



Utilitas Wind Saare-Liivi avamere tuulepargi linnustiku uuringud

Eesti Ornitoloogiaühing
2024

Sisukord

Sisukord.....	2
Sissejuhatus	4
Uuringute metoodika.....	5
Käsitletav ala	5
Peatuvate veelindude uuringud.....	7
Loendusmetoodika	9
Andmetöötlus	10
Ülelendavate lindude uuringud.....	13
Visuaalvaatluste metoodika.....	14
Radarivaatluste metoodika.....	14
Audiosalvestiste metoodika	21
Linnustik.....	23
Peatuvad veelinnud.....	23
Peatuvate veelindude liigiline koosseis ja arvukus	23
Peatuvate veelindude levik	25
Lindude ülelend	44
Liigiline koosseis	44
Lennu intensiivsus	56
Lennukõrgus.....	63
Lennusuunad	81
Tuuleparki läbivate lindude hulk	84
Haudelindude telemeetriauring.....	87
Tuuleparkide ohutegurid lindudele.....	90
Tuulepargi mõju hinnang	92
Mõjud ehitus- ja demonteerimisfaasis	94
Häirimine	94
Kaudsed mõjud	96
Mõjud tuulepargi eksploatatsioonifaasis	97
Väljatõrjumine	97
Elupaikade hävimine.....	105
Barjääriefekt.....	105
Kokkupõrkerisk.....	107
Kaudsed mõjud	114
Keskkonnameetmed	115

Väljatõrjumisriski leevendusmeetmed	115
Kokkupõrkeriski leevendusmeetmed	119
Ehitusaegse häirimisriski leevendusmeede	120
Täiendavad parendavad meetmed linnustiku kaitseks.....	121
Kumulatiivsed mõjud	123
Keskkonna järelseire	125
Kokkuvõte	126
Kirjandus	127
Kasutatud lühendid.....	133

Sissejuhatus

Tuuleparkide rajamine avamerele on tänasel päeval väga aktuaalne teema. Samas tuleb arvestada, et sellega võivad kaasneda ka negatiivsed keskkonnamõjud, mis avalduvad eelkõige rändel peatuvate veelindude puhul, sest tuulikutele ja lindudele sobivad alad tihti peale kattuvad, kuna tegemist on madalaveeliste mereosadega. Käesolev aruanne käsitleb OÜ Utilitas Wind poolt planeeritava Saare-Liivi tuulepargi potentsiaalset mõju linnustikule.

Mõju hinnang põhineb aastatel 2022-2024 läbi viidud uuringute tulemustel. Lennuloendused viis läbi Eesti Maaülikooli ornitoloog Leho Luigujõe koostöös Eesti Ornitoloogiaühingu liikmetega. Laevaloendused viis läbi ja nende andmed analüüsis BioConsult SH koostöös Eesti Ornitoloogiaühinguga. Laidudel pesitsevate lindude telemeetriauringu teostas Eesti Ornitoloogiaühing koostöös BioConsult SH-ga. Lõpphinnangu planeeritava tuulepargi võimalike mõjude kohta koostas Eesti Ornitoloogiaühing.

Lisaks käesolevale koondaruandele käsitlevad linnustikku järgmised materjalid:

- 1) BioConsult SH materjalid laevaloenduse andmete kohta.
- 2) Burger, C., Osterberg, J., Castillo, R., Welcker, J. 2024 Analysis of spatial use and collision risk of breeding seabirds based on GPS telemetry data Saare-Liivi 1 and Saare-Liivi 2 offshore wind farm planning areas.
- 3) Castillo, R., Liedtke, J. & Welcker J. 2024. Collision risk models for Utilitas offshore wind farm – Primary area.
- 4) Ramboll Polska 2024. Saare-Liivi Offshore Windfarm – Estonia. Impact Assessment Velvet Scoter and Long-tailed Duck – Displacement.
- 5) Petersen, I. K. 2024. UTILITAS Saare-Liivi offshore wind farm site and diving ducks. Seaduck sensitivity to offshore wind farms.
- 6) Jacobsen, E. M. & Tjørnløv, R. S. 2024. Habitat displacement of sea ducks in relation to Saare-Liivi OWF, Estonia.

Uuringute metoodika

Tuulepargi arendusalal läbi viidud linnustiku uuringud saab jagada kolmeks: peatuvate veelindude lennuloendused, ülelendavate või rändavate lindude uuringud laevalt ja laidudel pesitsevate lindude telemeetriauringud.

Lennuloendustel selgitati välja peatuvate veelindude liigiline koosseis, arvukus alal, ruumiline paiknemine ja sesoonne jaotus. Andmed peatuvate veelindude kohta on olulised tuulepargi ehitusaegse häirimise ja eriti tuulepargi eksploatatsiooniaegse väljatõrjuva mõju hindamiseks.

Laevalt läbi viidud uuringute põhiülesandeks oli hinnata mereala kasutust ülelendavate lindude poolt. Nimetatud andmed on vajalikud veel ühe olulise tuulepargi ohuteguri - kokkupõrkeriski hindamisel. Ülelendavate lindude uuringu andmebaasid ning detailsed analüüsitulemused on tellijale esitatud BioConsult SH poolt. Käesolevas aruandes tuuakse nimetatud uuringutel kasutatud metoodika ja tulemuste lühikirjeldus. Kokkupõrkeriskide modelleerimise metoodika ja põhjalikud tulemused on esitatud iseseisva aruandena (Castillo, Liedtke & Welcker 2024).

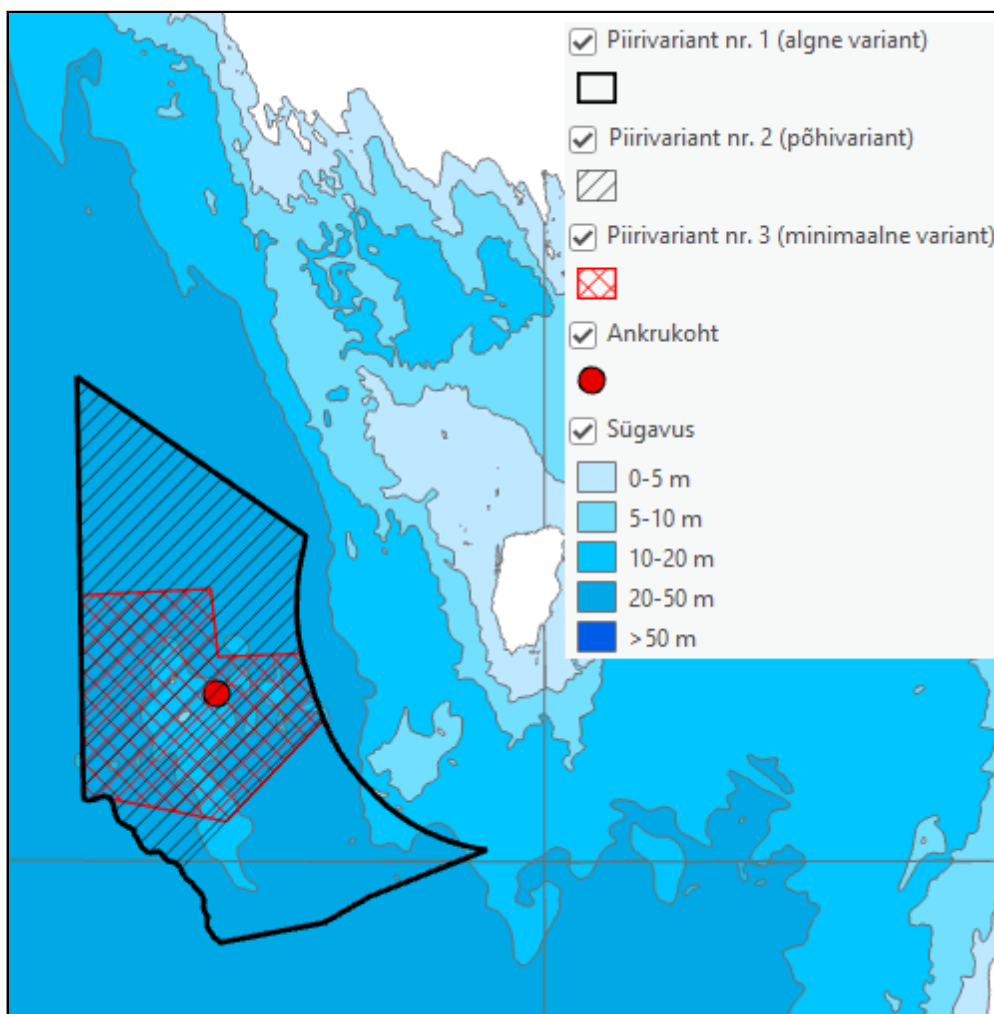
Telemeetriauringute ülesandeks oli uurida tuulepargi ala kasutamist lähedastel väikesaartel pesitsevate lindude poolt. Ala kasutusintensiivsusest pesitsevate lindude poolt sõltub tuulepargi poolt põhjustatav barjäärifekt. Telemeetriauringute metoodika ning põhjalikud tulemused esitatakse iseseisva aruandena (Burger et al. 2024).

Käsitletav ala

Käsitletav uuringuala oli Liivi lahe idaosas paiknev Utilitas Wind OÜ kavandatav Saare-Liivimeretuulepargi esialgne ala, pindalaga ca 300 km².

Linnustiku uuringu esmaste tulemustest (2022 aastal läbiviidud uuringud) lähtuvalt selgus, et käsitletav uuringuala on oluline veelindude peatumisala ja seda eriti lõuna poolses osas. Sama lõuna poolset arendusala läbib ka oluline maismaalindude rändekoridor, joonel Munalaid-Kihnu-Ruhnu-Kolka neem. Mitmeaastaste linnustiku uuringute tulemustest lähtuvalt selgus, et olulised lindude peatumisalad paiknevad lisaks ka esialgse arendusala põhja osas. Püüdes vähendada tuulepargi potentsiaalset mõju peatuvatele veelindudele, on töö käigus rakendatud arendusala vähendavat (leevendus)meedet, et vältida lindude olulisemaid peatumis- ja toitumisalasid. Seega on töös käsitletud kolme erinevat arendusala piirivarianti (joonis 1):

- Piirivariant nr 1. Esiagne arendusala, mille puhul Saare-Liivi meretuulepargi ala ulatus põhjast lõunasse ja pindala oli kõige suurem (ca 300 km²). Seda varianti kasutati lennuloenduste marsruudi väljatöötamisel peatuvate veelindude loendamiseks. Nimetatud piirivariandist loobuti üsna varakult ning seda pole järgnevas aruandes lähemalt käsitletud.
- Piirivariant nr 2. Algse uuringuala ja piirivariandi kesk- ja põhjaosa. See on põhivariant, mida on kasutatud ja hinnatud enamuse käesoleva aruande alateemade puhul.
- Piirivariant nr 3. Vähendatud piirivariant, hõlmab algse piirivariandi 1 keskosa. Variandi loomise tingis vajadus leida leevendusmeetmeid tuulepargi negatiivse väljatõrjuva mõju vähendamiseks lindudele, mis selgus uuringute käigus.



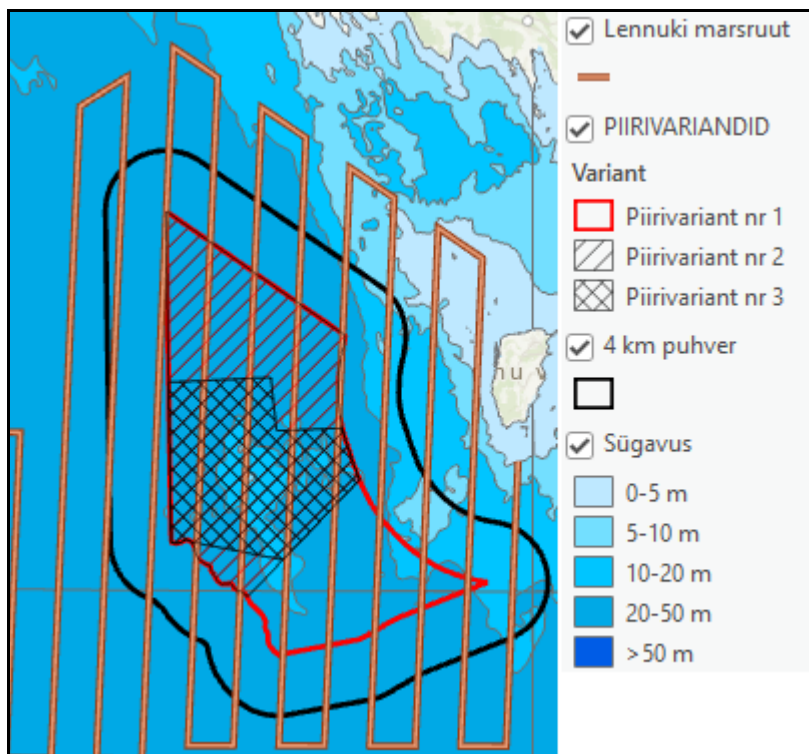
Joonis 1. Saare-Liivi arendusala piirivariandid

Peatuvate veelindude uuringud

Peatuvate veelindude uuring viidi läbi visuaalse lennuloendusena, kasutades rahvusvaheliselt soovitatud standardit (Pihl & Frikke 1992, Camphuysen et al. 2004) ja selle hilisemat modifikatsiooni (Fox et al. 2006).

Loenduse läbiviimiseks koostati kogu Saare-Liivi esialgset arendusala (piirivariant nr 1) ja selle ümbrust kattev lennumarsruut (joonis 2). Marsruudi lõigud asusid üksteisest 3 km kaugusel, mis on minimaalne vahekaugus käesolevas töös kasutatud meetoodika puhul (Petersen & Fox, 2005). Sellise vahekauguse korral on vaatlustega kaetud 2/3 esialgsest uuritavast alast. Et vältida võimalikku päikesepeegelduse mõju, planeeriti transektid orienteeritult põhja-lõuna suunas.

Lennuloenduse läbiviimiseks kasutati selleks sobivaid üla-tiibadega kahemootorilisi väikelennukeid TECNAM P2006T ja Cessna Skymaster 372, mis kuuluvad Rootsi firmale PropExpress Scandinavia Aps, kes on Läänemere regioonis üks juhtivamaid ettevõtteid lennuloenduste alal (joonised 3 ja 4). Kahe mootori olemasolu väikelennukil mere kohal läbi viidavate loenduste puhul on vajalik turvalisuse kaalutlustel. Ülatiivad tagavad takistusteta vaatevälja.



Joonis 2. Peatuvate veelindude loendusmarsruut



Joonis 3. Lennuk TECNAM P2006T Pärnu lennuväljal



Joonis 4. Lennuk Cessna Skymaster 372 ja vaatlusmeeskond Pärnu lennuväljal

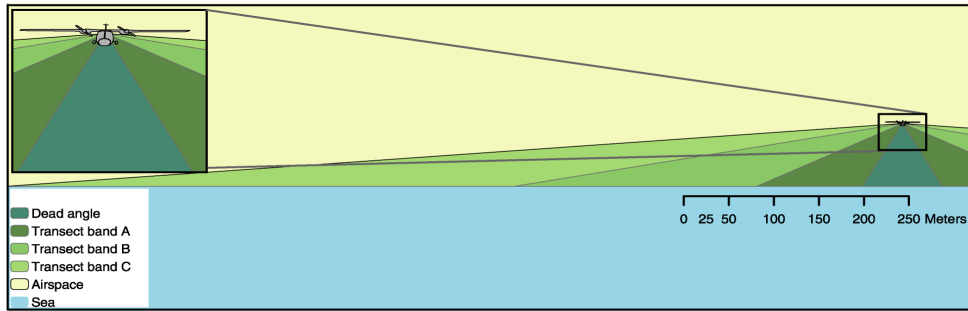
Läbi viidi 20 loendust kahe aasta jooksul lindude olulisematel esinemisperioodidel (tabel 2).

Tabel 2. Lennuloendused

Tähis	Sesoon	Kuupäev	Loendajad
K1	kevad	25.04.2022	Leho Luigujõe, Uku Paal
K2	kevad	6.05.2022	Leho Luigujõe, Triin Kaasiku
K3	kevad	19.05.2022	Uku Paal, Pelle Mellov
Su1	suvi	31.07.2022	Tarvo Valker, Art Villem Adojaan
Sy5	sügis	12.09.2022	Tarvo Valker, Uku Paal
Sy6	sügis	24.10.2022	Tarvo Valker, Pelle Mellov
Sy1	sügis	28.11.2022	Pelle Mellov, Art Villem Adojaan
T1	talv	27.01.2023	Pelle Mellov, Uku Paal
T2	talv	09.03.2023	Tarvo Valker, Uku Paal
K4	kevad	10.04.2023	Leho Luigujõe, Uku Paal
K5	kevad	20.04.2023	Pelle Mellov, Uku Paal
K6	kevad	04.05.2023	Leho Luigujõe, Uku Paal
Su2	suvi	31.07.2023	Leho Luigujõe, Tarvo Valker
Su3	suvi	17.08.2023	Uku Paal, Art Villem Adojaan
Sy2	sügis	24.10.2023	Leho Luigujõe, Tarvo Valker
Sy3	sügis	02.11.2023	Uku Paal, Art Villem Adojaan
Sy4	sügis	16.11.2023	Tarvo Valker, Art Villem Adojaan
T3	talv	21.12.2023	Tarvo Valker, Pelle Mellov
T4	talv	26.01.2024	Uku Paal, Art Villem Adojaan
T5	talv	27.01.2024	Uku Paal, Art Villem Adojaan

Loendusmetoodika

Igal lennuloendusel osales kaks kogenud vaatlejat. Üks vaatleja paiknes lennuki vasakul ja teine paremal pardal. Vaatlejate ülesandeks oli lindude määramine ja loendamine ning vaatluste jooksev salvestamine diktofoni. Üks pardavaatlejatest oli loenduse juht, kes oli vajadusel raadiosides piloodiga, täpsustades lennutrajektoori ja muude parameetrite (lennukõrgus- ja kiirus ning pöördetrajektor) vastavust planeeritule. Ühe loenduslennu kestvus oli ligikaudu 4 tundi, olenedes tuule suunast ja tugevusest. Soovituslik lennukiirus oli 185 km/h, lennukõrgus 76 m. Lendamine kõrgemal raskendab nn kriitiliste liikide (kaurid) avastamist ja määramist. Loendus toimus lennuki mõlemal pardal kolmel loendusribal (joonis 5). Kolme loendusriba kasutamine on oluline arvukushinnangute leidmiseks hilisema andmetöötluse käigus (Buckland *et al.* 2001). Loendusriba laiuse püsivaks testimiseks oli vaatlejail kasutada nurgamõõtjad (SILVA, *type 65*).



