähemate alade asurkondade osas.

Tabel 5. Liigid, mille osas tuvastati tabelis 4 toodud meta-uuringu tulemuste põhjal käitumuslik reaktsioon tuuleparkidele ja nende looduskaitseline staatus (Dierschke et al, 2016,) ning Eesti merealade rahvusvaheline olulisus lähtuvalt meie merealadel peatuvate, läbirändavate või pesitsevate lindude osakaalust (Luigujõe, 2016).

	liigid	Rahvusvaheline looduskaitseline staatus	Olulisus Eestis
Väljatõrjumine	Aul	Ohustatud	Väga oluline
	Mustvaeras	Ohualdis	Oluline
	Tõmmuvaeras	Ohustatud	Väga oluline
	Tuttpütt	Soodne	Mõningane olulisus
	Punakurk-kaur	Ohustatud	Väga oluline
	Järvekaur	Ohustatud	Väga oluline
	Alk	Soodne	Mõningane olulisus
	Lõunatirk	Soodne	Väheoluline
	Väikekajakas	Ohualdis	Väga oluline
	Tutt-tiir	Ohustatud	Väga oluline

Neutraalne	Hahk	Ohualdis	Oluline
	Jõgitiir	Soodne	Oluline
	Randtiir	Soodne	Oluline
Juurdemeelitamine	Rohukoskel	Ohualdis	Oluline
	Kormoran	Soodne	Oluline
	Naerukajakas	Soodne	Oluline
	Kalakajakas	Soodne	Oluline
	Merikajakas	Soodne	Oluline
	Hõbekajakas	Soodne	Oluline
	Tõmmukajakas	ohualdis	Oluline

Juurdemeelitamise põhjused on eelkõige seotud täiendavate või paranenud toitumisoludega tuuleparkides võrreldes nendele eelnenud oludega. Nii on Taani ja Hollandi avameretuuleparkides ja mujal täheldatud ka kalatoiduliste kajakaliste arvukuse suurenemist võrreldes tuuleparkide rajamisele eelnenuga. See on ühelt poolt seotud paranenud toitumistingimustega, aga teisalt kasutavad kajakad tuulikute turbiine ka istepaikadena. Samuti on neile atraktiivne tuuleparki teenindavate meresõidukite saatmine viimaste poolt üleskeeratavate toiduobjektide jahtimiseks (Fox ja Desholm, 2006; Krijgsveld, 2011 ja 2014; Brabant et al., 2015). Sellise kajaklaste ligimeelitava käitumise puhul tähendab see omakorda, et nende liikide lennukõrgus ja saagijahil tehtav aeglane purilend toitumisalal muudab nad üheks kõige suurema tuulikulabadega kokkupõrkesagedusega liigirühmaks, kelle jaoks võib Euroopa merealadel toimuv ulatuslik tuuleparkide rajamine muutuda kumuleeruvalt populatsioonile oluliseks negatiivseks mõjuks (Brabant et al., 2015). Kormorane, kes on väga efektiivsed kalastajad ent vajavad soodsate toitumispaikade lähistel istumispaiku märgunud sulestiku kuivatamiseks, on sageli kohatud ka puhkamas tuulikute konstruktsioonidel või generaatoril. Uute peatumisvõimaluste teke avamerel muudab koos täieneva kalastikuga tuulepargi alad ilmselt kormoranidele atraktiivseks nimetatud tegurite koosmõjul (Krijgsveld et al., 2011; Dierschke et al., 2016).

Lindude sisenemine tuuleparkidesse ja eriti tuulikute vahetusse ümbrusse on oluliselt sõltuv ka sellest, kas tuulikute labad seisvad või pöörlevad. Viimasel juhul on uuringutes täheldatud lindude poolt suuremat tuuleparkide vältimist (Petersen et al., 2006; Dierschke et al., 2016). Egmond aan Zee tuulepargi puhul kasvas seisvate turbiinilabade korral tuuleparki sisenevate või läbi lendavate lindude arvukus lausa kolmekordselt (Krijgsveld et al., 2011).

Mõningatel liikidele ja tuuleparkides on ka täheldatud lindude käitumusliku reaktsiooni muutumist ja kohanemist aja jooksul. Nii on Taani Horns Rev ja Nystedi tuuleparkide järelseires leitud, et 5-7 aastat peale nende rajamist on algselt peale tuulikute rajamist eemale tõrjutud mustvaeraste arvukus taastunud, ületades isegi varasemat arvukuse taset selles piirkonnas. Kuivõrd mereelustiku seire näitas, et selleks ajaks olid tuulikute veelaused osad tihedalt kattunud sinna kinnituvate karpidega, siis seostati sellise uue ja atraktiivse toidubaasi tekkimist lindude häirimismõju vähenemist soodustava tegurina. Samas lähedasel liigil tõmmuvaeral ning samuti põhjatoidulisel aulil ning kalatoidulistel punakurk- ja järvekauril sellist kohanemist ja käitumise muutumist 5 aastat peale tuulepargi rajamist ei täheldatud (Danish Environmental Agency, 2013).

Paljudest uuringutest ja nende tulemusi koondavast meta-analüüsist järeldub, et rea inimpelglike ja häirimistundlike mereliikide jaoks on avamerele püstitatud kõrged ja pöörlevate labadega tuulikud oluline häirimisfaktor. Lisaks otsese tuulepargialale on eel- ja järelseirega tuvastatud, et vastavad liigid võivad olla täielikult või osaliselt tõrjutud mitme kilomeetrise ulatusega tsoonis tuuleparki ümbritsevalt merealaltki (Dierschke et al., 2016; Welcker ja Nehls, 2016). Väljatõrjuva efekti olulisust ja ulatusraadiust on eri tuuleparkide lõikes kokkuvõtvalt võrreldud tabelis 6.

Tabel 6. Häirimistundlike linnuliikide tuulepargist eemalehoidmise käitumusliku reaktsiooni ulatusraadius Euroopa meretuuleparkides Welcker ja Nehls, 2016 järgi (tabelis lisatud ka algviited), täiendatud auli ja mustvaera osas. Tabelis on välja toodud vaid need liigid ja uuringualad, mille puhul usaldusväärselt tuvastati või hinnati vastav eemalehoidev reaktsioon ja selle ulatus.