Riba	Riba laiused (risti transektide suhtes)	Nurk horisondist
A	44 – 163	60 – 25
B	164 – 432	25 – 10
C	433 – 1000	10 – 4
(D)	(> 1000)	(< 4)

Joonis 5. Lennuloenduste loendusribade parameetrid (Petersen & Fox, 2005 järgi)

Linde määrati ja loendati reeglina visuaalselt palja silmaga, kasutades vajadusel ka binoklit. Loendustulemused loeti sekundi täpsusega diktofonile. Kuna kõigil vaatlejail oli kasutada GPS seadmed, siis oli kellade täpsus ja sünkroonsus püsivalt tagatud. Vaatlejate diktofonide kellad olid sünkroniseeritud GPS kellaga. Koordinaadid fikseeriti automaatselt intervalliga 1 sekund.

Loendused kavandati selliselt, et ilmastiku poolt tingitud loenduste kvaliteedi langus oleks minimaalne. Mere seisund loendustel ajal ei ületanud 3 palli Beaufort skaalas (tuule kiirus ca 5 m/sek).

Andmetöötlus

Andmetöötluse põhiülesandeks on leida lindude arvukushinnangud ja leviku tiheduspinnad. Algandmeteks olid lennuloenduse tulemused, keskkonnamuutujate andmed ja prognoosiruudustik resolutsiooniga 1 km². Nende põhjal koostati uurimisala, transekte, loenduslõike, lindude vaatlusi ja prognoosi lähteandmeid kajastavad andmekihid. Kasutati tarkvara Microsoft Excel, ArcGIS Pro ja R 4.3.2.

Peatuvate veelindude arvukuse iseloomustamiseks kasutasime põhinäitajana sesooni maksimaalset arvukushinnangut. Loendustega ei ole võimalik ala täielikult katta, eelkõige samade lindude korduva loendamise vältimiseks nende lendutõusul lennuki eest. Seega ei kata loendustulemused ala tervikuna, mis tingib arvukushinnangute kasutamise vajaduse.

Algne piirivariant nr 1 oli aluseks lennuloenduse marsruutide väljatöötamisel, kuid sellest töö käigus peatselt loobuti, kui selgus, et esialgse uuringuala piirivariant 1 lõuna osa on oluline lindude peatumisala ja seda läbib maismaa lindude rändekoridor.

Käesolevas aruandes võeti arvukushinnangute koostamisel aluseks peamine piirivariant nr 2 (joonis 1). Peatuvate veelindude suure arvukuse tõttu nii esialgse piirivariandi 1 põhja kui lõuna osas osutus vajalikuks hilisemas analüüsis lisaks vähendatud piirivariandi kasutuselevõtt (piirivariant nr 3).

Tuulikute eeldatav väljatõrjuv mõju ulatub ka väljapoole tuulepargi piire ning tuuleparke peab vaatlema koos teatud puhvriga. Sukelpartide kui käesoleval juhul kõige olulisema linnurühma puhul on peetud vajalikuks kuni 4 km laiuse puhvriga arvestamist (JNCC 2022). Kauride puhul võib väljatõrjuv mõju ulatuda isegi 10 ja enama kilomeetri kaugusele. Uued uuringud annavad jätkuvalt täiendavaid teadmisi ja seetõttu ajakohastatakse soovitusi ja juhiseid pidevalt teadmistebaasi suurenedes. Seniseid loendus- ja seiretulemusi käsitlevate kirjandusallikate koondanalüüsil järeldati, et lisaks konservatiivsele 4 km laiusele puhvrile võiks vähemalt osade liikide (käesoleval juhul on neist oluline aul) puhul vaadelda ka ekspertide soovitatud 2 km laiuse puhvriga varianti (Jacobsen & Tjørnløv 2024). Vältimaks liiga suurt variantide arvu, kasutasime arvukushinnangute leidmisel kahte varianti: **variant nr 2 (piirivariant nr 2 koos 4 km laiuse puhvriga) ja variant nr 3 (piirivariant nr 3 koos 2 km laiuse puhvriga auli ja koos 4 km laiuse puhvriga vaeraste puhul).**

Lindude koguarvukus ja asustustihedus uuritaval alal sõltub lisaks uurimisala ja vaatlustega kaetud ala suhtele ka lindude avastatavusest vaatlustega kaetud alal. Avastatavus väheneb tavaliselt kauguse suurenemisel marsruudi joonest. Distsantsloenduse meetod („*distance sampling*“) on laialt levinud meetod avastatavuse ja arvukushinnangute leidmiseks (Buckland et al. 2001). Meetod leiab vaatluste kauguste põhjal marsruudi joonest nende jaotust kirjeldava funktsiooni. Saadud funktsiooni kaudu leitakse suurused, mida kasutatakse avastatavuse arvestamiseks asustustiheduste ja arvukuste leidmisel. Meetodi rakendamiseks kasutati R paketti *Distance* (Miller et al. 2019). Töös katsetati erinevaid avastamisfunktsiooni lähendeid, neist parimaks loeti väikseima AIC väärtuse andnud funktsioon. Kõige sagedamini osutusid väljavalituks nn „*half-normal*“ või „*hazard-rate*“ funktsioon. Meetod nõuab teatud hulga algandmete olemasolu ja on kasutatav ainult osade liikide-sesoonide kombinatsioonide puhul (käesolevas töös vähemalt 20 liigi vaatlust loenduse kohta).

Leviku tiheduspindade modelleerimisel leitakse vaatlustulemuste ja keskkonnamuutujate väärtuste vahelised seosed. Nende põhjal arvutatakse ala lausaliselt katvad asustustiheduse prognoosid teatud suurusega pinnaühikute (käesoleval juhul 1 km²) kaupa. Modelleerimisel kasutati sõltumatute muutujatena ristkoordinaate ja keskkonnamuutujaid, mis ei korreleeru tugevalt omavahel ja mille väärtusi võib lugeda ajas enam-vähem püsivateks: sügavus, pehme sette osakaal, nõlvakalle ja avatus lainetusele (tabel 3). Modelleerimisel kasutati

üldistatud aditiivseid mudeleid (GAM) ja R paketti DSM 2.3.1 (Miller et al. 2013). Pakett DSM on loodud üldistatud aditiivsete mudelite kasutamiseks transektloenduse andmete modelleerimiseks ja võimaldab arvestada distantsloenduse meetodi tulemusi.

Sarnaselt arvukushinnangute leidmisele nõuab ka tiheduspindade modelleerimine teatud hulga algandmete olemasolu ja on kasutatav ainult osade liikide-sesoonide kombinatsioonide puhul (käesolevas töös vähemalt 20 liigi vaatlust loenduse kohta). Leviku tiheduspinnad modelleeriti kõigi loenduse-liigi kombinatsioonide jaoks, mille puhul arvukushinnangud ületasid 1% liigi rändetee asurkonna arvukusest; ülejäänud juhtudel kõige suurema vaatluste arvuga kombinatsioonide jaoks. Mõnedel juhtudel ei leitud statistiliselt usaldusväärseid seoseid liigi asustustiheduse ja keskkonnamuutujate väärtuste vahel, kui liik esines väheste isenditena üle laia ala (naerukajakas, tiirud).

Tabel 3. Kasutatud keskkonnamuutujad

Nimetus	Kirjeldus	Aastad	Ühik	Allikas
X	x-koordinaat koordinaatsüsteemis „Estonia 1997 Estonia National Grid“ (3301)		m	
Y	y-koordinaat koordinaatsüsteemis „Estonia 1997 Estonia National Grid“ (3301)		m	
sügavus	vee sügavus		m	1
nõlvakalle	merepõhja kalle		°	1
lainetus	avatus lainetusele veepinnal lihtsustatud lainemudeli põhjal	2008	m ² s ⁻¹	2
pehmedsetted	Pehmete setete osakaal modelleerimise põhjal	2018	%	3

Allikad:

1 – Veeteede Ameti batümeetriaandmed (2017)

2 - Nikolopoulos A, Isæus M (2008) Wave Exposure Calculations for the Estonian Coast. AquaBiota Water Research AB, Stockholm, Sweden.

3 - TÜ Eesti Mereinstituut (2018) Eesti mereala elupaikade kaardiandmete kaasajastamine.

Ülelendavate lindude uuringud

Ülelendavate lindude uuringu raames viidi omakorda läbi visuaalsed vaatlused, radarvaatlused horisontaalse ja vertikaalse radariga ning öiste hääliksuste audiosalvestamine. Erinevate loendusmeetodite kasutusala on toodud tabelis 4.

Tabel 4. Ülelendavate lindude loendusmeetodite kasutusala

Kasutusala	Visuaalsed vaatlused	Vertikaalne radar	Horisontaalne radar	Audiosalvestised
Liigiline koosseis	x			x
Lennu intensiivsus ja selle dünaamika	x	x		
Lennukõrgus	x	x		
Lennusuunad	x		x	

Ülelendavate lindude uuringud teostati ankrus seisvalt laevalt. Uuringud viidi läbi laevadelt Arne Tiselius ja Hydrograf. Laeva ankrukohtade koordinaadid olid 58,077 – 58,080° põhjalaiust ja 23,689 – 23,694° idapikkust (joonis 1). Visuaalsete ja radarvaatluste puhul kasutati BioConsult SH poolt kasutatavat meetodikat (BioConsult SH 2020). Kahe aasta vältel viidi läbi 13 loendust pikkusega keskmiselt 8 ööpäeva (tabel 5). Lisaks linnustiku andmetele fikseeriti sagedusega üks kord tunnis meteoroloogilised andmed: nähtavuskaugus, sademete olemasolu, pilvisus, tuule kiirus ja suund, õhutemperatuur, merepinna seisund ja lainekõrgus.

Tabel 5. Laevaloendused

Sesoon	Kuupäevad	Laev
kevad 2022	29.04.-9.05.2022	Arne Tiselius
	16.-26.05.2022	Arne Tiselius
sügis 2022	27.07.-1.08.2022	Arne Tiselius
	24.-29.08.2022	Arne Tiselius
	15.-25.09.2022	Arne Tiselius
	4.-14.10.2022	Arne Tiselius
kevad 2023	8.-15.04.2023	Hydrograf
	26.04.-3.05.2023	Hydrograf
	14.-20.05.2023	Hydrograf
sügis 2023	21.-27.08.2023	Hydrograf
	5.-13.09.2023	Hydrograf
	23.09.-1.10.2023	Hydrograf
	13.-19.10.2023	Hydrograf

Visuaalvaatluste metoodika

Visuaalseid vaatlusi viidi läbi kogu valge aja jooksul. Linde loendati 15 minuti pikkuste loendustsükli kaupa, üks tsükkel igas pooles tunnis. Vahe kahe tsükli vahel oli vähemalt 5 minutit. Loendusel osales kaks vaatlejat, kes registreerisid lendavad linnud 360° ulatuses ümber laeva (v.a. tekiehitiste poolt varjatud osa). Lindude määramiseks ja loendamiseks kasutati binoklit ning soodsate tingimuste (vähene laeva kõikumine) korral abivahendina vaatlustoru. Vaatluskoht asus laeva ahtritekil, vaatleja silma kõrguseks oli 6,8 (Arne Tiselius) ja 7,0 (Hydrograf) meetrit merepinnast.

Registreeriti lendavate lindude liik, arv isendites, lennukõrgus meetrites, lennusuund (8 ilmakaart), kaugus laevast meetrites ja seos laeva vms-ga (kui esines). Kaugus laevast hinnati visuaalselt, abivahendiks olid 2 laevast 1500 m kaugusele paigutatud poid. Lennukõrgus hinnati enamasti visuaalselt, üksikutel juhtudel ka laserbinoklit kasutades. Vaatlustel ei registreeritud kohalike kajakate liikumisi. Kohalikud kajakad võivad ületada ala korduvalt ja nende liikumine võib olla mõjutatud laeva ligimeelitavast mõjust.

Kokku viidi 92 loenduspäeval 15 minuti pikkusi loendustsükleid läbi 2679 korral. Puhas loendusaeg oli 669,75 tundi. Kuna igas pooles tunnis kaeti vastavalt metoodikale loendustega 15 minutit, oli uuringuga kaetud kokku 1307 tundi valget aega.

Lennu intensiivsus on antud isendites tunnis. Arvutatud on keskmised intensiivsused: summeeritud on pikema ajavahemiku (päev või kõik samad tunnid kuu jooksul) jooksul loendatud lindude arv ja jagatud see vaatlusajaga. Edasi arvutati saadud keskmiste keskmised, mediaanid ja standardvead kuu ning sesooni kaupa.

Radarivaatluste metoodika

Radarvaatluste puhul kasutati samaaegselt vertikaalselt töötavat radarit lennu intensiivsuse ja kõrguse registreerimiseks ning horisontaalselt töötavat radarit lennusuundade registreerimiseks.

Kasutati radareid, mille tehnilised andmed on järgmised:

tüüp: Sperry Marine Visionmaster FT

väljundvõimsus: 25kW

sagedus: X-band, 9.41 GHz

horisontaalkiire laius: 1.3°

vertikaalkiire laius: 24°

pöörlemiskiirus: 28 rpm

Loendustel kasutatud radarite seaded on toodud tabelis 6. Vertikaalse radari tööraadius oli 1,5 km ja horisontaalse radari tööraadius 3 km. Vertikaalse radari töötasand hoiti risti valdava

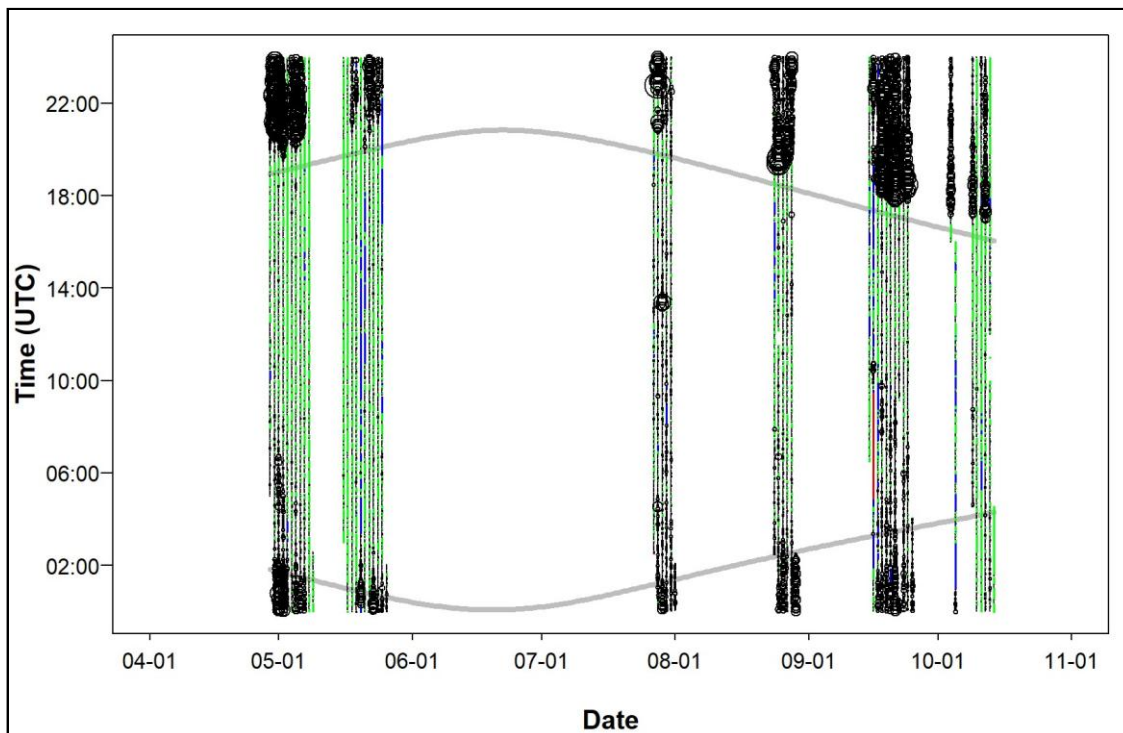
rändesuunaga. Kuna laev triivib ümber ankru olenevalt tuule suunast, korrigeeriti vertikaalse radari asendit vastavalt vajadusele.

Tabel 6. Radarite seaded

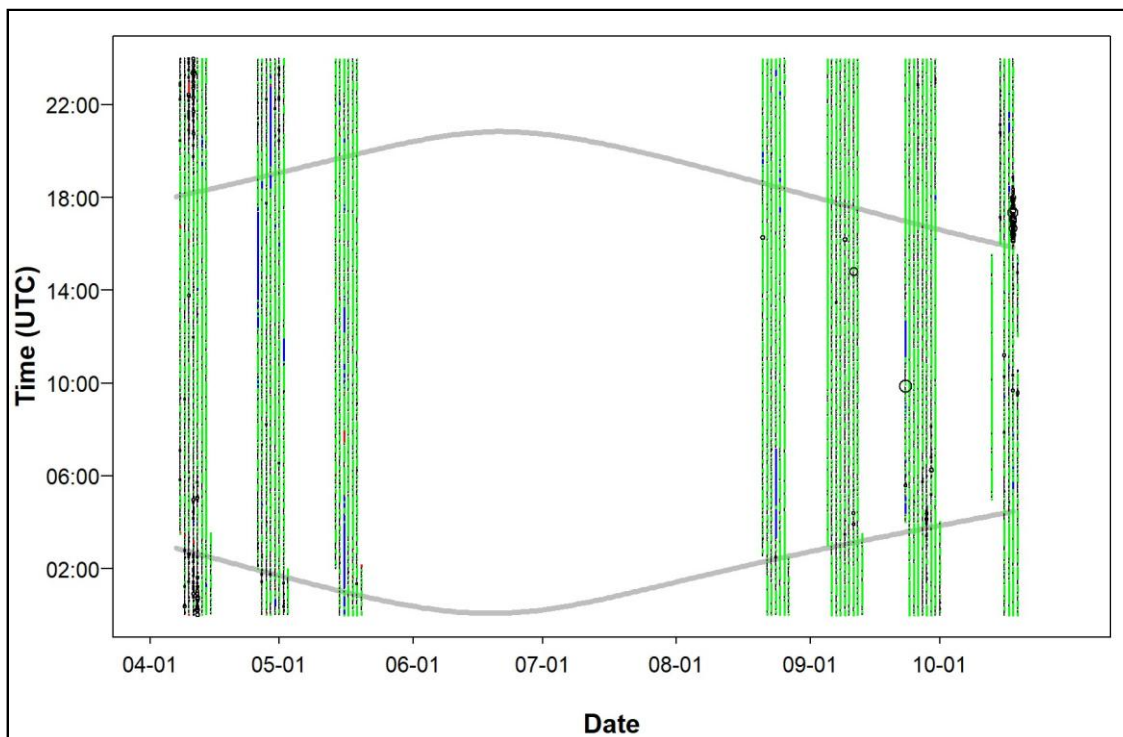
	Vertikaalne	Horisontaalne
Signal length		SP (Short pulse)
Enhancement		OFF
Gain	70 %	60 %
Rain		MAN (manual) and out (0 %)
Sea		MAN (manual) and out (0 %)
Tune		ACF
Motion mode		RM (Relative motion)
Presentation mode	HUP (Heading up)	NUP (North up)
Range	1.5 km	3 km
Target trails (afterglow)	LONG, 45 sec	LONG, 90 sec

Radarivaatluste tulemused registreeriti, salvestades radariekraanil kujutatut JPEG formaadis intervalliga 4 minutit. Salvestamiseks kasutati programmi *Epiphan capture tools*. Ekraanisalvestised edastati BioConsult SH-le, kes koostas nende põhjal andmebaasi ja teostas esmase andmetöötamise vastavalt nende poolt kasutatavale metoodikale (Welcker 2019, Welcker et al. 2016, Hüppop et al. 2006).

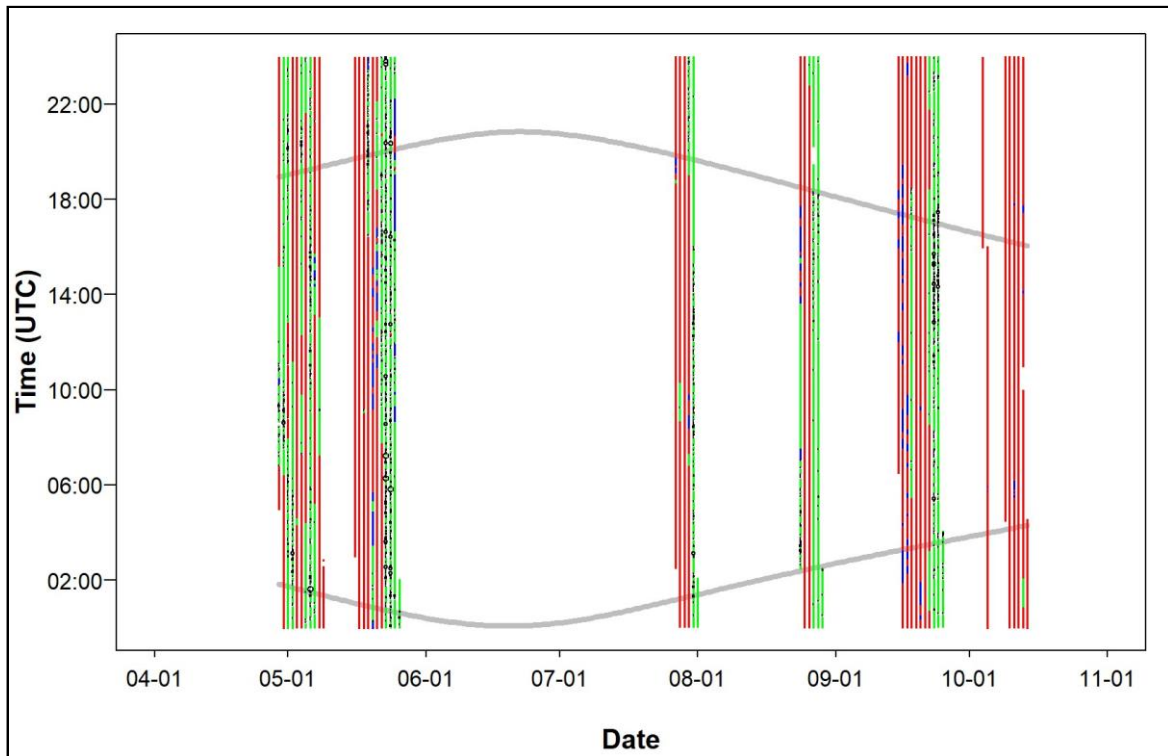
Radarid töötasid ööpäevaringselt, kuid nende töö efektiivsusele avaldasid mõju ilmastikutingimused (vihm, lainetus). Radarid töötasid 107 kuupäeval kokku 2200 tundi. Vertikaalradariga salvestati 33005 ekraanisalvestist, neist 31628 (96%) olid kehtivad (häiringud radariekraanil puudusid või moodustasid alla 25% ekraani pindalast; joonised 6 ja 7). Vertikaalradariga salvestatud kontaktide arv oli 56562. Horisontaalradariga salvestati 33149 ekraanisalvestist, neist 11678 (35%) olid kehtivad (joonised 8 ja 9). Kehtivate ekraanisalvestiste väiksem osakaal horisontaalradari puhul on tingitud lainetuse poolt põhjustatud häiringute tugevast mõjust. Horisontaalradariga salvestatud kontaktide arv oli 6040.



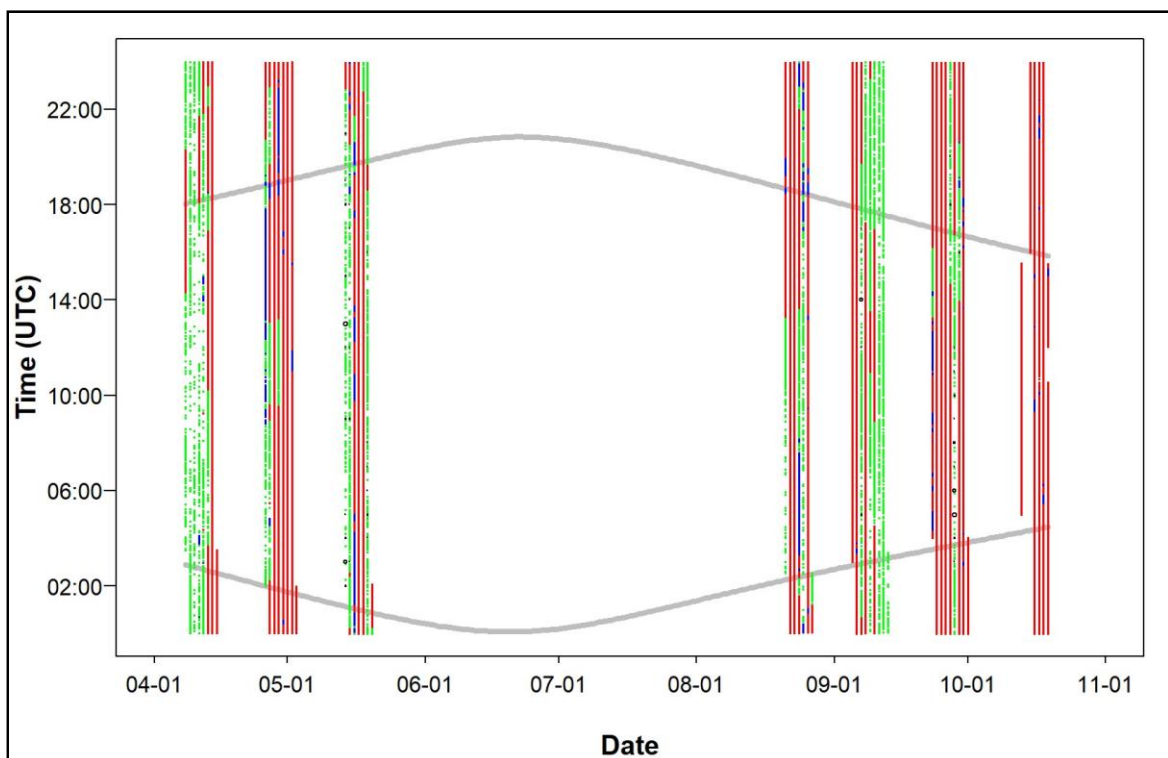
Joonis 6. Vertikaalradari töö efektiivsus 2022. aastal (roheline – kehtivad ekraanialvestised, tume – kontaktid, sinine – vihm, punane – muu mittekehtiv. Hall joon tähistab öö ja päeva piiri. Horisontaalteljel kuupäev, vertikaalteljel kellaeg (UTC))



Joonis 7. Vertikaalradari töö efektiivsus 2023. aastal (roheline – kehtivad ekraanialvestised, tume – kontaktid, sinine – vihm, punane – muu mittekehtiv. Hall joon tähistab öö ja päeva piiri. Horisontaalteljel kuupäev, vertikaalteljel kellaeg (UTC))



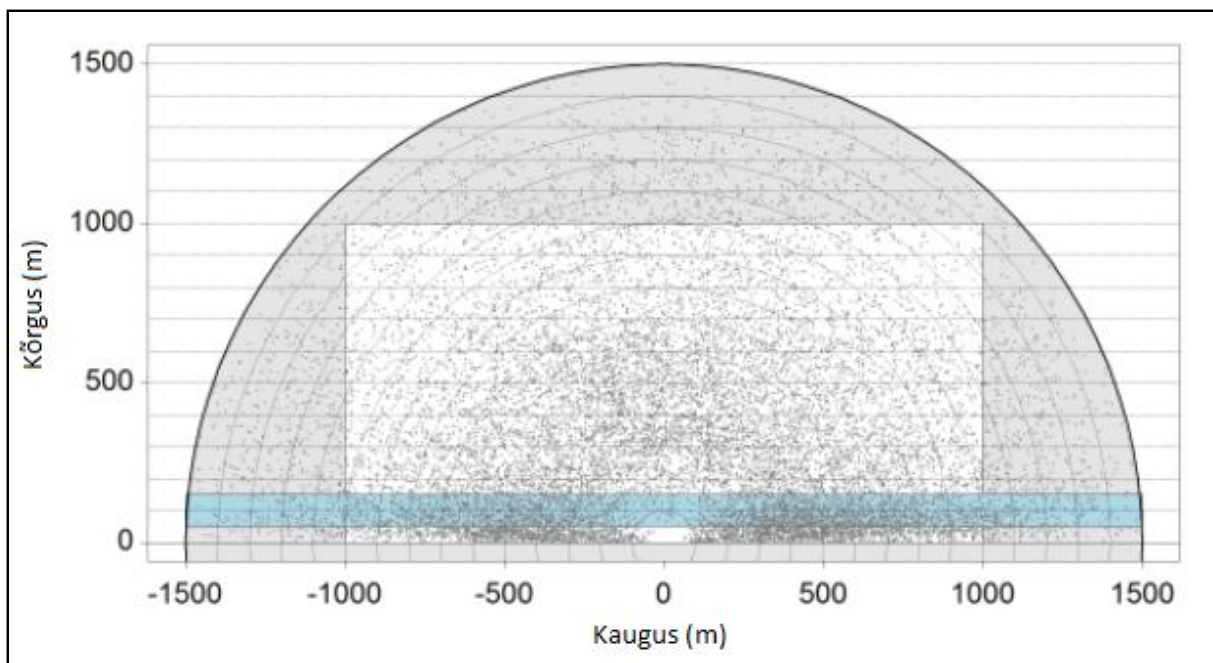
Joonis 8. Horisontaalaradari töö efektiivsus 2022. aastal (roheline – kehtivad ekraanisalvestised, tume – kontaktid, sinine – vihm, punane – muu mittekehtiv. Hall joon tähistab öö ja päeva piiri. Horisontaalteljel kuupäev, vertikaalteljel kellaeg (UTC))



Joonis 9. Horisontaalaradari töö efektiivsus 2023. aastal (roheline – kehtivad ekraanisalvestised, tume – kontaktid, sinine – vihm, punane – muu mittekehtiv. Hall joon tähistab öö ja päeva piiri. Horisontaalteljel kuupäev, vertikaalteljel kellaeg (UTC))

Ekraanialvestistelt mõõdeti kontaktide koordinaadid, mis iseloomustavad vertikaalradari puhul kaugust laevast horisontaalsuunas ja lennukõrgust, horisontaalradari puhul lennuraja algus- ja lõpp-punkti. Horisontaalradari puhul leiti saadud koordinaatide põhjal lennusuunad.

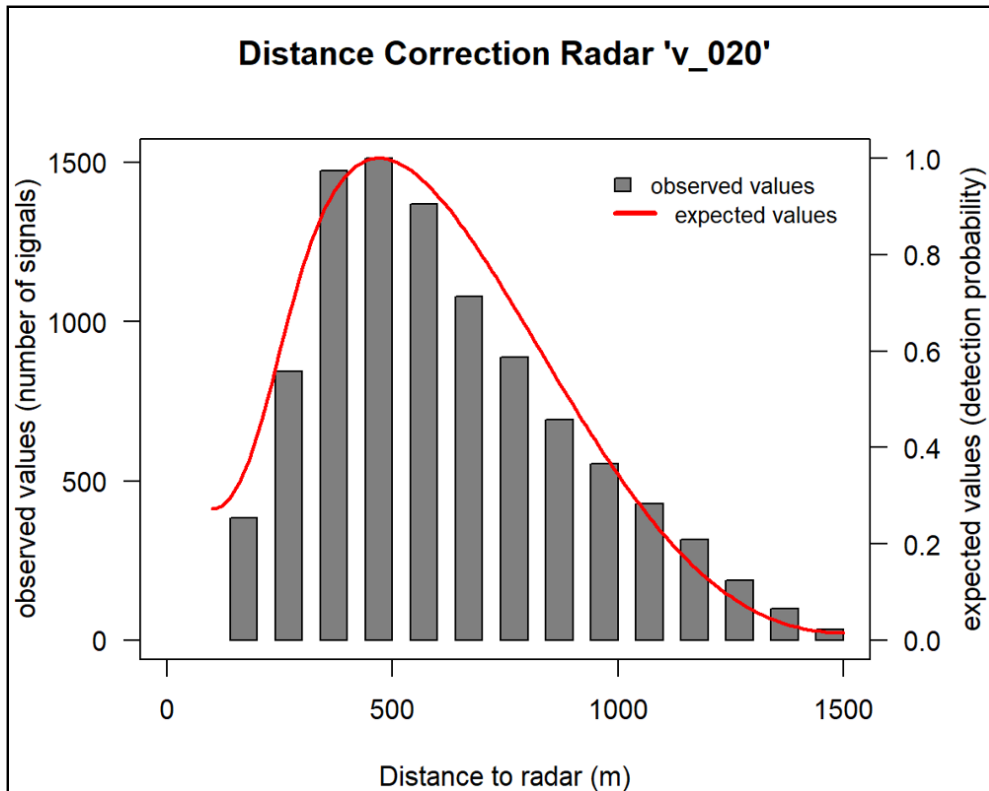
Vertikaalse radari töökaugus on 1500 m. Radari tööala on poolringi kujuline, kõrguse suurenemisel väheneb radari poolt kaetava ala pindala (joonis 10). Seetõttu kasutati lennu intensiivsuste arvutamisel ja lennukõrguste hindamisel ainult radarist horisontaalsuunas kuni 1000 m kaugusel ja merepinnast kuni 1000 m kõrgusel asunud kontakte. Lisaks on teatud mõjuhindangute analüüsil eristatud potentsiaalset tuulikute rootorite töökõrgust. Töökõrgustena kasutati kahte variant vastavalt tellijalt saadud andmetele: 40-275 m (variant A) ja 30-310 m (variant B).



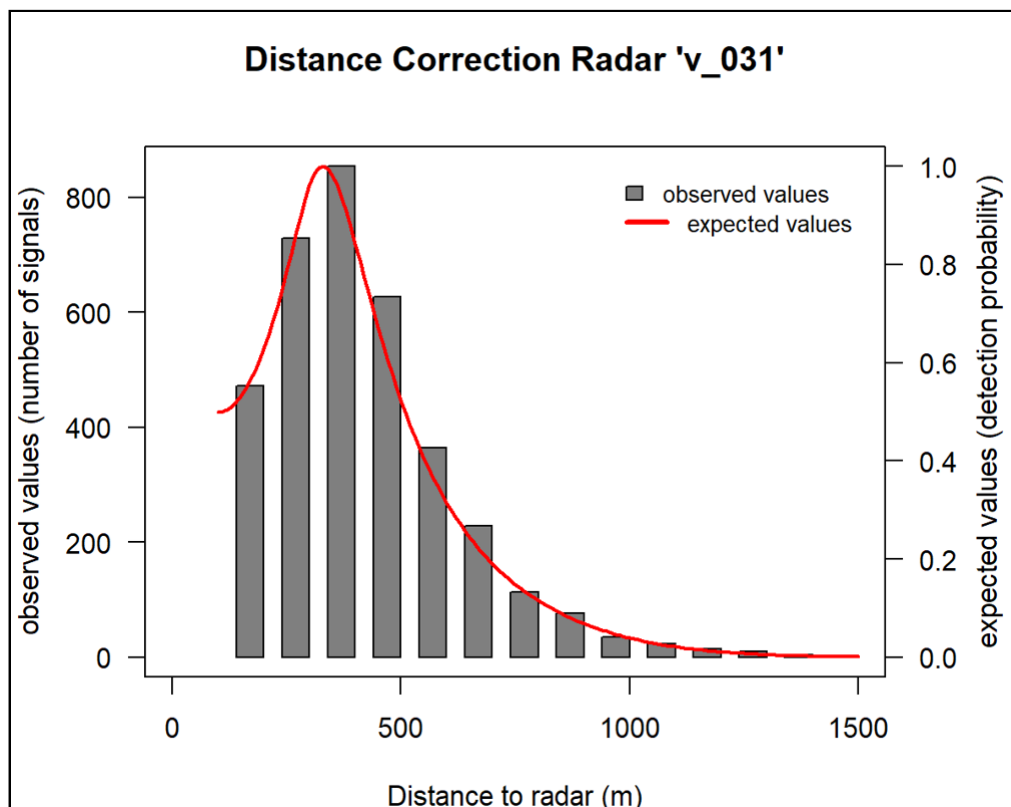
Joonis 10. Illustratsioon radarikontaktide kasutamisest. Hall poolring kujutab vertikaalse radari tööala raadiusega 1500 m, valge ristkülik maksimaalset ala mille kontakte kasutatakse lennu intensiivsuse arvutamisel, sinine ristkülik ala mille kontakte kasutatakse kaugusest sõltuva avastatavustõenäosuse modelleerimisel. Radari lähiümbruses (raadiusega ca 100 m) fikseeritud kontaktid praktiliselt puuduvad (Welcker 2019).