Liik/liigirühm	Tuulepargi eemaletõrjuva mõju ulatus (kaugus viimasest tuulikust)	Tuulepargi nimetus	Mere-piirkond ja Riik	Allikas
Aul	2-4* km	Nysted	Läänemeri W/ Taani	Petersen et al. (2006)
Mustvaeras	1 km	Horns Rev I	Põhjameri E/ Taani	Petersen et al. (2014)
	4 km	Nysted	Läänemeri W/ Taani	Petersen et al. (2006)
Järve- ja punakurk-kaur	1,5 km	Alpha ventus	Põhjameri E /Saksamaa	Welcker ja Nehls, (2016)
	2-6 km	Lincs	Põhjameri W/ UK	Webb et al. (2015)
	1 km	Kentish Flats	Põhjameri W / UK	Percival (2014)
	5-6 km	Horns Rev II	Põhjameri E/ Taani	Petersen et al. (2014)
	2+ km*	Horns Rev I / Nysted	Põhjameri E; Läänemrei W/ Taani	Petersen et al. (2006), Petersen & Fox (2007)
Suula	3 km	Thorntonbank / Bligh Bank	Põhjameri W/Holland/ Belgia	Vanermen et al. (2013, 2015)
Väikekajakas	1,5 km	Alpha ventus	Põhjameri/ Saksamaa	Welcker ja Nehls, (2016)
Tiirud (Sterna sp)	1,5 km	Alpha ventus	Põhjameri/ Saksamaa	Welcker ja Nehls, (2016)
Alkalsed (alk ja lõunatirk)	2,5 km	Alpha ventus	Põhjameri/ Saksamaa	Welcker ja Nehls, (2016)
	4 km	Lincs	Põhjameri W/ UK	Webb et al. (2015)
	3 km	Bligh Bank	Põhjameri W/Belgia	Vanermen et al. (2015)
	2 km	Horns Rev I	Põhjameri E/ Taani	Petersen et al. (2006), Petersen & Fox (2007)

* - 0 - 2 km tsoon täielik väljatõrjumine; 2 - 4 km tugev väljatõrjumine.

** - häiringu mõjuala oli ka kaugemal kui 2 km, kuid kaugemat ala seirel ei vaadeldud.

Kuivõrd tundlikele liikidele on väljatõrjumisala raadius oluliselt suurem kui tuulepark, siis on tähtis et tuulepargid ning eriti nende suuremad kogumid ei oleks paigutatud vastavate tundlike ja ohustatud liikide (kaurid, vaerad, aul jt.) jaoks olulistele toitealadele (eelkõige meremadalikud, suurte jõgede lehtersuudmed, väinad ja lahed, mandrilava veealused astangud või nõlvad). Praegusel ajal on eriti Põhjameres intensiivse ja ulatusliku tuuleparkide rajamise kumulatiivsed mõjud loodusele ja linnustikule alles uurimisel ja esimesed tulemused selgumas (Dierschke et al., 2016). On avaldatud arvamust, et just ohustatud ja ühele kõige häirimistundlikumale liigile punakurk-kaurile võib Põhjamerre eri riikide territoriaalvetesse plaanitavate tuuleparkide täismahus rajamine avaldada juba liigi populatsioonile olulist negatiivset mõju eraldiseisva keskkonnafaktorina (Dierschke et al., 2016). Samalaadselt punakurk-kauriga on ka auli arvukuses Läänemerel kui talvitumise põhiareaalis toimunud järsk langus (Skov et al., 2011). Senine kogemus Läänemere lääneosast näitab, et neil on sarnaselt kauridega suur häirimistundlikkus ja mõjuraadius ning nad ei kohane sarnaselt mustvaeraga uusi toitumisvõimalusi kasutama (Danish Environmental Agency, 2013). Seetõttu võib prognoosida, et sellele üsna kitsalt levinud ja meremadalike põhjaelustikust toituvale liigile oleks ulatuslik tuuleparkide rajamine liigile olulisteks toite- ja peatuspaikadeks olevatele merealatele Läänemeres populatsiooni oluliselt ohustavaks teguriks (Fox et al.,2015). Tabelis 6 esitatud andmete alusel võib piisava kindlusega väita, et Eesti kontekstis tundlike ja kaitsekorralduslikult oluliste liikide toitumise ja peatumise võtmealade puhul peab tuulepargi ja lindude jaoks olulise mereala vahele jääma vähemalt 5-6 km laiune puhvervöönd.

4. Tuulegeneraatorite ning tuulepargi konfiguratsiooni parameetrite seos linnustikumõjudega

Kõige olulisemaks avamere tuuleparkide linnustiku mõju vältimise või minimeerimise võimaluseks peatuvate ja toituvate lindude jaoks peetakse hoolikat asukohavalikut ja tuulepargi paigutamist eemale toitumise, peatumise, pesitsemise või rändega seotud olulistelt koondumisaladelt ja liikumisteedelt. Lisaks sellele on tähtis ka tuulepargi ruumiline paigutus ja tuulikute mõõtmed (Krijgsveld, 2014). Üldiseks soovituseks on, et **tuulepargis peaksid tuulikud olema paigutatud korrapäraste ridadena selliselt, et tuulikute ridade vahel moodustuvad lindude jaoks olulistes lennusuundades liikumiskoridorid** (valdavad rändesuunad kevad- ja sügisrändel ning liikumised oluliste peatus- ja toitumispaikade vahel). Sellise korrapärase ja soodsalt orienteeritud konfiguratsiooni puhul on lindudel lihtsam ja tõenäolisem leida ohutu teekond läbi tuulepargi, eriti kui samal ajal turbiinide labad seisavad. Samuti on suurema tuulikute ja tuulikuridade vahekaugusega paigutusel oluliselt soodustav roll tuulepargi läbimisel ja ohutusel lindudele kokkupõrgete vältimise kontekstis. Üldiselt vastab sellele soovitusele kaasajal avamerel suure võimsusega tuuleparkides tavaks olev tuulikute vahekaugus ligikaudu 1km, kuigi näiteks kaurid ja aulid võivad ka sellise vahekaugusega parkidest läbilendamist vältida (Leopold et al., 2014), Kuigi vastavaid süstemaatilisi ega eksperimentaalseid uuringuid avamere tuuleparkide konfiguratsiooni mõjust senini tehtud ei ole, näitavad radar- ja visuaalseire kogemused lindude suuremat tuuleparki sisenemise sagedusest korrapäraste ja hajutatult paigutatud tuuleparkide korral (Krijgsveld et al., 2011). Samas on rõhutatud ka asjaolu, et juhul kui lähestikku on mitmeid tuuleparke või läbi ühe suurema kulgeb oluline lindude lennukoridor, siis on vaja säilitada olulistes lennusuundades läbipääsukoridorid, mis vastavad antud piirkonnas oluliseks olevate võtmeliikide häiringutundlikkusele. (Leopold et al., 2014).

Üldise põhimõttena tuleks **paljude väiksema võimsusega tuulegeneraatoreite asemel eelistada väiksemat arvu suurema võimsusega generaatoreid.** Kuivõrd aga avamerel on

tuuleparkide rajamine väga kulukas, siis kujuneb kaasajal tehnoloogia arengu piiril olevate suurte mõõtmete ja võimsusega ning aeglaselt pöörlevate tuulikute valik välja enamasti ka majanduslikest kaalutlustest lähtuvalt. Samas võib tuulikute vahekauguse suurendamine omakorda vähendada elupaiga kättesaadavust tundlikele liikidele, kes tuuleparki sisenemist väldivad. Seetõttu soovitatakse mõningatel erijuhtudel sama arv tuulikuid paigutada maksimaalse tihedusega, et elupaigakadu oleks neile liikidele väiksem (Krijgsveld 2014, Leopold, et al. 2014). See on siiski äärmuslik võte ning eelkõige tuleb tuulepargid rajada linnustiku jm. elusloodusse jaoks kõige väiksema negatiivse mõjuga aladele.