Lindude avastatavus radariga sõltub mitmesugustest teguritest, millest üks olulisemaid on linnu kaugus radarist. Radarikiirega kaetud ala ruumala suureneb kauguse suurenemisel radarist, samas kiire peegeldumisvõime linnult väheneb. Tulemuseks on üsna keeruline sõltuvus avastatavuse ja kauguse vahel. Kaugusest sõltuvuse kompenseerimiseks kasutas BioConsult SH vertikaalradari puhul meetodit nimega *“distance sampling”* (Buckland et al. 2001). Kõigi 50–150 m kõrgusel registreeritud kontaktide andmetel koostati avastatavusfunktsioon, mida kasutati seejärel vertikaalse radari tulemuste korrigeerimiseks

(joonised 11 ja 12). Kõrgusvahemikus 50-150 m on lindude arvukus suur ja radarvaatluste tulemused on vähe mõjutatud muudest segavatest teguritest, näiteks kaetava riba pindala ei vähene märkivsiväärselt kõrguse suurenemisel. Avastatavusfunktsioon leiti eraldi mõlema uuringutes kasutatud radari jaoks. Funktsiooni tüübiks valiti nn “*hazard-rate key function with cosine adjustments*”. Kuna tulemuste korrigeerimiseks kasutatud avastatavusfunktsioon leiti eraldi kummagi radari jaoks, peaks see vältima laeva mõju loendustulemustele.



Joonis 11. Kaugusest sõltuv avastatavusfunktsioon laeval Arne Tiselius kasutatud vertikaalse radari jaoks (horisontaalteljel kaugus radarist, meetrit; vertikaalteljel vasakul vaadeldud signaalide arv, vertikaalteljel paremal avastamise tõenäosus)



Joonis 12. Kaugusest sõltuv avastatavusfunktsioon laeval Hydrograf kasutatud vertikaalse radari jaoks (horisontaalteljel kaugus radarist, meetrit; vertikaalteljel vasakul vaadeldud signaalide arv, vertikaalteljel paremal avastamise tõenäosus)

Radar fikseerib väga halvasti vahetus läheduses olevaid linde. Andmeanalüüsil arvestati vertikaalradari puhul ainult alates 100 m kaugusel asunud kontaktidega. Seetõttu väheneb aga radarivaatlustega kaetud ala pindala radari vahetus läheduses. Selle kompenseerimiseks kasutati nn pindala parandustegurit. Kasutades kontakte kuni 1000 m kauguseni radarist mõlemale poole on teoreetiline horisontaalne töökaugus 2000 m. Sellest lõigatakse keskelt välja poolring raadiusega 100 m. Kõrgusel 0 m on tegelik töökaugus $2000 - 200 = 1800$ m, kõrguse suurenemisel tegelik töökaugus suureneb (poolringi kõõl väheneb). Kõrgemal kui 100 m võrdub tegelik töökaugus teoreetilise 2000-ga. Pindala parandustegur arvestab töökauguse vähenemist.

Vertikaalradari kontakti lõplik korrigeeritud väärtus andmebaasis saadi meetodil "distance sampling" leitud kauguse parandusteguri ja pindala parandusteguri kombineerimisel. Kontaktide korrigeeritud väärtused on aluseks lennu intensiivsuse ja lennukõrguse analüüsil.

Lennu intensiivsuse leidmiseks summeeriti korrigeeritud kontaktide väärtused tunni kaupa, seejärel leiti lennu intensiivsus, arvestades ka ekraanisalvestistega kaetud ajavahemiku pikkust. Lennu intensiivsus antakse kontaktides tunnis 1 km kohta. Järgnevalt leiti päevane ja öine keskmine lennu intensiivsus kuupäeva, kuu ja sesooni kohta. Kuupäeva keskmise intensiivsuse arvutamisel kasutati ainult nende vaatlustundide andmeid, kus saadi vähemalt

3 kehtivat ekraanisalvestist. Kuu ja sesooni keskmise intensiivsuse arvutamisel kasutati ainult nende kuupäevade andmeid, kus vaatlustega kaetud ajavahemik moodustas vähemalt 50% päeva või öö pikkusest. Kuu ja sesooni kohta arvutati lisaks keskmisele ka lennu intensiivsuse mediaan ja standardviga.

Lisaks arvutati kogu sesooni (k. a. vaatlustega katmata päevad) jooksul tuulepargi ala läbida võivate kontaktide arvu prognoosid päevasel ja öisel ajal. Kontaktide koguarv vaatluspäeva või -öö jooksul leiti korrutades keskmine kontaktide arv tunnis päeva või öö pikkusega ja oletatava tuulepargi laiusel. Tuulepargi oletatav laius mõõdeti risti valdava rändesuunaga (NE-SW). Tuulepargi laiusena kasutati 22,44 km. Saadud tulemustest moodustati „bootstrap“ meetodil 10000 valimit, kus iga valimi pikkus vastas sesooni pikkusele. Sesoonid piiritleti järgmiselt: kevad 15.märts kuni 31. mai, sügis 15. juuli kuni 5. november. Leiti kontaktide summa iga valimi jaoks ning viimaste keskmine väärtus ja 95% usaldusvahemik.

Visuaalsetel ja radarivaatlustel on mõlemal omad eelised ja puudused. Visuaalsed vaatlused võimaldavad määrata linnuliiki ja isendite arvu, radarvaatlused annavad ainult kontaktide (radari ekraanil eristatav linnu või lindude salga kujutis) arvu. Radarvaatlustel saadavad lennukõrgused ja kaugused on täpsemad, kui visuaalselt hinnatud. Visuaalsed vaatlused on kasutatavad ainult valgel ajal. Radarvaatlused on tundlikud sademete esinemise suhtes, mis katavad ekraani häiringutega ning muudavad kontaktide eristamise võimatuks. Visuaalsed vaatlused sobivad ainult madalamates õhukihtides lendavate lindude fikseerimiseks, kõrgemal kui 100 m lendavate lindude avastatavus on väike. Radarvaatlused vastupidi alahindavad kontaktide arvu kõige madalamates õhukihtides lainetusest tingitud häiringute tõttu.

Eespool nimetatud tegurite tõttu esinevad päevastes visuaalsete ja radarvaatluste tulemustes erinevused. Lisaks põhjustavad erinevusi veel erineval kaugusel lendavate lindude andmete kasutamine (visuaalsete vaatluste puhul kõik algandmed olenemata nende horisontaalsest kaugusest, vertikaalradari puhul enamasti 100-1000 m kaugusel registreeritud kontaktid) ning kohalike kajakate lendude mitteamistamine visuaalsetel vaatlustel (radarvaatlustel pole viimased eristatavad).

Audiosalvestiste metoodika

Salvestamiseks kasutati seadet Frontier Labs BAR-LT *Bioacoustic Recorder*. Salvestamine ei olnud võimalik tuulistel (tuul üle 10 m/sek) ja vihmastel öödel.

Salvestatud materjali analüüsiks kasutati tarkvara *Audacity* ja helifailid kontrolliti visuaalselt 15-18 sek lõikude kaupa. Kontrollimiseks edastatud materjali kvaliteet oli kõikuv, kuid valdav enamik salvestisi võimaldas lindude hääli taustamürast eristada. Häirivate teguritena esinesid salvestistel laeva mootori/generaatorimüra, veidrad lindude häälega sarnaseid sagedusi

katvad mehhaanilised hääled, harvem ka kõva tuul ja inimtekkelised hääled (kõne, raadio). Määrang liigi tasemeni esitati vaid kindlatel jutudel. Osad mehhaanilised hääled matkisid lindude hääli ja nende tõttu võisid osad isendid ka märkamata jääda. Kajakate puhul võib eeldada, et suurem osa neist on laeva jälitavad isendid ja pikalt samal salvestisel esinenud isendid registreeriti üldjuhul vaid esimesel kontaktil. Mõningatel juhtudel võib lindude täpse arvu määramine hääliitsuste põhjal olla raskendatud, seetõttu käsitleti tulemusi "kontaktidena".

Andmete interpreteerimisel tuleb arvestada järgmist:

- a) laeva valgustus vallandab paljudel isenditel hääliitsusinstinkti;
- b) laeva müra ja tuuled raskendavad kvaliteetset salvestamist;
- c) paljud liigid (kajakad, linavästri) võivad laeva jälitada või sellel aega veeta ja pikkade intervallide tagant korduvalt hääliitseda (üleloendamise oht);
- d) laev, kui puhkamisplatform, meelitab osad isendid oma rändeteelt kõrvale.

Linnustik

Peatuvad veelinnud

Peatuvate veelindude liigiline koosseis ja arvukus

Kokku kohati lennuloendustel 35 liiki veelinde. Tähelepanu väärivad liigid olid järgmised: põhjatoidulistest aul (*Clangula hyemalis*), tõmmuvaeras (*Melanitta fusca*) ja mustvaeras (*Melanitta nigra*); pelaagilistes kihtides toituvatest kaurid (*Gavia sp.*) ja kormoran (*Phalacrocorax carbo*); pinnatoidulistest hõbe- (*Larus argentatus*), kala- (*Larus canus*), naeru- (*Chroicocephalus ridibundus*) ja väikekajakas (*Hydrocoloeus minutus*) ning jõgi- (*Sterna hirundo*) ja randtiir (*Sterna paradisaea*). Kaure, tiire ja kala- ning hõbekajakat käsitleti aruande koostamisel määramisraskuste tõttu rühmana. Kõik liigini määratud kaurid olid punakurk-kaurid (*Gavia stellata*). Ülejäänud liigid esinesid väga väikesel arvul või olid koondunud väljapoole arendusala ja selle puhvrit Kihnu ümbruse madalale merealale.

Arvukaimaks liigiks Saare-Liivi arendusalal osutus aul, kelle maksimaalne arvukushinnang variandi nr 2 puhul ulatus kuni 92789 (tabel 7) ja variandi nr 3 puhul kuni 45558 isendini (tabel 8). Tõmmuvaera maksimaalsed arvukushinnangud olid vastavalt 43986 ja 4139 isendit, mustvaera arvukushinnangud 8048 ja 8048 isendit. Põhjatooidulistele liikidele järgnesid arvukuselt pinnatoidulised ja nende hulgas omakorda hõbe- ja kalakajakas (maksimaalselt 1604 isendit variandi nr 2 korral). Pelaagilistes kihtides toituvatest liikidest olid arvukaimad kaurid (maksimaalselt 464 isendit variandi nr 2). Arvukushinnangud variandi nr 3 jaoks on leitud ainult olulisemate mõjutatud liikide jaoks (aul ja vaerad; tabel 8). Ülejäänud liikide arvukushinnangud olid mõjuhinnangute alusel mõõdukad või madalad juba suurema variandi nr 2 korral ning nende ümberarvutamine polnud käesoleva töö eesmärke silmas pidades vajalik.

Veelinnud on rändlinnud, erinevad liigid kasutavad kõnealust ala erinevatel sesoonidel. Aastaringelt esinesid alal kajakad. Aul kasutas ala kevadel, sügisel ja talvel ning arktilise liigina suvel aul meie vetes puudub. Vaerad ja kormoran esinesid sagedamini kevadel ja suvel, sügisel ja eriti talvel kohati neid vähem. Eriti selgelt väljendus kevade ja suve eelistamine tiirudel. Talvitavad linnud puuduvad alal juhul, kuna karmidel talvedel on Liivi laht jäätunud. Lisaks sesoonidevahelisele erinevusele varieerus peatuvate veelindude arvukus alal märkimisväärselt nii sesoonide piires kui ka aastate vahel.

Tabel 7. Peatuvate veelindude maksimaalsed arvukushinnangud sesoonide kaupa variandi nr 2 korral (piirivariant nr 2 koos 4 km puhvriga). (Tabelist puuduvad liikide ja sesoonide kombinatsioonid, mille puhul liigi kohtamiste arv loendustel oli liiga väike arvukushinnangute leidmiseks. Oranžil taustal on arvukushinnangud, mis ületavad 1% liigi biogeograafilise asurkonna arvukusest.)

Liik	Sesoon	Aasta	Arvukushinnang, is
aul (<i>Clangula hyemalis</i>)	kevad	2022	614
aul (<i>Clangula hyemalis</i>)	kevad	2023	6837
aul (<i>Clangula hyemalis</i>)	sügis	2022	131
aul (<i>Clangula hyemalis</i>)	sügis	2023	27846
aul (<i>Clangula hyemalis</i>)	talv	2022/2023	74881
aul (<i>Clangula hyemalis</i>)	talv	2023/2024	92789
tõmmuvaeras (<i>Melanitta fusca</i>)	kevad	2022	43986
tõmmuvaeras (<i>Melanitta fusca</i>)	kevad	2023	349
tõmmuvaeras (<i>Melanitta fusca</i>)	suvi	2022	647
tõmmuvaeras (<i>Melanitta fusca</i>)	suvi	2023	828
tõmmuvaeras (<i>Melanitta fusca</i>)	sügis	2022	55
mustvaeras (<i>Melanitta nigra</i>)	kevad	2022	526
mustvaeras (<i>Melanitta nigra</i>)	kevad	2023	603
mustvaeras (<i>Melanitta nigra</i>)	suvi	2022	8048
hahk (<i>Somateria mollissima</i>)	kevad	2022	25
kaurid (<i>Gavia</i> sp.)	kevad	2022	148
kaurid (<i>Gavia</i> sp.)	kevad	2023	242
kaurid (<i>Gavia</i> sp.)	sügis	2022	40
kaurid (<i>Gavia</i> sp.)	sügis	2023	464
kaurid (<i>Gavia</i> sp.)	talv	2022/2023	136
kormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	kevad	2022	14
kormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	suvi	2022	364
kormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	suvi	2023	104
kala- ja hõbekajakas (<i>Larus canus et argentatus</i>)	kevad	2022	99
kala- ja hõbekajakas (<i>Larus canus et argentatus</i>)	kevad	2023	1117
kala- ja hõbekajakas (<i>Larus canus et argentatus</i>)	suvi	2022	1604
kala- ja hõbekajakas (<i>Larus canus et argentatus</i>)	suvi	2023	1065
kala- ja hõbekajakas (<i>Larus canus et argentatus</i>)	sügis	2022	264
kala- ja hõbekajakas (<i>Larus canus et argentatus</i>)	sügis	2023	964
kala- ja hõbekajakas (<i>Larus canus et argentatus</i>)	talv	2022/2023	461
kala- ja hõbekajakas (<i>Larus canus et argentatus</i>)	talv	2023/2024	847
väikekajakas (<i>Hydrocoloeus minutus</i>)	sügis	2023	111
naerukajakas (<i>Chroicocephalus ridibundus</i>)	kevad	2023	34
naerukajakas (<i>Chroicocephalus ridibundus</i>)	suvi	2022	300
naerukajakas (<i>Chroicocephalus ridibundus</i>)	sügis	2022	176
tiir (<i>Sterna</i> sp.)	kevad	2022	766
tiir (<i>Sterna</i> sp.)	kevad	2023	185
tiir (<i>Sterna</i> sp.)	suvi	2022	36

Tabel 8. Olulisemate veelinnuliikide maksimaalsed arvukushinnangud variandi nr 3 korral (piirivariant nr 3 koos 4 km puhvriga vaeraste ja 2 km puhvriga auli puhul). (Oranžil taustal on arvukushinnangud, mis ületavad 1% liigi biogeograafilise asurkonna arvukusest.)

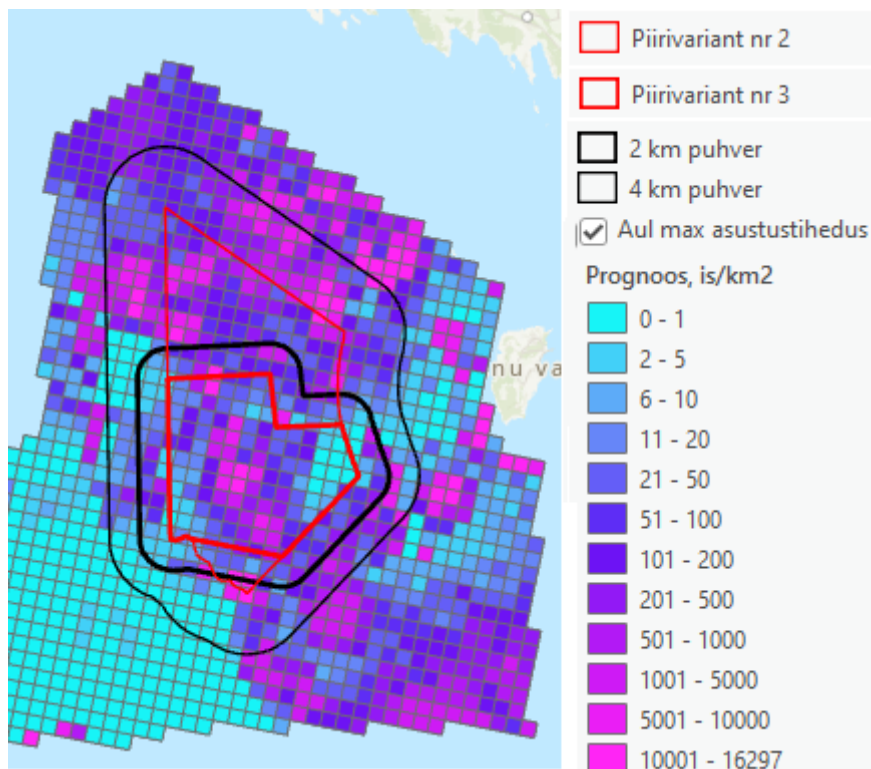
Liik	Sesoon	Aasta	Arvukushinnang
aul (Clangula hyemalis)	talv	2022/2023	45558
aul (Clangula hyemalis)	talv	2023/2024	17778
tõmmuvaeras (Melanitta fusca)	kevad	2022	4139
mustvaeras (Melanitta nigra)	suvi	2022	8048

Peatuvate veelindude levik

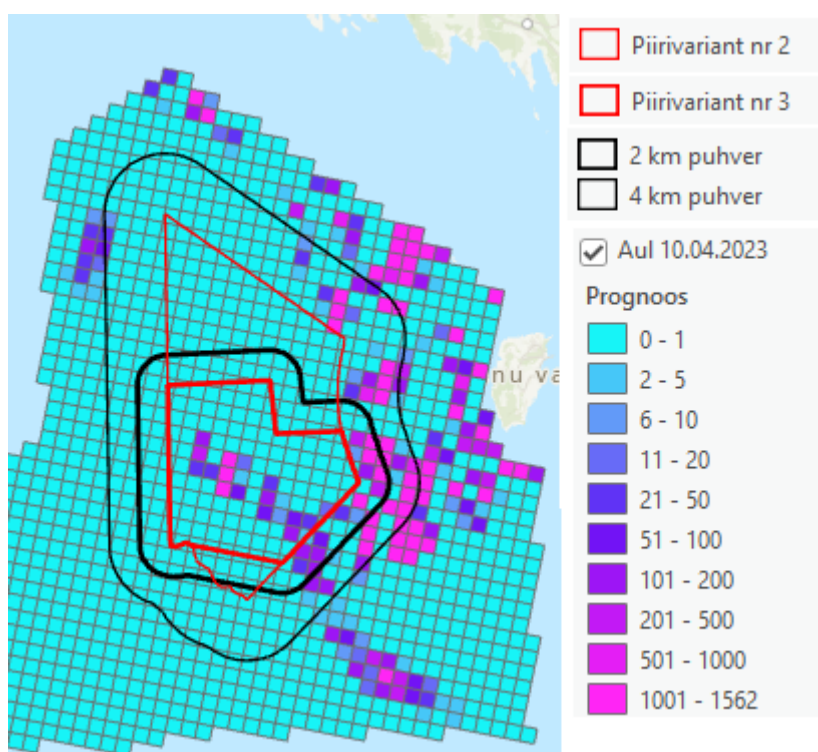
Peatuvate veelindude levikut iseloomustavad tiheduspinnad on toodud joonistel 13-31. Kujutatud on käesoleva töö seisukohast märkimist väärivate (avamerele tüüpiliste) liikide levik nende jaoks olulisematel (suurema arvukusega) loendustel. Väga väikesearvuline peatumine ei ole tuuleparkide kontekstis oluline, teatud piiri ületamisel muutub ka andmetöötluseks välja valitud metoodika kasutamine võimatuks.