Tuulikutüübi valikul on oluline kasutada võimalikult aeglaselt pöörlevate tiivikutega mudeleid. Aeglaselt liikuvad tiivikulabad on kergemini märgatavad vähese "liikumisudu" efekti tõttu ning lindudel on ka tiivikulabade eest tõenäolisem hoiduda või kõrvale põigata ka rootori töötsoonist läbi lendamisel. Praegu on enamik kaasaegseid avamerel kasutatavaid tuulegeneraatoreid suure võimsusega ja pöörlemiskiirusega 6-10 p/min (Gartman et al., 2016). Võimsamate ehk suurema tööraadiusega turbiinide puhul aga kasvab nende labade pöörlemisega seotud riskiala ulatus. Teiseks oluliseks probleemiks võib osutuda see, kui labade minimaalne töökõrgus merepinnast on madalamal kui merekohal toitelende tegevate ning tuuleparke külastavate lindude tavapärane lennukõrgus. Nii on toitelende tegevate liikide (kajakad, tiirud, ännid, suulad) lennukõrguste sagedusjaotust gps-satelliitsaatjatega ning seireradariga mõõtnud uurijad jõudnud järeldusele, et juba mõnemeetrine erinevus tuuliku töötsooni kõrguses võib tähendada oluliselt suuremat või väiksemat kattumist kohalike merelindude eelistatud lennukõrgusega (Krijgsveld et al., 2011; Cleasby et al., 2015). Seetõttu on näiteks Suurbritannia rannikule kavandatavas tuulepargis tehtud lennukõrguste sagedusjaotuste põhjal ettepanek tõsta tuulikutelabade minimaalne töökõrgus algselt kavandatud 22 meetrilt 30 meetrini, et oluliselt vähendada hukkumisriski (Cleasby et al., 2015). Arvestades, et valdav osa kala- ja põhjatoidulistest lindudest eelistavad lennata toitumiskohti vahetades kuni 30 meetri kõrgusel merepinnast (Krijgsveld et al., 2011; Cook, et al., 2012), on **soovitatav tuulikulabade töötsoon tõsta vähemalt 30-35 m kõrgusele merepinnast.** Samas võivad lindudele olulised lennuteed asuda ka suurematel kõrgustel. See tuleb välja selgitada tuulepargi rajamise eeluuringutega.

5. Rahvusvaheliselt kasutatavad leevendusmeetmed ning nende rakendatavus Eestis

Avameretuuleparkide asukohavaliku, rajamise ettevalmistamise ja nende töötamise aegsete järelemõjude hindamisel on eriti Euroopas kogemused viimastel aastatel üsna oluliselt täienenud. Viimasel ajal on avaldatud teadustöid, kus lisaks looduskaitseliselt parima asukoha väljaselgitamise tähtsuse rõhutamisele on esitatud ka prognoose tuuleparkide kumuleeruvate mõjude olulise negatiivse mõju avaldumise tõenäosusest populatsiooni tasemel kõige tundlikumatele liikidele (nt. punakurk-kaur) juhul kui näiteks Põhjamere arendusplaanid realiseeruvad senisel kujul ja täies mahus (Leopold et al., 2014). Eesti merealad on rahvusvahelise tähtsusega läbirände-, peatumis-, pesitsusaegse toitumise ja talvitusaladeks tervele reale merelindudele (Kuus ja Kalamees, 2003; Skov et al.,2011; Aunins ja Kuresoo, 2012; Luigujõe, 2016). Seepärast on ka Eestis äärmiselt oluline arvestada rahvusvahelise linnukaitse vajadustega ning mitmete meie aladel esinevate liikide kiire arvukuse langemisega (punakurk-kaur, tõmmuvaeras, merivart, aul) ja olla eriliselt hoolikas uute tuuleparkide kavandamisel ja rajamisel ning kasutamisel.

Parima keskkonnakaitselise ja looduskaitseliselt säästliku taastuvenergeetika lahenduse tagab ka avamere tuuleparkide puhul klassikaline tegevuste läbiviimise protsessitsükkel:

taustaandmete kogumine > mõjude hindamine > mõjude vältimine > mõjude leevendamine > mõjude järelhindamine > vajadusel mõjude kompenseerimine (Gartman et al., 2016). Sellest lähtuvalt ja pidades äärmiselt tähtsaks kvaliteetsete alusandmete ja professionaalse mõjude hindamise läbiviimist, alustatakse linnukaitseliselt sobivate tuuleparkide rajamise soovitusi eeluuringute ja järelseire soovitustega ning alles seejärel käsitletakse tuuleparkide rajamise ja töötamisega seotud leevendusmeetmeid.