Põhjatoidulised linnud peatuvad enamasti väga suurte salkadena, seetõttu on neile iseloomulik ebaühtlane levik – suured salgad vahelduvad tühjade merealadega. Erinevate loenduste ajal võib levik märkimisväärselt varieeruda. Eriti ilmekalt väljendub leviku ebaühtlus ja varieeruvus auli puhul (joonised 14-16). Aul kasutas peatumiseks peaaegu kogu arendusala (piirivariant nr 2; joonis 13), kõige suuremad arvukused ja asustustihedused esinesid esialgse uuriguala põhja- ja kaguosas ning ala keskel paiknevatel karidel. Tõmmuvaeras peatus kevadel kogu esialgse uurimisala põhja- ja kaguosas, suvel kirdeosas Kihnu saare läheduses (joonised 17-19). Mustvaera peatumisalad jäid peamiselt Saare-Liivi meretuulepargi idapoolsesse puhvrise ja Kihnu saare ümbrusse (joonised 20-22).

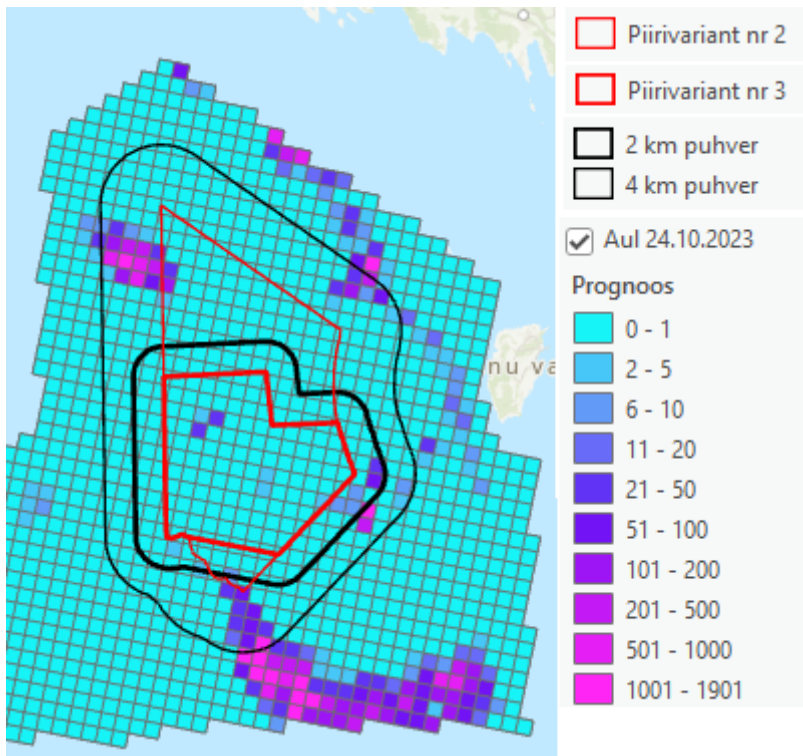
Kormorani levik (joonised 23 ja 24) oli seotud kogu uurimisala madalama kirdeosa ja Kihnu väina laidude lähedusega, kus asub ka nende pesituskoloonia. Kauride (joonised 25 ja 26) ja kajakate (joonised 27-31) levik oli hajusam, kuid varieerus samuti erinevatel loendustel. Kajakate levik oli kõige vähem mõjutatud leviku modelleerimisel kasutatud keskkonnamuutujate väärtustest, sageli jäid mudelisse ainsa sõltumatu muutujana ristkoordinaadid. Kajakate levikut mõjutavad tugevalt püügil viibivad kalalaevad ja ka hüdroloogiliste struktuuride olemasolu jm ajaliselt ebapüsivad ning raskelt prognoositavad tegurid.



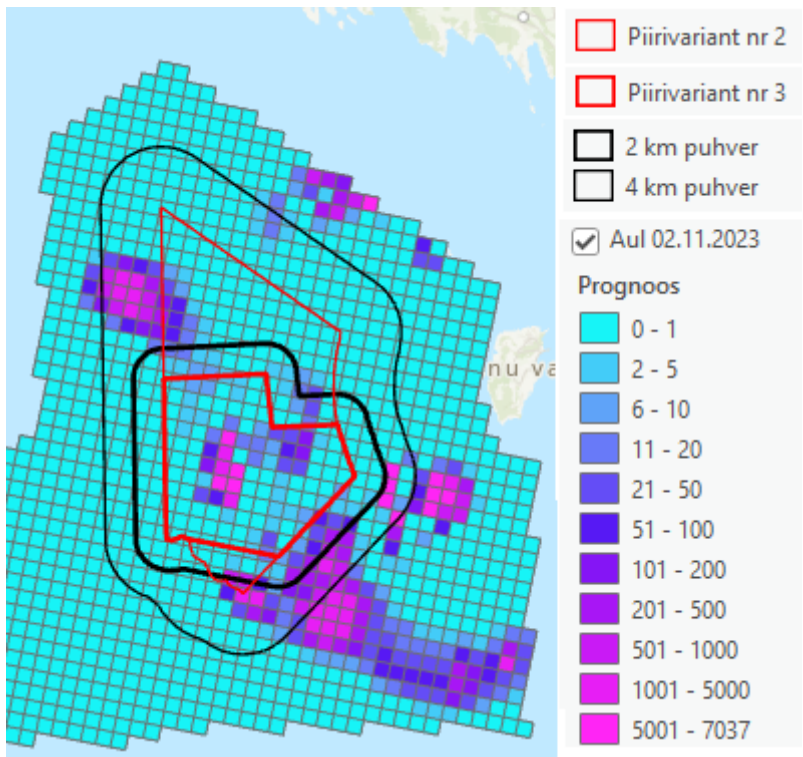
Joonis 13. Auli (*Clangula hyemalis*) maksimaalsed asustustihedused (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²)



Joonis 14. Auli (*Clangula hyemalis*) levik kevadel (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²)

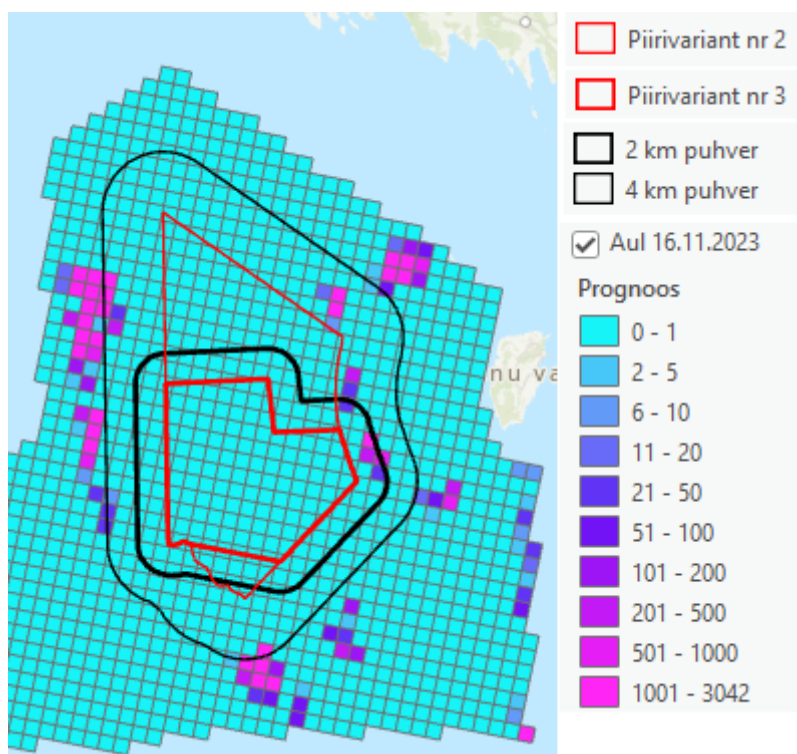


A

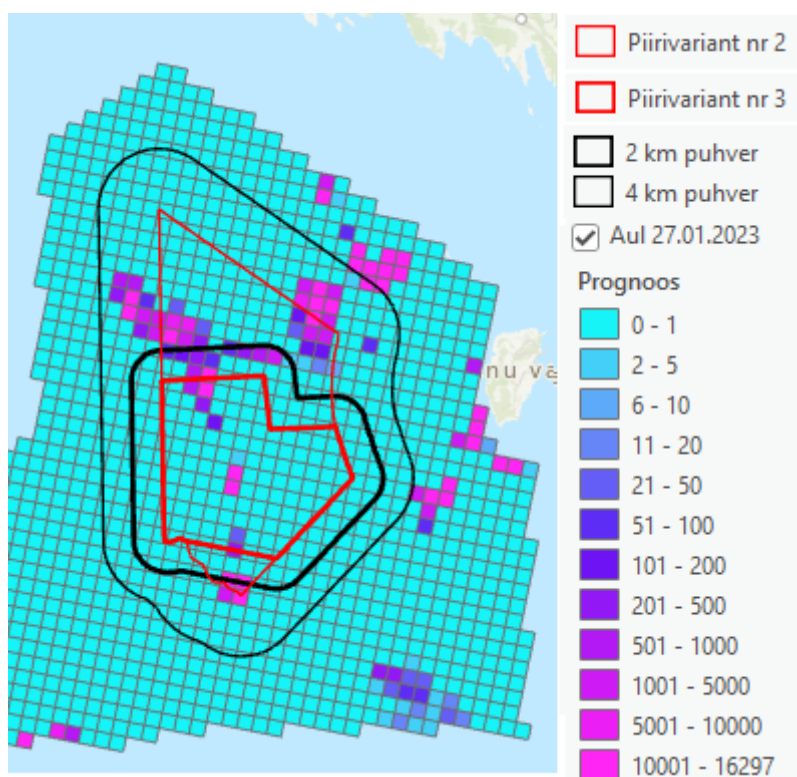


B

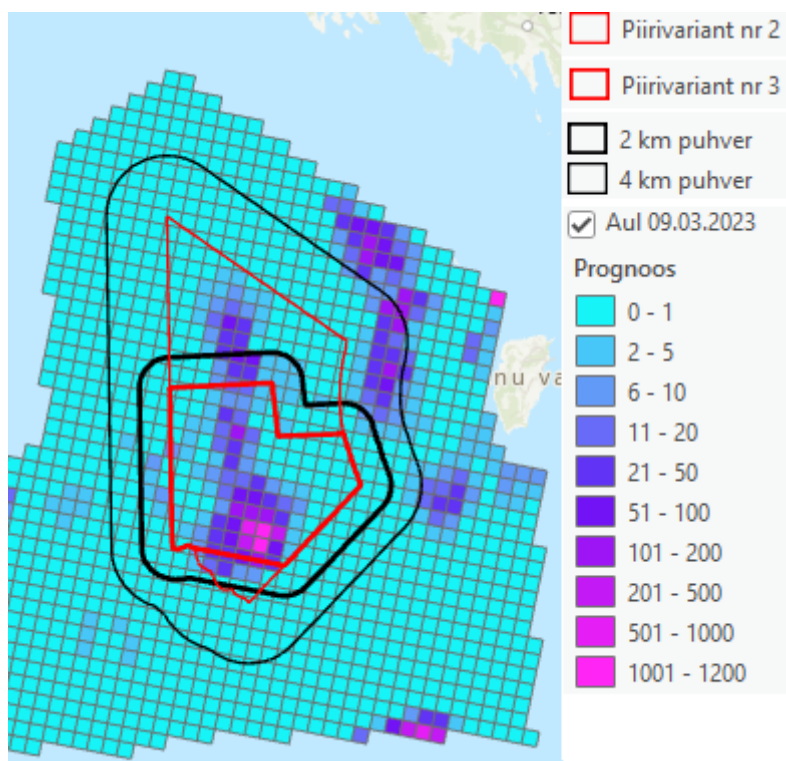
Joonis 15. Auli (*Clangula hyemalis*) levik sügisel (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²; A - 24.10.2023, B - 02.11.2023).



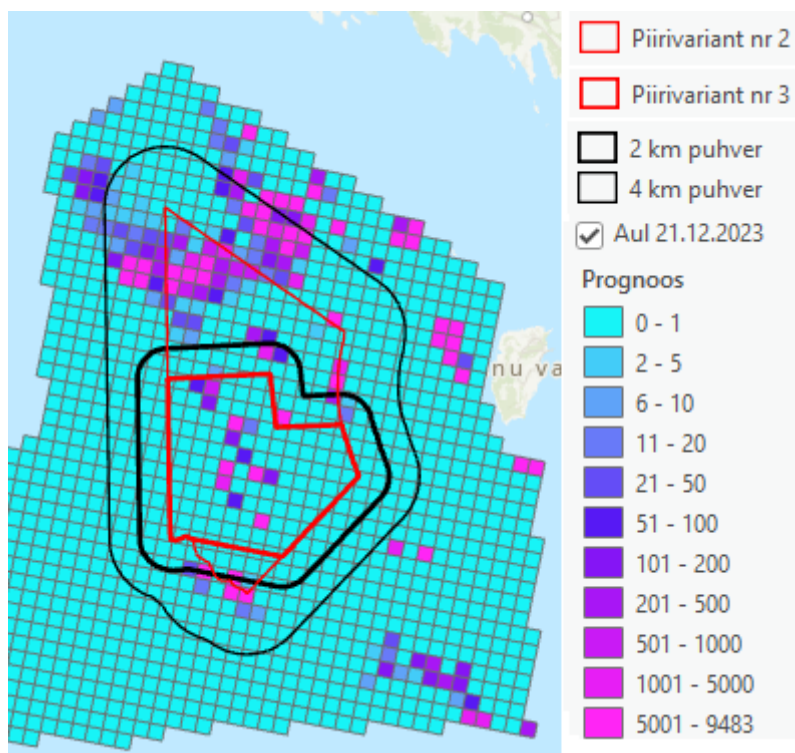
Joonis 15. (järg). Auli (*Clangula hyemalis*) levik sügisel (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²)



Joonis 16. Auli (*Clangula hyemalis*) levik talvel (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²)

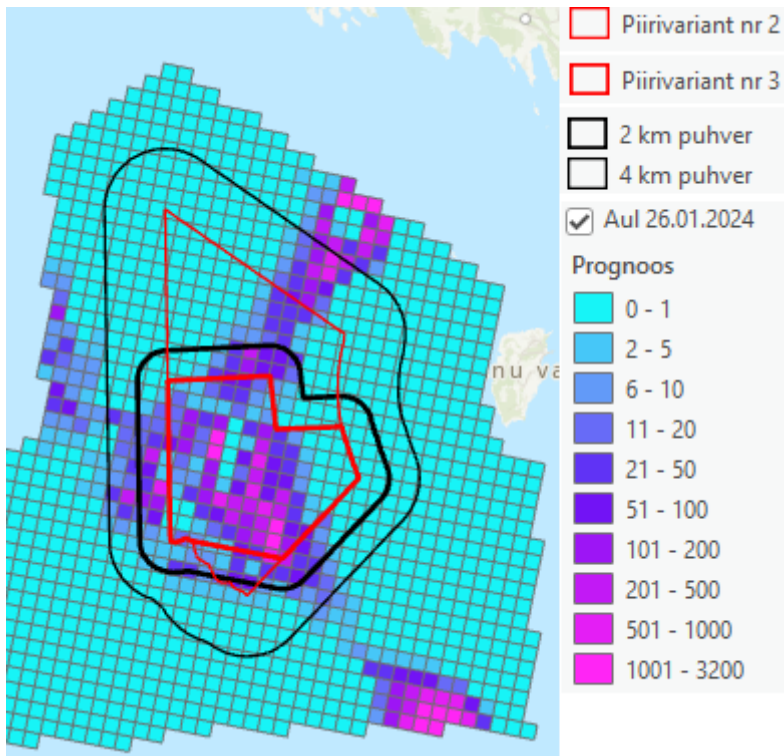


A

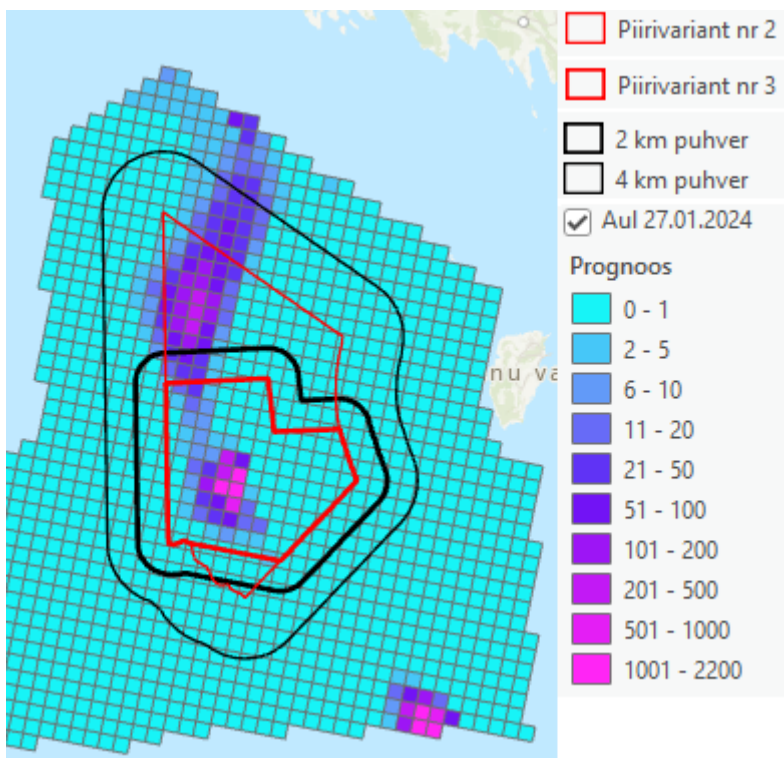


B

Joonis 16. (järg). Auli (*Clangula hyemalis*) levik talvel (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²; A - 09.03.2023, B - 21.12.2023)