5.1. Soovitused eeluuringute ja järelseire korraldamiseks

Avamerel peatuvad ja toituvad linnud. Arvestades vastavate uuringute kogemusi on peatuvate lindude täpsete asukohtade ja arvukuse hindamisel tavapärased laeva- ja lennuloendused üsna ebaefektiivsed ja küllaltki suure ebatäpsusega. Seda eriti pelglike ja/või tugevalt koonduvate liikide seas, kes on aga ühtlasi tuuleparkide mõju hindamisel võtmeliikideks (kaurid, alkalsed, sukelpardid). Nii madalalt lendav lennuk kui laev peletavad tundlikumad liigid juba kaugelt lendu ning nende täpse eelistatud peatuspiirkonna väljaselgitamine võib seetõttu olla raskendatud. Lennuki kiirel ülelennul võivad aga ka parved sukelduda või jääda lihtsalt märkamata. Lühiajalisel suurte ja väga suurte parvede vaatlemisel on ka väga raske nende arvukust täpselt hinnata ning loendada. Seetõttu on Euroopas viimasel ajal valdavaks avamere tuuleparkide seiremeetodiks kujunemas kõrglahutusega aerofoto/video. Vastav seiremeetod on Saksa föderaalvalituse poolt heaks kiidetud avamere tuuleparkide seirestandardis (BSH, 2013) ning meetod on *de facto* kujunenud põhiliseks ka Suurbritannia meretuuleparkide linnustiku mõjude uuringutes (http://www.apemltd.co.uk/; Kemper, Weidauer ja Coppack, 2016). Meetod võimaldab lühikese ajaga koguda andmed suure ala kohta ning kasutada avamerel sageli väga lühiajalisi soodsa ilmastikuga perioode (eriti sügisel ja talvel). Teiseks oluliseks eeliseks on lendamine 400-500 m kõrgusel, millega ei kaasne lindude laialipeletamist. Saadud georefereeritud fotod/videod on asukohaga seotud ning salvestatud materjalilt on võimalik arvukust täpsemini määrata või seda korduvalt või eri ekspertide poolt analüüsida. Eriti oluliseks võib täpse arvukuse ja lindude asukoha fikseerimine osutuda tuulepargi mõjude tuvastamise järelseires. Lahutusvõime juures 2 cm pikseli kohta on võimalik 80-90 % tõenäosusega salvestatud liigi või lähedase liigipaari määramine (Kemper, Weidauer ja Coppack, 2016). Kuivõrd vastav tehnoloogia ja võimekus areneb praegu kiiresti (sh. vastava seire rakendamine mehitamata lennuvahendite abil), siis on see ilmselt juba lähematel aastatel kõige arvestatavam ja kuluefektiivsem merel peatuvate veelindude seiremeetod. Arvestades selle seireviisi suurt tähtust ja seire rahvusvahelist olulisust ning senist vähest loendustega kaetust Eesti merealal ning meetodi eeliseid ka looduskaitselises aspektis (suur jõudlus, eriti sobiv suurte koondumiste ja ka hõredalt esinevate ning häirimistundlike liikide kaardistamiseks), siis on soovitav see meetod kasutusele võtta ühtse standardina nii avamerelinnustiku seireks kui tuuleparkide asukohavaliku ja järelseire tarbeks nii Eestis kui mujal Läänemeremaades. Tehnika ja inimressursi optimeerimiseks on soovitatav vastavad võimekused välja arendada ja töid teha vastavat ühist mereala jagavate riikidega koostöös (nt. Eesti-Soome, Eesti-Läti jne), sest lindude arvukus ja selle dünaamika on riigipiiridest sõltumatu.

Linnustiku muutuste hindamiseks tuleb esimene referentsandmestik vastava meetodiga koguda vahetult enne tuulepargi rajamise algust (Kemper, Weidauer ja Coppack, 2016). Oluline on, et tulenevalt merelinnustiku suurest sesoonsest ja aastatega seotud muutlikkusest on vastavate seiresoovituste kohaselt vajalik uuritava ala kohta koguda piisava sagedusega andmeid lindude levikumustri ja arvukuse kohta. Vastav soovitatav standard peab piisavaks vähemalt 10 loenduskorda aastas kahel järjestikusel aastal, mil talveperioodil ei ole lindude esinemist takistavat jääkatet (BEF, 2009).

Vastava mõjude hindamise järelseire eesmärgiks on välja selgitada: kas ja kuidas muutub merel peatuvate lindude puhul tuulepargi ja selle ümbruse kasutusmuster, kas esineb vastavatel liikidel elupaikadest tõrjumist/ligimeelitamist; kas ja kuivõrd kohanevad tuulepargis muutunud toitumis- ja keskkonnatingimustega vastavat merepiirkonda asustavad liigid; kas kasutusele võetud mõjude vältimise või leevendamise meetmed on andnud oodatud tulemusi ning kas esineb vajadust täiendavate meetmete rakendamiseks (Gartman et al., 2016; Kemper, Weidauer ja Coppack, 2016).

Avamerd rändel läbivad linnud. Tuulepargi mõju lindude rändekäitumisele ja nende sisenemisele või eemalehoidumisele on oluline seirata visuaalvaatluste ja radari koostöös, sest see võimaldab lisaks radari poolt lennuteekondade tuvastamisele vaatlejal tuvastada läbirändavad liigid ning tuvastada nende käitumine tuulepargi ja tuulikute suhtes. Viusaalvaatluste tegemiseks on võimalik kasutada paigaldamise perioodil piirkonnas töötavaid ja statsionaarselt seisvat paigalduslaeva või –platvormi. Tuulepargi valmimisel on vaja vaatluskoht ja radarseadmed paigutada statsionaarsele platvormile, milleks avamere tuuleparkides on tavaliselt alajaama- või meteoroloogilise info kogumise platvorm. Samas asukohas on vajalik linnuradari paigaldamine, et vastav visuaalne ja radarseire töö ühildada. Radari kasutamine järelseires peab aitama välja selgitada, kuivõrd rändlinnud sisenevad massrände käigus tuuleparki (eriti öisel ja piiratud nähtavusega ajal) ning kas sellega kaasnevat kokkupõrkeriski on vajalik leevendada statsionaarse radarsüsteemiga tuulikute töö dünaamiliseks seiskamiseks kõrge rändeintensiivsusega riskiperioodideks. Eelistaud on digitaalsed nn. *solid-state* digitaalsel radaril põhinevad süsteemid kuna nende magnetronil on sisuliselt piiramatu tööiga, kõrge eraldusvõime ka lainetusega merel ning tuulikutelt tagipeegelduvate signaalide ja müra parem väljafiltreerimine ning suurem tööraadius (www.detect-inc.com).
Järgnevalt on näitlikult ära toodud tuuleparkide linnustiku mõjude seire kava vastavalt tegevusfaasidele, mis võiks olla aluseks riikliku mõjude eelhindamise ja järelseire standardi väljatöötamisel.

Tuulepargi rajamise faasis

- Vahetult enne tuulepargi rajamise algust digitaalse fotolennu meetodiga kaardistada peatuvate ja lendavate veelindude esinemine tuulepargiks kavandataval alal ja selle 6 km võimalikus mõjutoonis ning teisel, tuulepargist mõjutamata sama suure ning ökoloogilistelt tingimustel võimalikult sarnasel kontroll-alal valimi esinduslikkuse ning ala olulisuse ja aastate vaheliste erinevuste ja juhuslike tegurite mõju tuvastamiseks. Selline enne-pärast ning kontroll- ja mõjuala testimine on Lääne-Euroopa meretuuleparkides tavapärane standard (Brabant et al., 2015). Merelindude esinemise suure variatiivsuse tõttu tuleb eeluuringu loendused läbi viia vähemalt 10 korda aastas kahel järjestikusel aastal, mil puudub jääkatte mõju linnustikule (BEF, 2009).
- Visuaalvaatlused tuuleparki rajaval laeval/platvormil sügisrände tipp-perioodil, soovitavalt koos lindude seireradari tööga.

Rajamise aegne visuaalvaatlus võimaldab koguda referentsandmeid sellelt avamerealalt, kus visuaal- ja radarvaatlusi varem ei ole tehtud ning hinnata vastava mereala kasutamist rändlindude poolt . See võimaldab hiljem hinnata, kas ja millisel määral avaldab tulevane tuulepark rändlindudele takistusefekti ja kuidas toimub vastav käitumuslik reaktsioon.