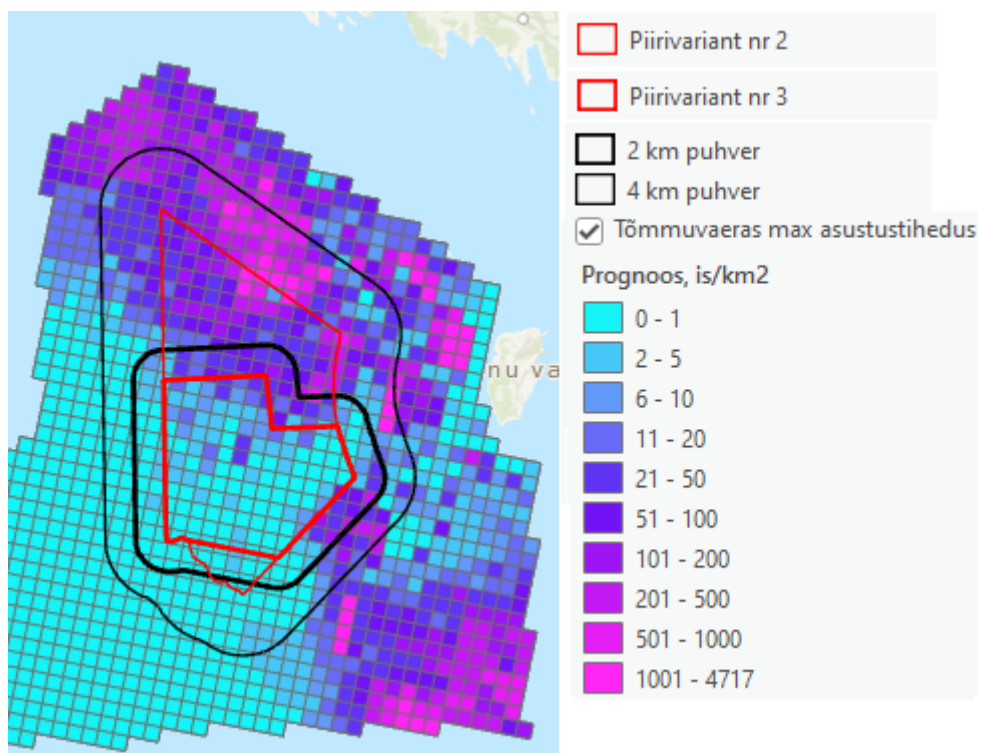


A

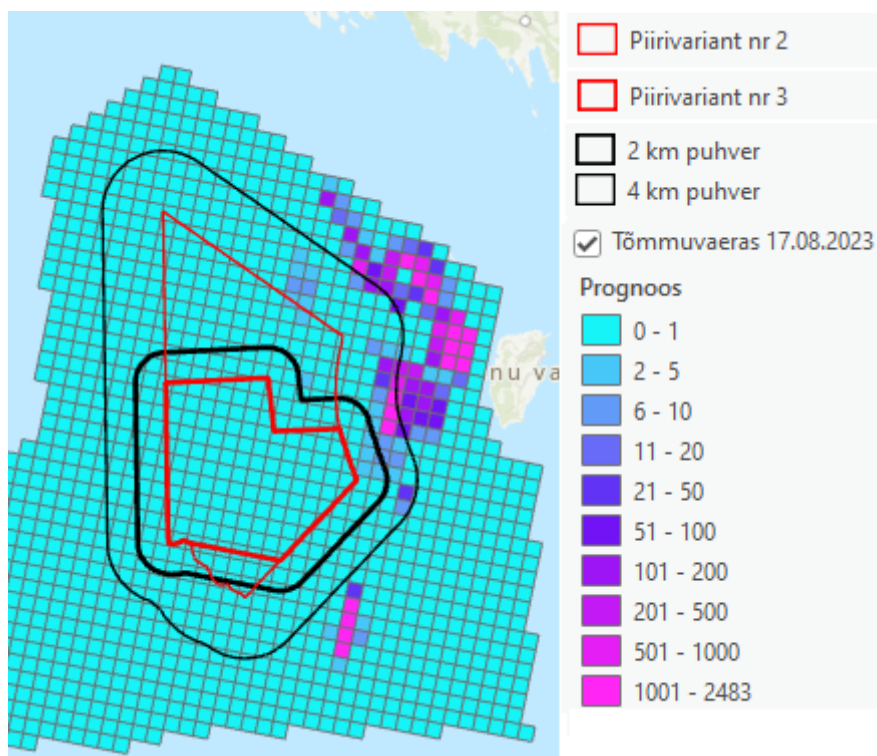


B

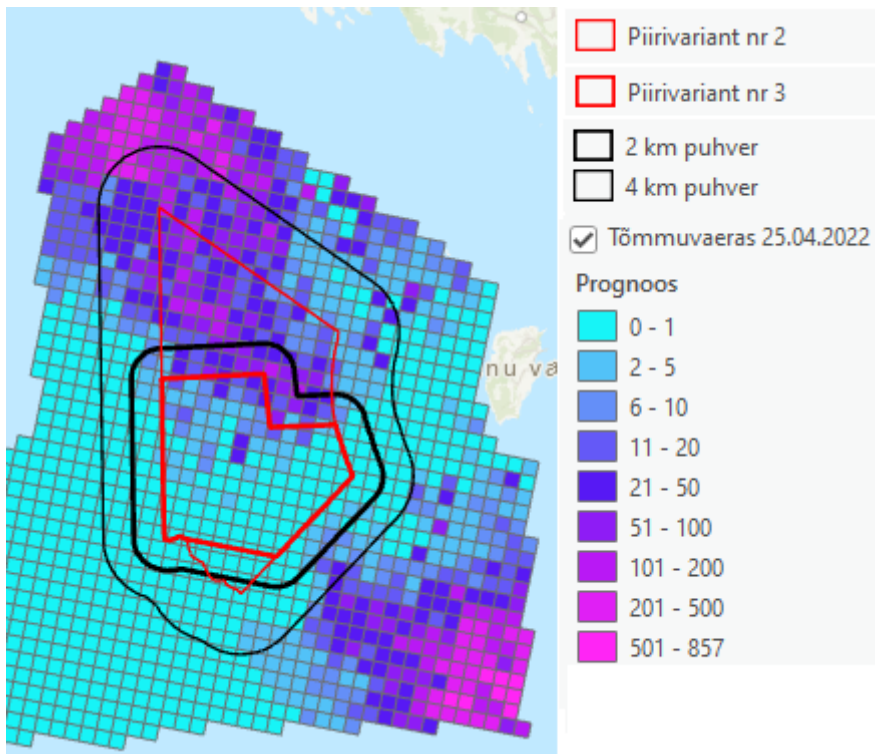
Joonis 16. (järg 2). Auli (*Clangula hyemalis*) levik talvel (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²; A - 26.01.2024, B - 27.01.2024)



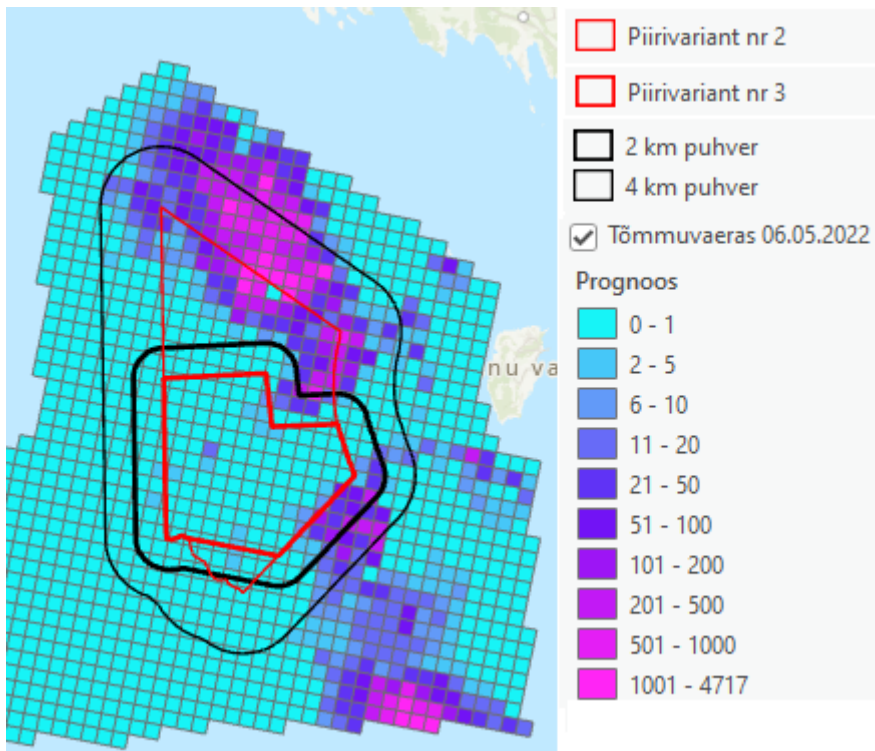
Joonis 17. Tõmmuvaera (*Melanitta fusca*) maksimaalsed asustustihedused (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²)



Joonis 18. Tõmmuvaera (*Melanitta fusca*) levik suvel (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²)

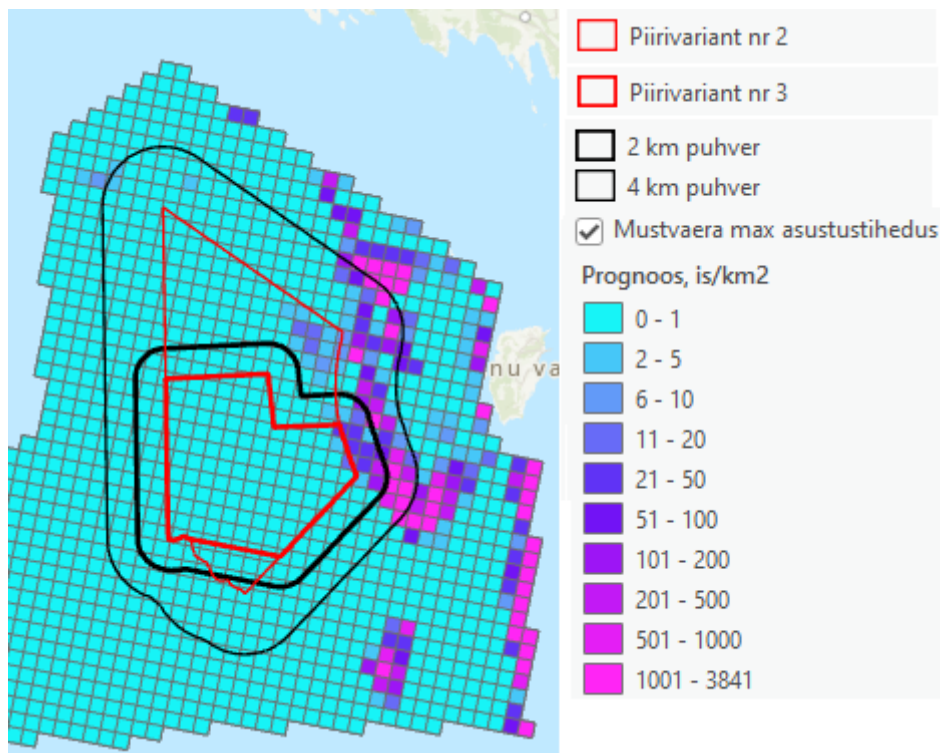


A

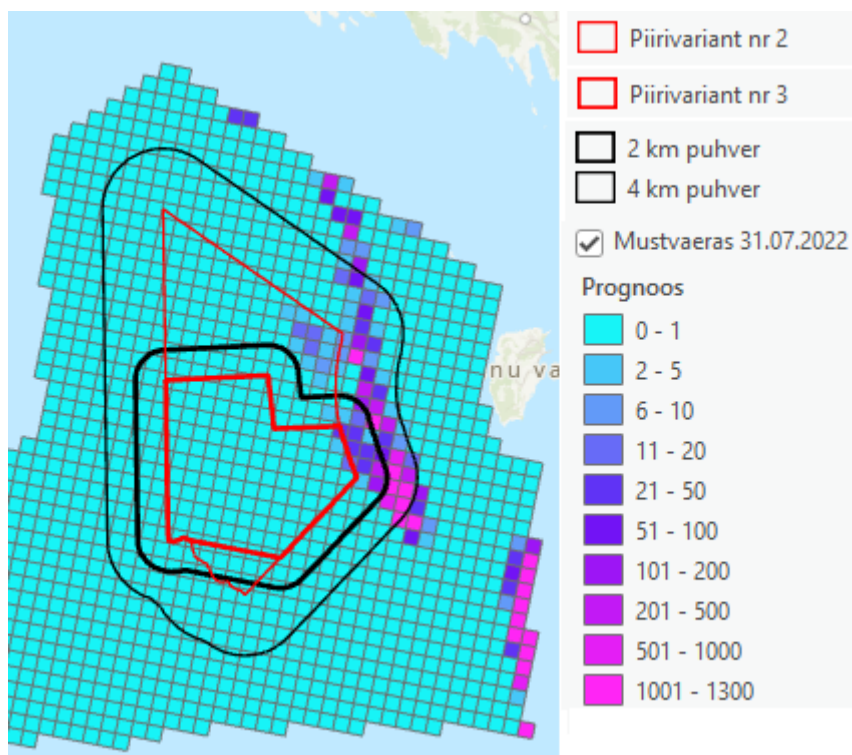


B

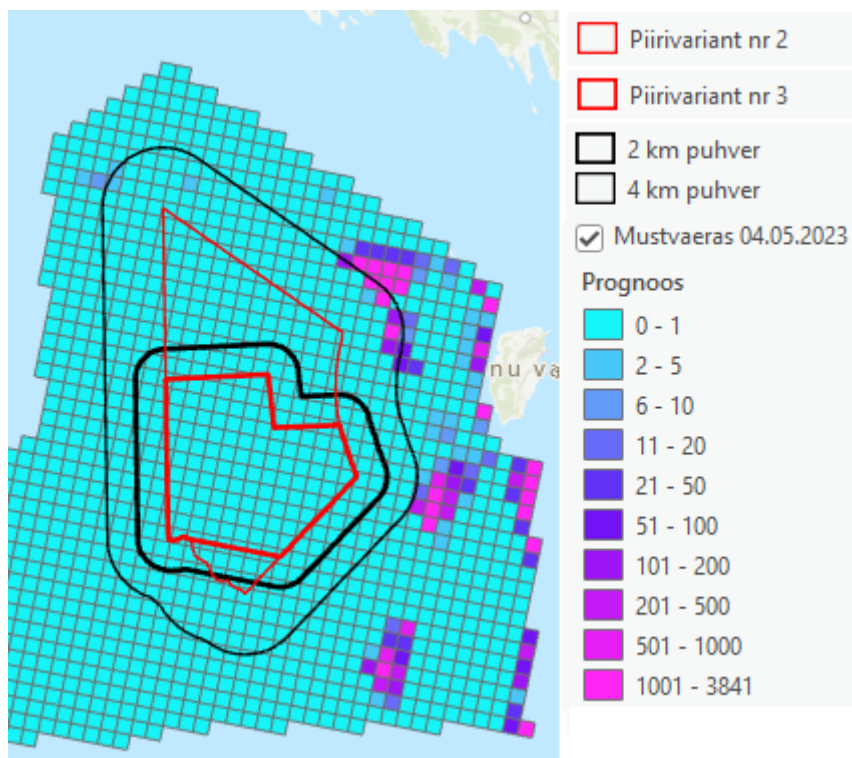
Joonis 19. Tõmmuvaera (*Melanitta fusca*) levik kevadel (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²; A - 25.04.2022, B - 06.05.2022)



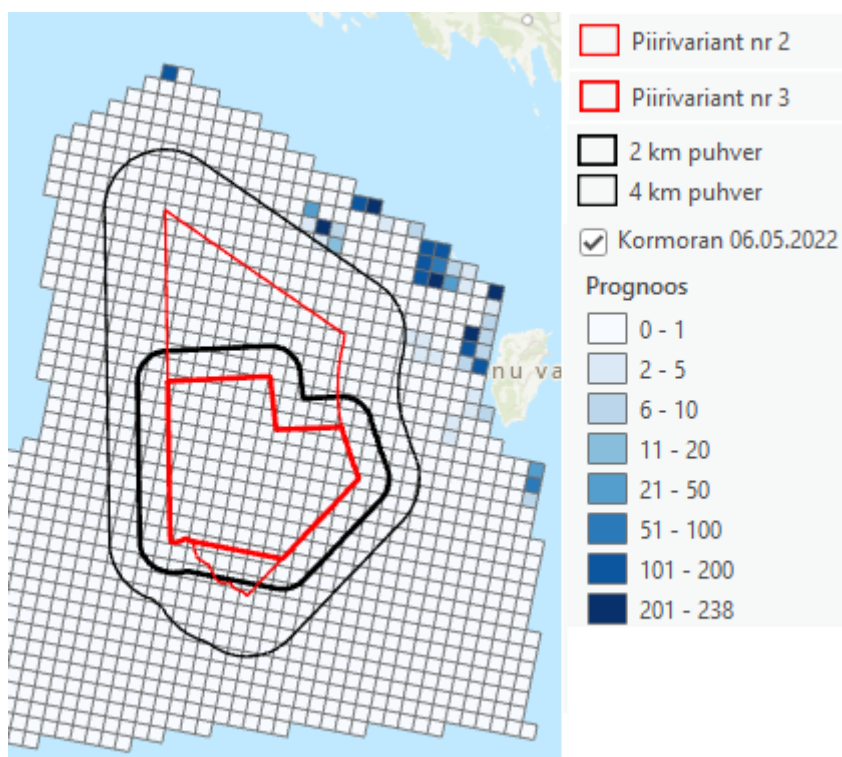
Joonis 20. Mustvaera (*Melanitta nigra*) maksimaalsed asustustihedused (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²)