Tuulepargi opereerimise perioodil (järelseire)

- Digitaalse fotolennu meetodiga kaardistada peatuvate veelindude esinemistihedus sagedusega 10 korda aastas kahel järjestikusel aastal peale tuulepargi rajamist (BEF, 2009).
- Vaeraste jt. merelindude võimaliku kohanemise ning tuulepargi mereala taas- või uuskasutamise tuvastamiseks teha analoogsed kordusloendused 5 ja 8 aasta möödumisel tuulepargi rajamisest, millal saab eeldada, et on toimunud tuulikute veealuse osa kattumine elustikuga ja põhja- ning kalatoidulistel lindudel on olnud piisavalt aega uue situatsiooniga kohanemiseks (Danish Environmental Agency, 2013)
- Radarseire seireplatvormilt soovitatava asukohaga tuulepargi sesoonses rändepoolses servas kahe aasta vältel. Selle tulemuste põhjal hinnata, kas rände tipp-perioodidel või muul ajal on leevendava meetmena vajalik radari kasutamine tuulikute operatiivseks seiskamiseks lindude kõrgarvukuse tipphetkedel.

- Visuaalvaatlused tuulepargiga seotud statsionaarsel platvormil sügisrände perioodil kahel järjestikusel aastal rände tipp-perioodil.

Ülevaatlikult on vajalik mõjude järelseire koos selle kestuse, mõju tüüpide ning mõjude tuvastamise põhimõtetega esitatud tabelis 7.

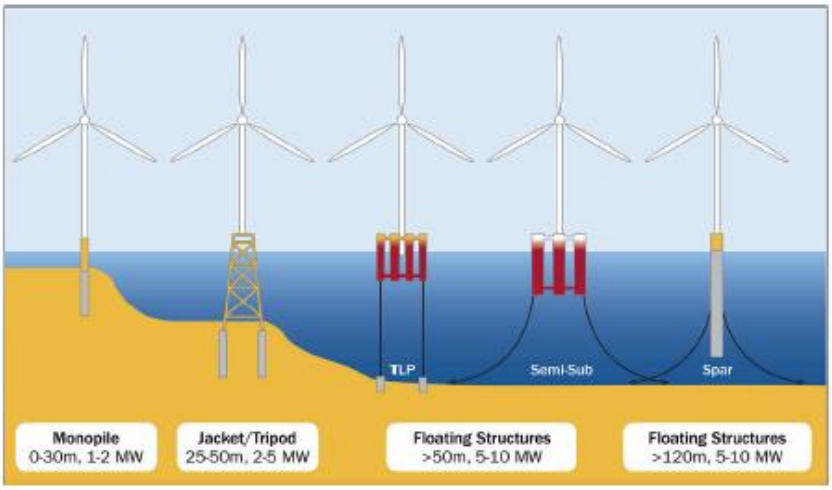
Tabel 7. Soovitatav tuulepargi linnustiku keskkonnamõjude järelseire korralduse koondtabel.

Siere liik	**Ajaperioodid ja kestus**	**Mõjude tuvastamise meetod**	**Hinnatava tuulepargi mõjude komponent**
peatuvate veelindude esinemistihedus digitaalse fotolennu meetodiga	10-kordne seire aastas järgmise seireperioodi pikkuse ja sammuga: 2 a rajamise eel 1a rajamisel 2a tuulepargi töö alguses 1a 5 ning 8. a möödudes	Asustustiheduse muutust võrreldakse tuulepargi ja sellest mõjutamata kontroll-alal	Elupaikadest väljatõrjumine või juurdemeelitamine; Tuuleparkide ja seotud keskkonnamuutustega kohanemine ja mittekohanemine
Radarseire	2 aasta vältel pidevalt tuulepargi rajamise eelselt; 1 a soovitavalt tuulepargi rajamise perioodil 2 a tuulepargi rajamise järel Vastavalt seiretulemustele: Püsiv rakendus tuulikute peatamiseks arvukuse tipp-perioodidel	Lennuteekondade analüüs ja tuuleparki sisenemise/eemale hoidumise tuvastamine, lennuaktiivsuse ja rändeintensiivsuse ning lennukõrguste tuvastamine avameretingimustes (täpsusklass min 5 m, soovitatav 1m) peab andma sisendi	Tuulepargi barjääriefekti ning kokkupõrkeriskide mõju hindamine ja võrdlemine prognoosituga. Intensiivse rände korral tuulikute radarjuhitud operatiivpeatamise võimaldamine

		generaatori töötsooni valikuks)	
Visuaalvaatlused	1 a rajamise perioodil 2 a tööperioodi alguses	Kogutavaid vaatlusandmeid võrreldakse eeluuringu ning rajamise aegsete seiretulemustega	Rändavate vee- ja maalindude rändekäitumise ja võimalik barjääriefekti käitumuslike mõjude ja riskide või kohanemise hindamine

5.2. Soovitused tuuleparkide rajamisega seotud mõjude leevendamiseks

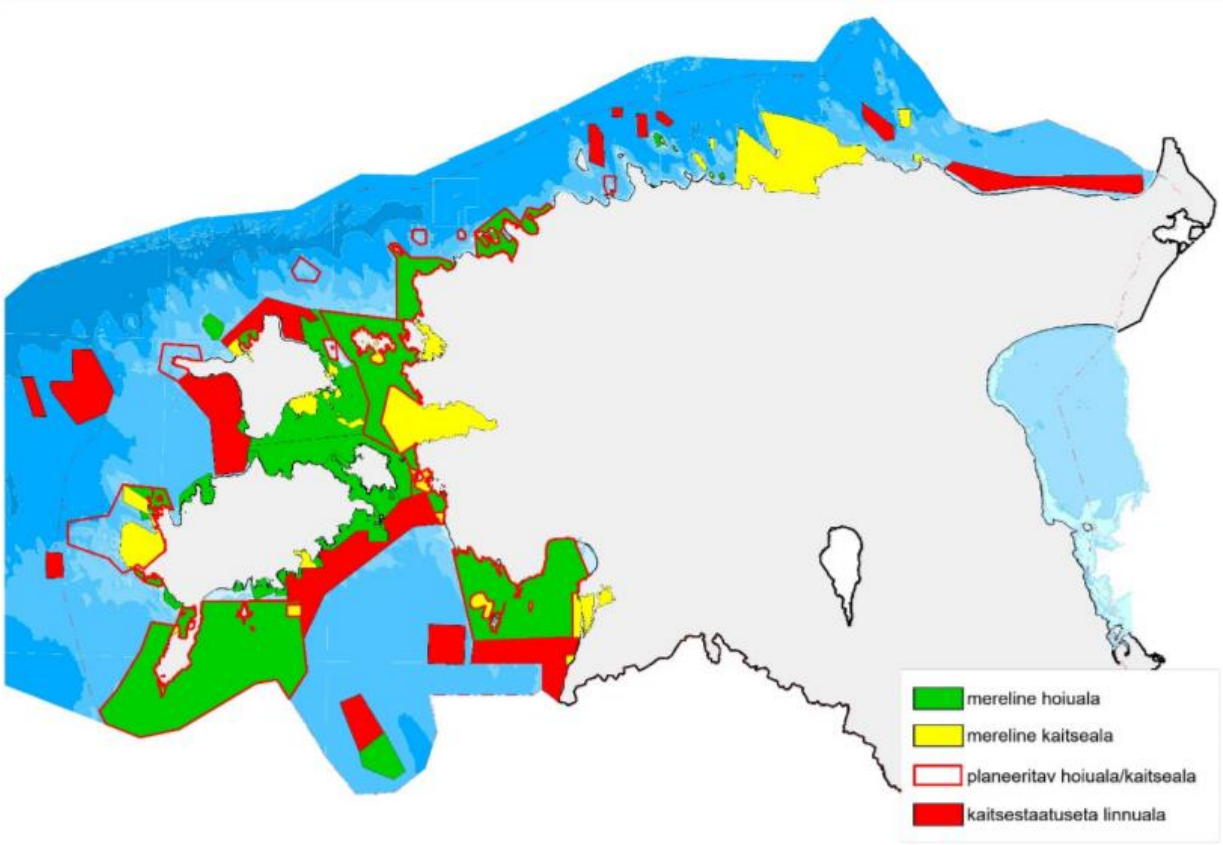
Suureks keskkonnaprobleemiks meretuuleparkide rajamisel on arendajate soov paigaldada neid ehitushinna optimeerimiseks meremadalikele ja rannikumerre. Elupaikade ja keskkonnatingimuste osas üldiselt vähevariatiivses Läänemeres on suhteliselt piiratud hulk avameremadalikke ja teisi madalaid mereosi otsekui merelise elustiku oaasideks ning seetõttu on konfliktiriskid taastuvenergeetika huvide ning bioloogilise mitmekesisuse, eelkõige tundlike linnuliikide jaoks kõrged. Rannikulähedased mandrilava madalad osad on bioloogiliselt ühed produktiivsemad ja rekreatiivselt atraktiivsemad alad kogu maailmas. Seetõttu on järjest enam asutud välja töötama tuuleenergeetika süvavetes tootmise lahendusi, mis ühtlasi võimaldavad paremat tuulepotentsiaali ärakasutamist. Esimene katseline ujuvmastil tuulik rajati 220 m sügavusel merealal Norras. Praeguseks on eksperimentaalsed lahendused testimisel ka Rootsis ja Portugalis, seejuures viimases 2 MW elektrivõrgu ühendusega mudel. Jaapanis on samuti käsil 2 MW ujuvtuulikute katsetamine eesmärgiga alustada 2018. aastal 1 GW võimsusega 143 ujuvtuulikust koosneva pargi rajamist (Bailey et al., 2014). Joonisel 3 on esitatud erinevate meretuuleparkide vundamendi- ja kinnituslahendused tavalistest madalveelahendustest avamere ujuvlahendusteni.



Joonis 3. Avamere tuulegeneraatorite vundamendi ja kinnitustüüpide põhimõtted ja kasutussügavus ning generaatori eeldatav võimsus (Bailey et al., 2014).

Eesti rannikumeri on vee sügavuseni 20-25 m kõrge linnu- ja looduskaitselise väärtusega (Skov et al., 2011; Auninš, Kuresoo ja Luigujõe, 2012; Luigujõe ja Auninš, 2016; Luigujõe, 2016) (joonis 4). Seepärast on **soovitatav tuuleparke kavandada mereosadesse, mille sügavus on üle 25 m.** Seega on soovitatav tulevikus kavandada suuremaid avamere tuuleparke kas 25-50 m sügavust võimaldavate kolmjalg-tüüpi vundamentidega või ujuvlahendustena, mille puhul on võimalik neid paigutada ühiskondliku arvamuse, tuulepotentsiaali ning looduskaitse seisukohalt sobivamatesse piirkondadesse.

Eestis on meretuuleparkide planeerimisest ja rajamisest vajalik hoiduda joonisel 4 toodud olulistel merelindude esinemisaladele. Tulenevalt nende alade rahvusvahelisest linnukaitselisest tähtsusest tuleb need arvata ilmselt Natura 2000 linnualade koosseisu ning seni kaitseta alade alade väärtuste säilimiseks määratleda need kaitsealana, hoiualana vm.



Joonis 4. Erinevate inventeerimis- ja seireprojektidega kindlaks tehtud veelindudele oluliste merealade paiknemine ja kaitsestaatus (Luigujõe, 2016).

Teiseks oluliseks leevendusmeetmeks peale asukohavaliku on eelmises peatükis kirjeldatud generaatorite tiivikute töötsooni alumise piiri tõstmine 30-35 m kõrgusele merepinnast, sest seeläbi väheneb hüppeliselt nende merelindude osakaal, kes tuulepargis lennates sattuksid rootorite ohutsooni (Krijgsveld et al., 2011; Cleasby et al., 2015). Lisaks asukoha ja tuulikute sobivale valikule ja eelmises peatükis kirjeldatud paigutuse konfiguratsiooni soovitustele on rida täiendavaid leevendamismeetmeid, mida rakendades saab vähendada rajamisega kaasnevaid negatiivseid mõjusid lindudele.

Paigaldamise järjekord. Soovitatav on tuulikute paigaldamist alustada sügavamalt/kaugemalt tundlike liikide esinemisaladelt, et anda parem võimalus paremini kohaneda järk-järgult laieneva tuulepargiga (Gartman et al, 2016).

Ehitustööde ajastamine. Ehitustöid on soovitatav ajastada selliselt, et need ei kattuks või võimalikult lühiajaliselt kattuks vastava mereala osas linnustiku jaoks tundlike esinemisperioodidega rändel, peatumisel, sulgimisel, pesitsusaegsel toitumisel või talvitumisel (Gartman et al., 2016).

Ehitusala valgustamine. Tuuleparkide rajamisel ja tavapärase ööpäevaringse ehitusetegevuse korraldamisel valgustatakse tuulikute paigaldamise kohta võimsate valgusallikatega. Tugevad valgusallikad meelitavad juurde ja eksitavad öörändel värvulisi ning teatud tundlikele mereliikidele põhjustavad täiendavat häirimist. Sellega võib kaasneda kõrgendatud kokkupõrkerisk juba paigaldatud tuulikutega ning ehitustehnikaga. Seda eriti udu, madala pilvituse jms piiratud nähtavusega. Seetõttu on soovituslik kas ajastada vastav tegevus väljaspool intensiivse öörände perioodi, selge ja vaikse ilmaga intensiivse rände korral tulede kasutamine peatada või asendada valgustus lindudele vähem eksitavalt mõjuva lühema spektriala valgusega (Marques et al., 2014).