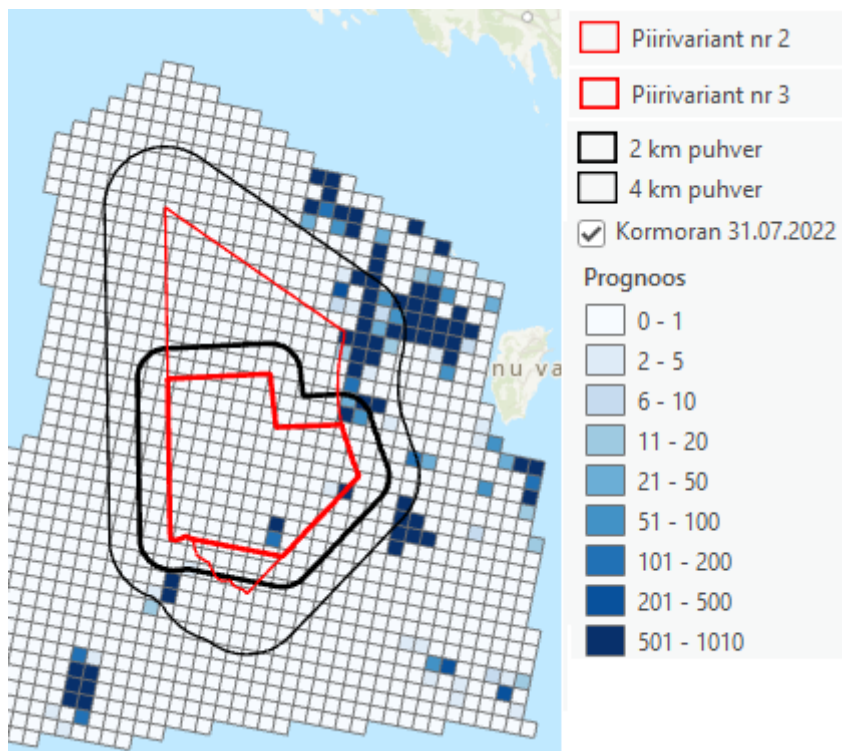
Joonis 21. Mustvaera (*Melanitta nigra*) levik suvel (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²)



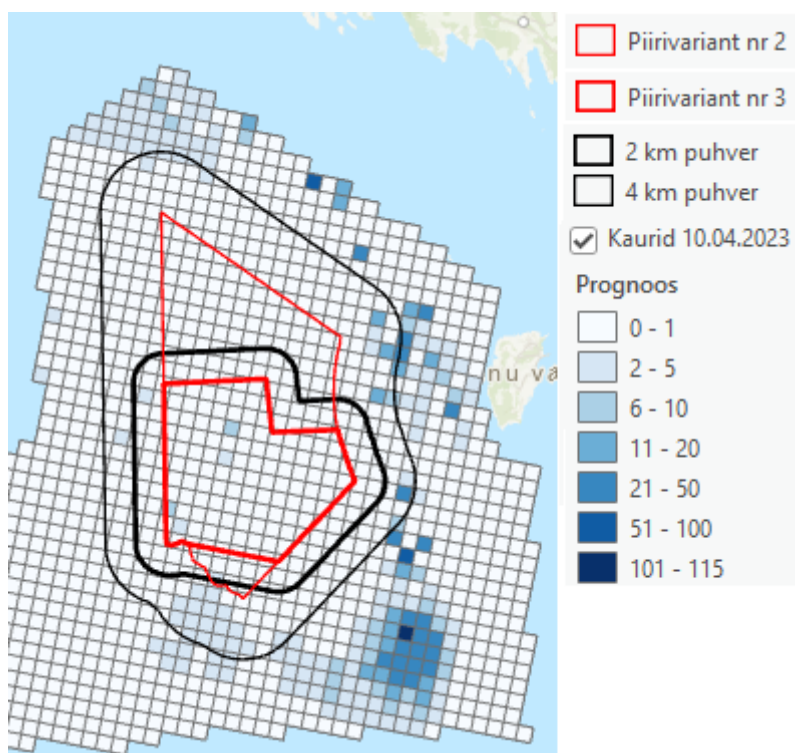
Joonis 22. Mustvaera (*Melanitta nigra*) levik kevadel (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²)



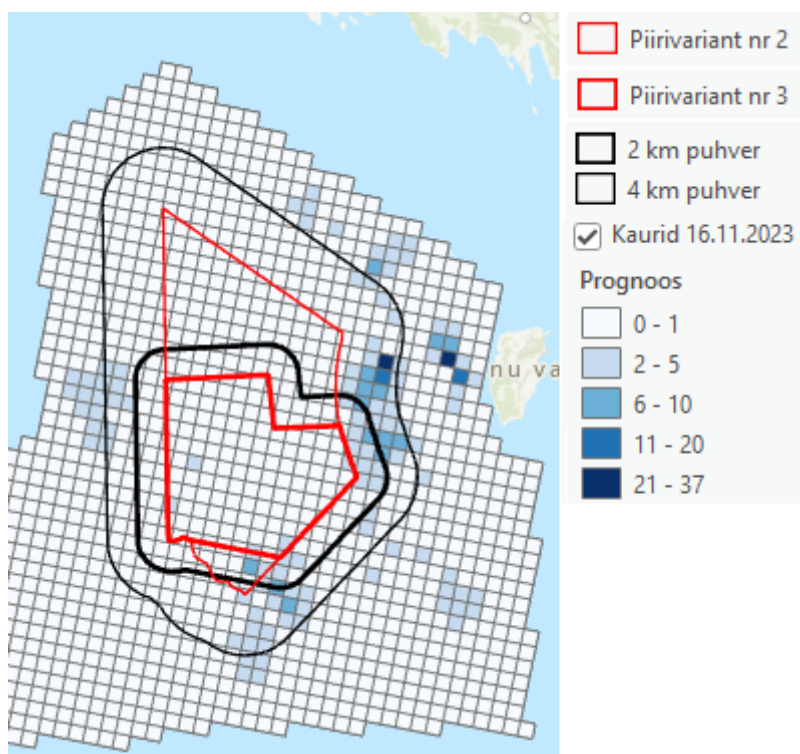
Joonis 23. Kormorani (*Phalacrocorax carbo*) levik kevadel (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²)



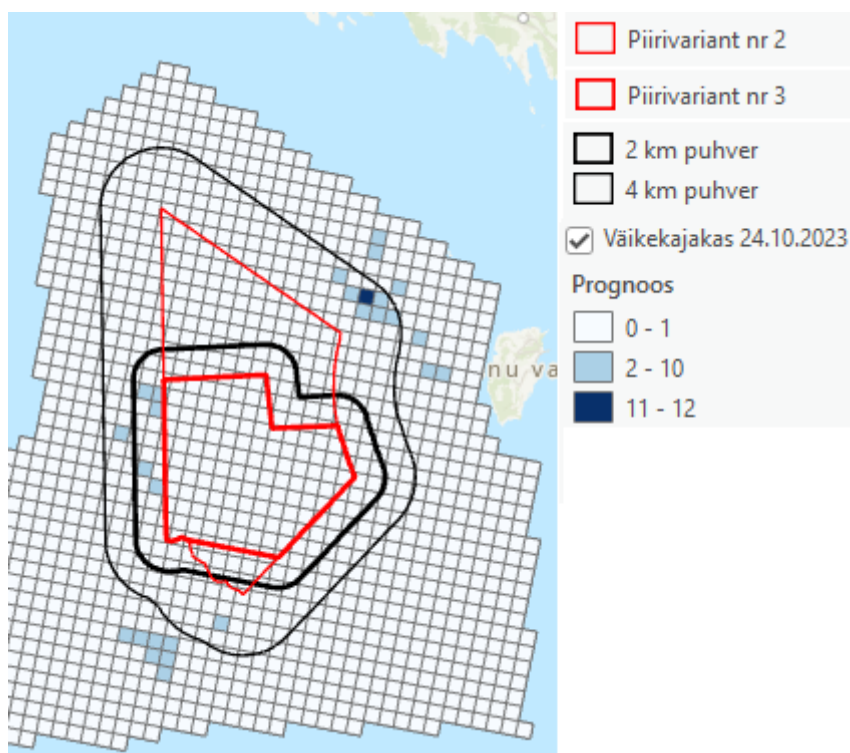
Joonis 24. Kormorani (*Phalacrocorax carbo*) levik suvel (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²)



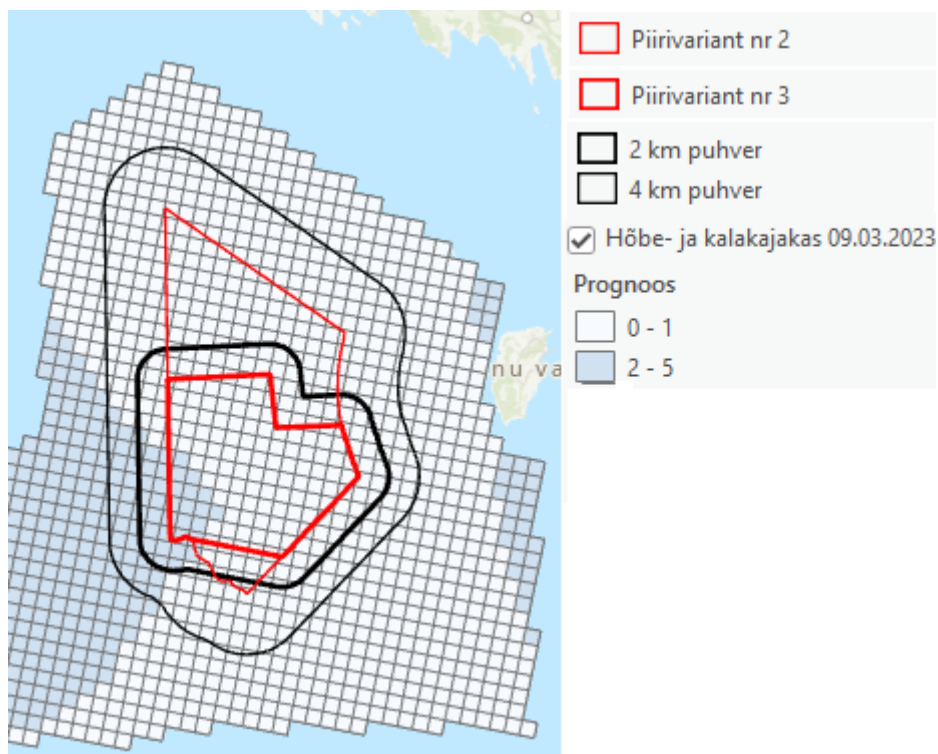
Joonis 25. Kauride (*Gavia stellata et arctica*) levik kevadel (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²)



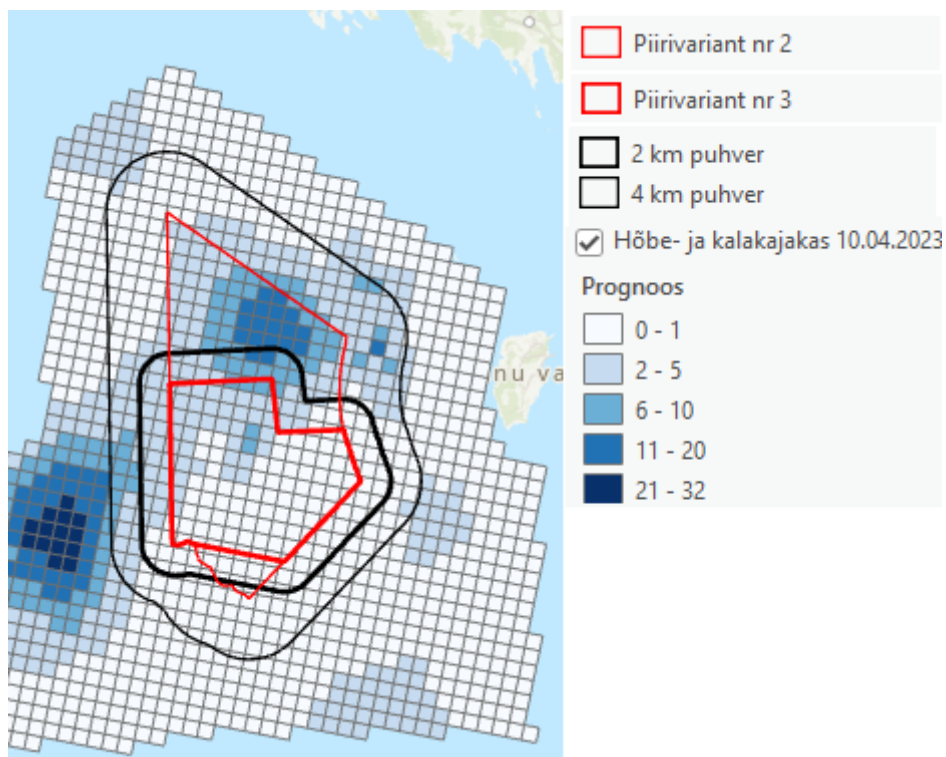
Joonis 26. Kauride (*Gavia stellata et arctica*) levik sügisel (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²)



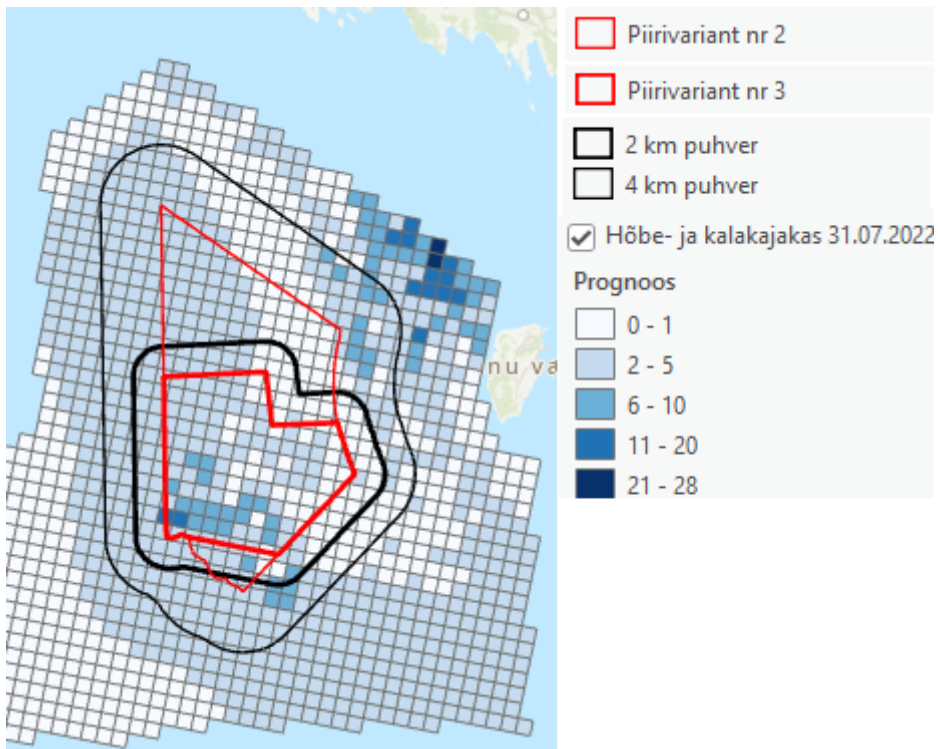
Joonis 27. Väikekajaka (*Hydrocoloeus minutus*) levik sügisel (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²)



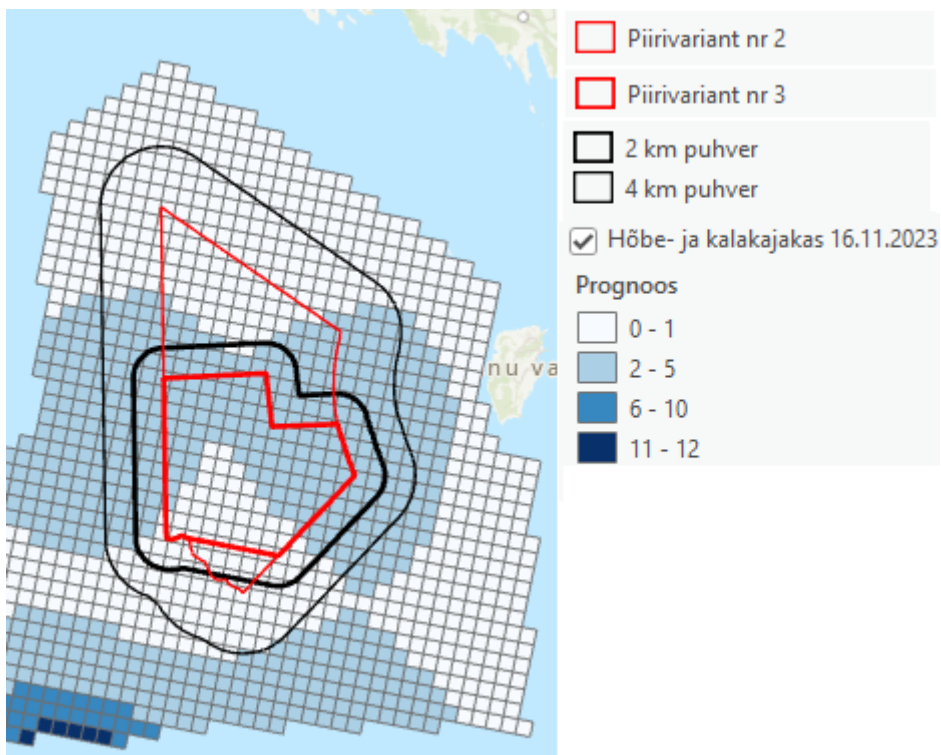
Joonis 28. Høbe- ja kalakajaka (*Larus argentatus et canus*) levik talvel (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²)



Joonis 29. Høbe- ja kalakajaka (*Larus argentatus et canus*) levik kevadel (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²)



Joonis 30. Høbe- ja kalakajaka (*Larus argentatus et canus*) levik suvel (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²)