5.3. Soovitused tuuleparkide opereerimise aegsete mõjude leevendamiseks

Tuulikute valgustamine. Tugev ja/või lühema lainepikkusega värvustemperatuuriga (punased ja kollakad toonid) valgustus meelitab juurde ja disorienteerib öörändel linde, millega kaasneb kõrgendatud kokkupõrkerisk, seda eriti merel, kus rändel olevatel maalindudel puudub ka võimalus turvaliselt maanduda ja on esinenud suure hukkunud lindude arvuga juhtumeid (Hüppop et al., 2006). Seetõttu on linnukaitseliselt soovituslik tuulikute ohutusvalgutuses kasutada valget/sinist/rohelist tooni ja/või lühiajaliselt vilkuvat/sähvivat tuulikute hoiatusvalgustust (Marques et al. 2014).

Rändeaegne ja tundlike liikide massesinemise aegne tuulikute seiskamine. vastavalt meretuuleparkides tehtud radarseiretele ja muudele loendustele võib hooaegade ja aastate vaheline lindude lennuaktiivsus ja paiknemine rändel ja toitumisel kõikuda väga suurtes piirides. Tüüpiliselt esinevad soodsate rände või toitumistingimuste korral kiirelt tekkivad ja vaibuvad, ent intensiivsed või väga intensiivsed rände või esinemislained. Intensiivne ränne leiab sageli aset heade ilmastikutingimustega, sh. nõrga tuulega (1-5 m/s) (Hüppop et al., 2006; Krijgsveld, et al., 2011) . Seetõttu on sellistel hetkedel kokkupõrkeriskide vähendamiseks tuulegeneraatorite seiskamine ka energiatootmist vähe mõjutav meede (Marques et al., 2014). Rändelainetest, eriti öisel ajal aimu saamiseks ja reageerimiseks on otstarbekas kasutada radarsüsteeme. Ideaalsel juhul toimub suureskaalalise rände tuvastamine laia ala katvate ilma- või militaarseire vms radaritega või nende infot jagava võrgustikuna (Dokter et al., 2011; Shamoun-Baranes et al., 2016), mille info edastatakse eelhoiatusena vastavate tuuleparkide operaatoritele. Lindude jälgimiseks kuni 15 km tsoonis väljatöötatud ja käesoleva peatüki alguses kirjeldatud spetsiaalradar võimaldab tuvastada detailsemat lindude riskiolukorda sõltuvalt lennukõrgusest, -suunast, -arvukusest jms. See võimaldab siis juba vastavalt väljatöötatavatele riskikriteeriumitele ja reaktsioonistsenaariumitele seisata ühe, grupi või terve tuulepargi ning seeläbi tagada väikseima kao energiatootmises. Mõnedes avameretuuleparkides testitakse juba kohalikul radarseirel baseeruvat tuulepargi SCADA juhtimissüsteemiga automaatselt ühendatud ja eelprogrammeeritud väärtustel reageerivat lahendust (Kelly ja Fiedler, 2008; Marques et al. 2014)

Tuulepargi hooldussõidukite liiklus. Vähendamaks teenindusaluste häirivat ja tõrjuvat mõju, on soovituslik kavandada tuulepargi ja aluste kodusadama vaheline liikumistee või õhusõidukite liikumine kindlaksmääratud liikumisteel, mis kattuks võimalikult juba

kasutatavate laevateega ning ei läbiks tundlike veelinnuliikide olulisi peatumisalasid (Schwemmer et al, 2011).

Tuulikute nähtavuse suurendamine. Lindude jaoks võib kokkupõrkeriskide vähendamiseks olla oluline tuulikulabade ja ka mastide nähtavuse ja märgatavuse parandamine. Laboratoorsed testid on viidanud liikuvate labade paremale märgatavusele ja vastavale kokkupõrkeriskide vähenemisele kontrastsete värvimustrite kasutamisel (May, 2015). Tuulikute märgatavuse suurendamine on eriti oluline ka arvestades merekeskkonda, kus sageli on nähtavus piiratud udu ja sademete tõttu. Praegusel ajal on Norras rannikusaarel katsetamisel tuulikulabade kontrastsemaks muutmine nende heledale pinnale mustade või tumedate vöötide ja/või ruudumustrite värvimisega, ent selle uuringu tulemused pole veel selgunud. Kuivõrd paljud linnud omavad nägemistundlikkust UV sagedusalas, siis on välja pakutud ka nö nähtamatute UV märgiste ja/või UV valgustuse kasutamist märgatavuse parendamiseks, ent teadaolevalt pole selliste leevendusmeetmete testimiseni veel jõutud (Statskraft, 2014; May, 2015).
Maismaatuuleparkide jaoks on soovitatud ka kasutusele võtta lindude eemale peletamine kas heli või valgussignaalidega, sh. laservalgusega. Samas on aga teada, et enamasti linnud taoliste tõrjeabinõudega pikapeale harjuvad. Samuti on looduslikult kõrge mürafooniga merel ulatuslikul alal paiknevate tuuleparkide korral väga küsitav, kas selliseid meetmeid on võimalik tehniliselt rakendada ja kuivõrd nad on efektiivsed. See on ilmselt ka põhjus, miks neid pole avamere tuuleparkides testitud ega rakendatud (Marques et al., 2014).

Kasutatud kirjandus

Aunins, A., Kuresoo, A., Luigujõe, L. (2012). Gulf of Riga as a resource for wind energy – GORWIND. Deliverable WP 3.3 Project results: Distribution and numbers of birds in the Gulf of Riga 2011-2012.

Bailey et al. 2014. Assessing environmental impacts of offshore wind farms: lessons learned and recommendations for the futureAquatic Biosystems, 10:8,1-13

BEF, 2009. Juhend uurimistööde läbiviimiseks meretuuleparkide mõjude hindamiseks merekeskkonnale. Balti Keskkonnafoorum, 27 lk.

BSH, 2013. Standard Investigation of the Impacts of Offshore Wind Turbines on the Marine Environment (StUK4). German Federal Maritime and Hydrographic Agency.

Brabant, R., et al., 2015. Towards a cumulative collision risk assessment of local and migrating birds in North Sea offshore wind farms. Hydrobiologia. 756:63–74

Bradbury G, et al. 2014. Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. PLoS ONE 9(9): e106366.
doi:10.1371/journal.pone.0106366

Christensen, T.K., Hounisen, J.P., Clausager, I. & Petersen, I.K. 2004. Visual and radar observations of birds in relation to collision risk at the Horns Rev offshore wind farm. National Environmental Research Institute, Denmark.

Cleasby, R., et al, 2015. Three-dimensional tracking of a wide-ranging marine predator: flight heights and vulnerability to offshorewind farms. Journal of Applied Ecology 2015 doi: 10.1111/1365-2664.12529

Cook, A., et al., 2012. A Review of Flight Heights and Avoidance Rates of Birds in Relation to Offshore Wind Farms. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-02, BTO Research Report Number 618. British Trust for Ornithology, Thetford.

Danish Environmental Agency, 2013. Danish Offshore Wind. Key Environmental Issuses – a Follow-up. The Environmental Group: The Danish Energy Agency, The Danish Nature Agency, DONG Energy and Vattenfall. 101 pp.

Dierschke. V., et al. 2016. Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. Biological Conservation 202 (2016) 59–68

Desholm, M. 2003. How much do small-scale changes in fl ight direction increase overall migration distance? Journal of Avian Biology 34: 155-158.

Desholm, M. 2009. Avian sensitivity to mortality: Prioritising migratory bird species for assessment at proposed wind farms. Journal of Environmental Management. 90, 8, 2672–2679

Dokter, et al.,2011. Bird migration flight altitudes studied by a network of operational weather radars. J R Soc Interface. 2011; 8(54):30–43.

Drewitt ja Langston, 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. Ibis, 148, 29-42.

Fin, R., et al., 2015. Bird movements at rotor heights measured continuously with vertical radar at a Dutch offshore wind farm.

Fox, A., et al, 2006. Publishing Ltd Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. Ibis, 148, 129–144.

Fox, A., et al., 2015. Current and potential threats to Nordic duck populations — a horizon scanning exercise. Ann. Zool. Fennici 52: 193–220.

Fox, A.D. & Petersen, I.K. 2006. Assessing the degree of habitat loss to marine birds from the development of offshore wind farms. Waterbirds around the world. Eds. G.C. Boere, C.A. Galbraith & D.A. Stroud. The Stationery Office, Edinburgh, UK. pp. 801-804

Furness, R., Wade, H., Masden, E., 2013. Assessing vulnerability of marine bird populations to
offshore wind farm. Journal of Environmental Management 119 (2013) 56-66.

Garthe, S., Hüppop, O., 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabird: developing and applying a vulnerability index. J. Appl. Ecol. 41, 724-734.

Gartman, V., et al., 2016. Mitigation Measures for Wildlife in Wind Energy Development, Consolidating the State of Knowledge — Part 1: Planning and Siting, Construction

Jacoby, V. 1983. Radar and visual observations of spring mass migration of sea ducks on the western coast of Estonia. – Ornis Fennica, Suppl. 3: 44-45.

Jacoby, V. & Jõgi, A. 1972. The moult migration of the Common Scoter in the light of the radar and visual observations data (in Russian with English summary). - Comm. of the Baltic Comm. of for the Study of Bird Migration 7, 118-139.

Kelly, T., Fielder,J., 2008. A framework for mitigation of bird and bat strike risk at wind farms using avian radar and SCADA interface. Conference paper: Wind Wildlife Research Meeting VII October 27 - 29, 2008 Milwaukee, Wisconsin USA.
Kemper, G., Weidauer, A., Coppack, T., 2016. Monitoring seabirds and marine mammals by georeferenced aerial photography. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Volume XLI-B8, 689-694. XXIII ISPRS Congress, 12–19 July 2016, Prague, Czech Republic.

Krijgsveld, K. L., Fijn, R. C., Japink, M., van Horssen, P. W., Heunks, C., Collier, M. P., Poot, M. J. M., Beuker, D., Dirksen, S. 2011. Effect Studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee. Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying bird. Bureau Waardenburg report 10-219, NZW-ReportR_231_T1_flu&flight. Bureau Waardenburg, Culmeborg, Netherlands.

Krijgsveld K.L. 2014. Avoidance behaviour of birds around offshore wind farms. Overview of knowledge including effects of configuration. Report Bureau Waardenburg 13-268, 30p., Bureau Waardenburg, Culemborg, Netherlands.

Kuus, A., Kalamees, A. (2003). Euroopa tähtsusega linnualad Eestis. EOÜ. Tartu. 136 lk.

Luigujõe , L., Auniņš, A., 2016. Talvituvate lindude rahvusvaheline lennuloendus. Seirearuanne. Eesti Maaülikool, Tartu-Riia, 52 lk.

Luigujõe, 2016. Eesti merealade loodusväärtuste inventeerimine ja seiremetoodika väljatöötamine" NEMA
Merelinnud. Eesti Maaülikool, Tartu.

Marques et al. 2014. Understanding bird collisions at wind farms: An updated review on the causes and possible mitigation strategies Biological Conservation 179, 40–52.

May, et al., 2015. Mitigating wind-turbine induced avian mortality: Sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. Renewable and Sustainable Energy Reviews 42, 170–181.

Perrow, M., et all. 2011. Effects of the construction of Scroby Sands offshore wind farm on the prey base of Little tern Sternula albifrons at its most important UK colony, Marine Pollution Bulletin, 62, 8, 1661-1670.

Petersen, I.K., Clausager, I. & Christensen, T., 2004. Bird numbers and distribution in the Horns Rev offshore wind farm area. Annual status report 2003. Report commissioned by Elsam Engineering A/S. National Environmental Research Institute.

Petersen, I.K., Christensen, T.K., Kahlert, J., Desholm, M., Fox, A.D. 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. National Environmental Research Institute, Denmark.

Schwemmer, et al, 2011. Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning Ecological Applications, 21(5), 2011, pp. 1851–1860

Shamoun-Baranes J,. et al., 2016. Innovative Visualizations Shed Light on Avian Nocturnal Migration. PLoS ONE 11(8): e0160106. doi:10.1371/journal.pone.0160106

Skov, H., et al.,2011. Waterbird populations and pressures in the Baltic Sea. — TemaNord 550.

Statscarft, 2014. Warning birds with UV lights. 27.02.2014
http://www.statkraft.com/media/news/News-archive/2014/Can-UV-light-save-the-birds/

Langston, R., Pullan, D. 2003. Windfarms and birds: an analysis of the effects of wind farms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. Report T-PVS/Inf (2003) 12, by BirdLife International to the Council of Europe,Bern Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. RSPB/BirdLife in the UK.

Leopold, M., et al. 2014. A first approach to deal with cumulative effects on birds and bats of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. IMARES Report C166/14

Leito, A., 2010. Sõitjate ja veoste üle Suure Väina veo perspektiivse korraldamise kava koostamine ja keskkonnamõjude strateegiline hindamine. Linnustiku uuring.

May, R., Bevanger, K., van Dijk, J., Petrin, Z. & Brende, H. 2012. Renewable energy respecting nature. A synthesis of knowledge on environmental impacts of renewable energy financed by the Research Council of Norway. – NINA Report 874. 53 pp.

Thaxter,C., et al., 2015. Seabird–wind farm interactions during the breeding season vary within
and between years: A case study of lesser black-backed gull Larus fuscus in the UK. Biological Conservation 186 (2015) 347–358.

Webb, A., et al., 2015. Lincs Wind Farm—2nd annual post-construction aerial ornithological monitoring report. HiDef Aerial Surveying Ltd., Cleator Moor

Welcker, J., Nehls, G. 2016. Displacement of seabirds by an offshore wind farm in the North Sea. Marine Ecology Progress Series. Vol. 554: 173–182, 2016.