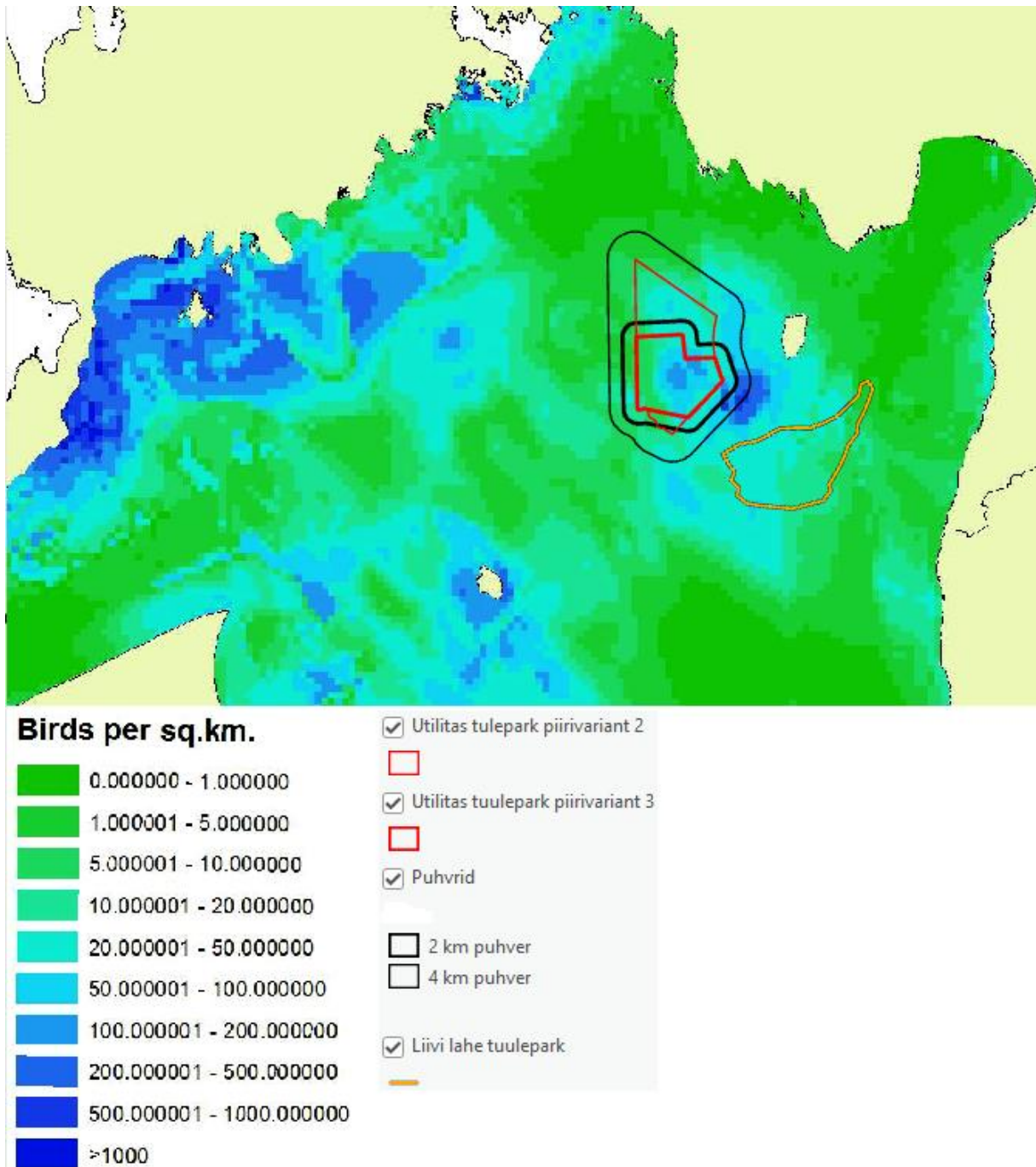
Joonis 31. Høbe- ja kalakajaka (*Larus argentatus et canus*) levik sügisel (üldistatud aditiivse mudeli prognoos, is/km²)

Saare-Liivi kavandataval meretuulepargi uuringuala on läbi viidud ka eelnevalt (enne käesolevat uuringut) linnustiku uuringuid ja on olemas ka hilisemaid üle-Eestilisi lennuloendusandmeid. Käesoleva aruande koostamise ajal olid meile kättesaadavad Gorwind projekti andmed (2011-2012) ja üle-Eestiliste talviste (2016 ja 2021) ning kevadise (2024) lennuloenduse tulemused (Auninš, Kuresoo & Luigujõe 2012; Luigujõe & Auninš 2016; Luigujõe & Auninš 2021, Luigujõe & Kuus 2024).

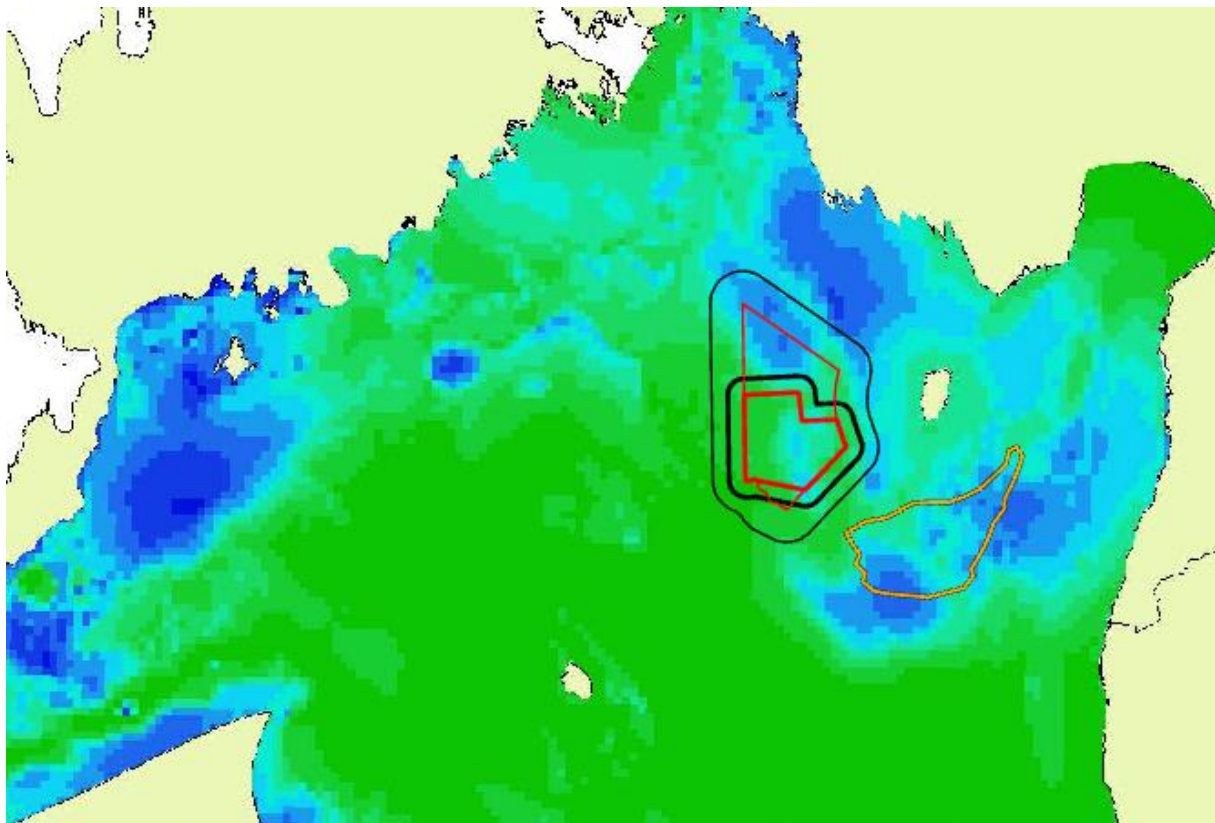
GORWIND projekti raames viidi läbi korduvad lennuloendused Liivi lahel ühe aasta jooksul. Nende andmetele tuginedes peatus aul kõige arvukamalt Saare-Liivi kavandatava meretuulepargi uuringuala piirivariant 2 idapoolses 4 km puhvris, mõõdukal arvul ka keskosa karidel (joonis 32). Vaerad olid levinud põhiliselt uuringuala põhjaosas (joonis 33) väljaspool piirivarianti nr 3.

Üle-Eestiliste lennuloenduste, aprillis 2024 (üks loendus, 18.04.2024), andmete alusel peatus tõmmuvaeras põhiliselt tuulepargi ala (piirivariandid 2 ja 3) ida- ja lõunapoolses puhvris (joonis 34); mustvaeras ja aul alal praktiliselt puudusid. Ülelennul, veebruaris 2021, kohati alal mõõdukal arvul aule (joonis 35), märkimisväärsed vaeraste salgad puudusid. Veebruaris-märtsi alguses 2016 alal märkimisväärsed sukelpartide salku ei kohatud kuna meri oli jääs. Kummalgi talvel toimus alal 1 loendus.

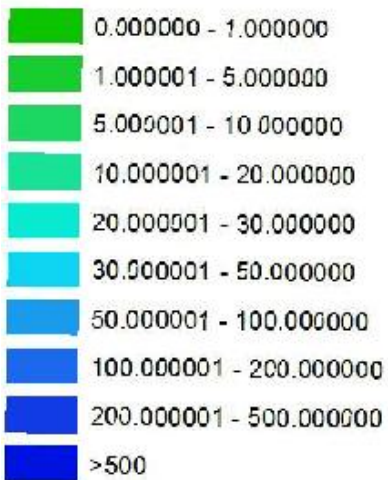
Erinevate loenduste tulemuste võrdlus näitab peatuvate veelindude leviku varieeruvust. Samuti viitavad sellised tulemused sellele, et veelinnud vajavad edukaks toimetulekuks mitut erinevat peatumisala. Kahjuks puuduvad meil pidevad pikad avamereloenduste aegread.



Joonis 32. Auli maksimaalsed asustustihedused Liivi lahel 2011-2012 (is/km²; Auninš, Kuresoo & Luigujõe 2012)

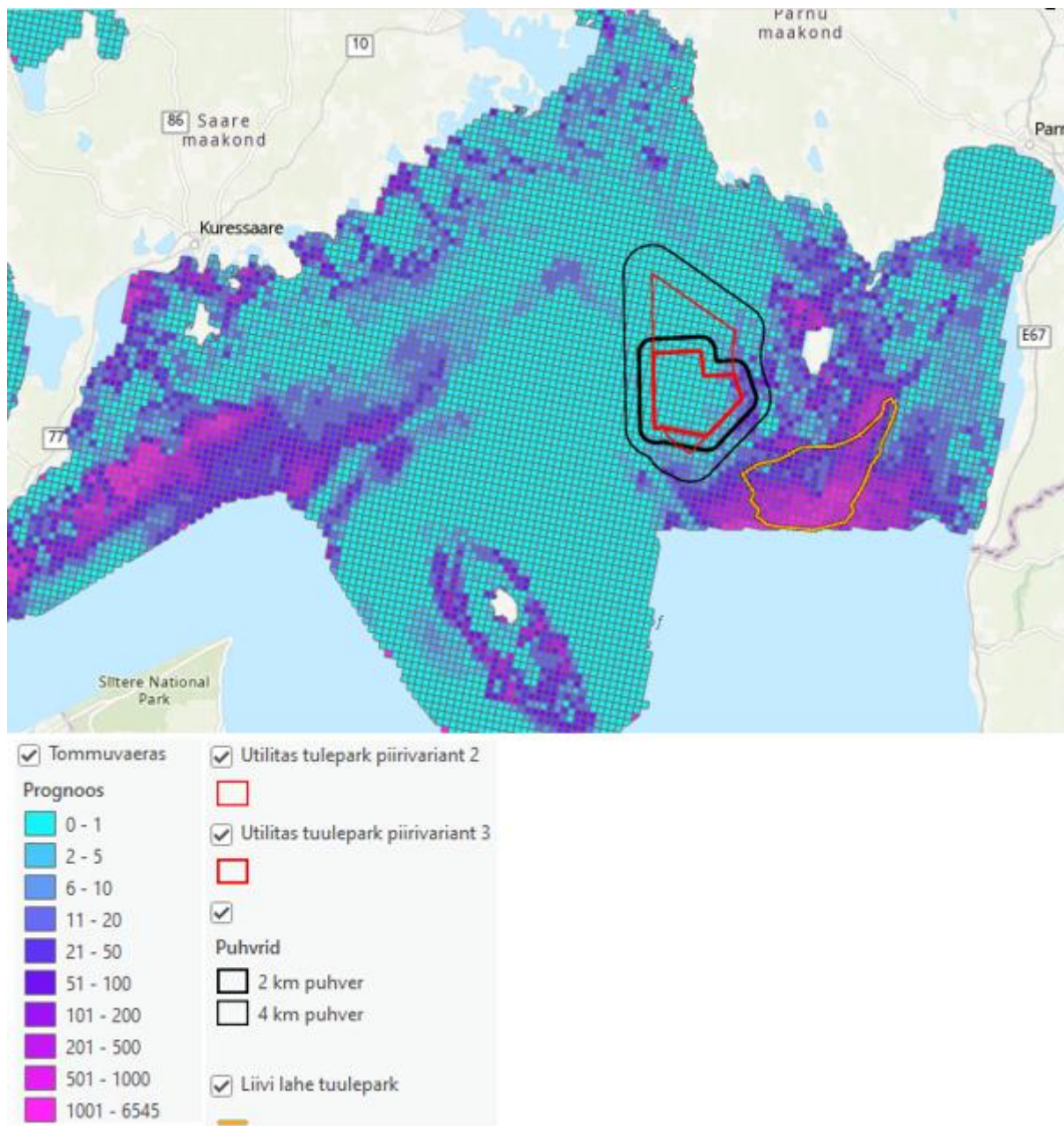


Birds per sq.km.

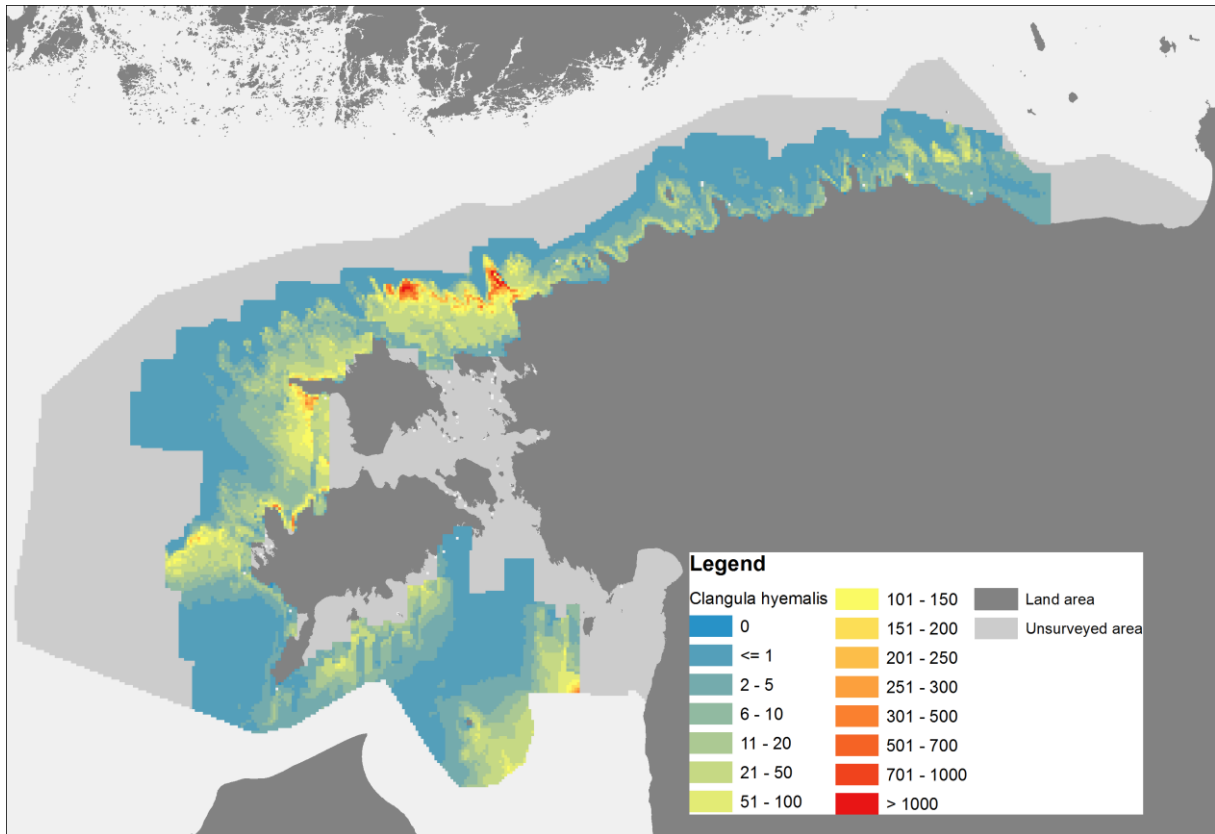


- Utilitas tulepark piirivariant 2
-
- Utilitas tuulepark piirivariant 3
-
- Puhvid
- 2 km puhver
- 4 km puhver
- Liivi lahe tuulepark
-

Joonis 33. Vaeraste maksimaalsed asustustihedused Liivi lahel 2011-2012 (is/km²; Auninš, Kuresoo & Luigujõe 2012)



Joonis 34. Tõmmuvaera asustustihedused Liivi lahel 2024 kevadel (is/km²; Luigujõe & Kuus 2024)



Joonis 35. Auli asustustihedused Eestis 2021. aasta veebruaris (is/km², unsurveyed area = jäätunud meri)

Lindude ülelend

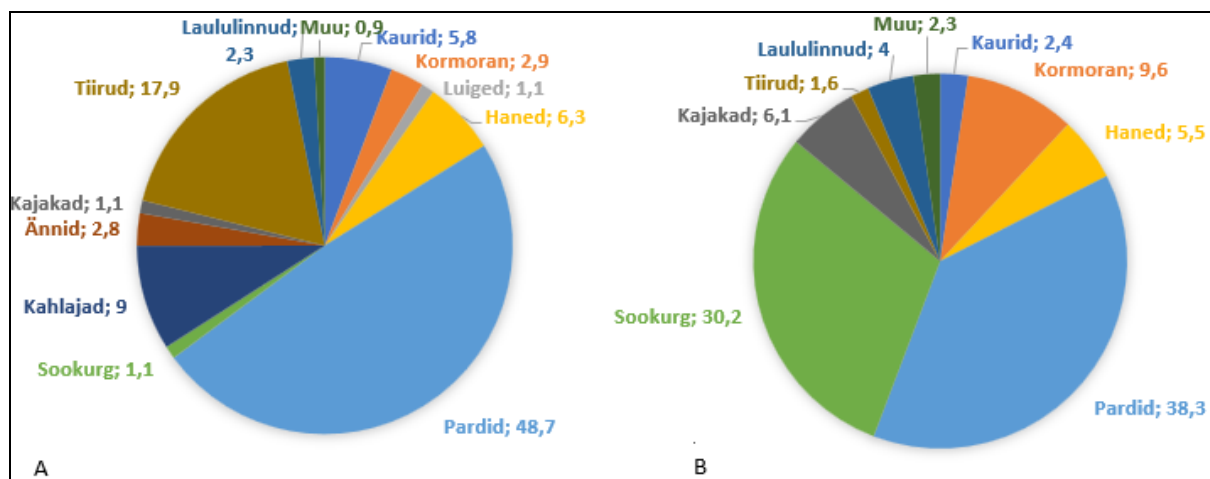
Liigiline koosseis

Liigilisest koosseisust päevasel ajal annavad ülevaate visuaalvaatluste tulemused. Visuaalvaatluste käigus loendati kokku 147624 lindu (tabelid 9-11). Liikide koguarv aastate (2022 ja 2023) lõikes ulatus kevadel 82 liigist 104 liigini, sügisel 89 liigist 100 liigini (tabel 9).

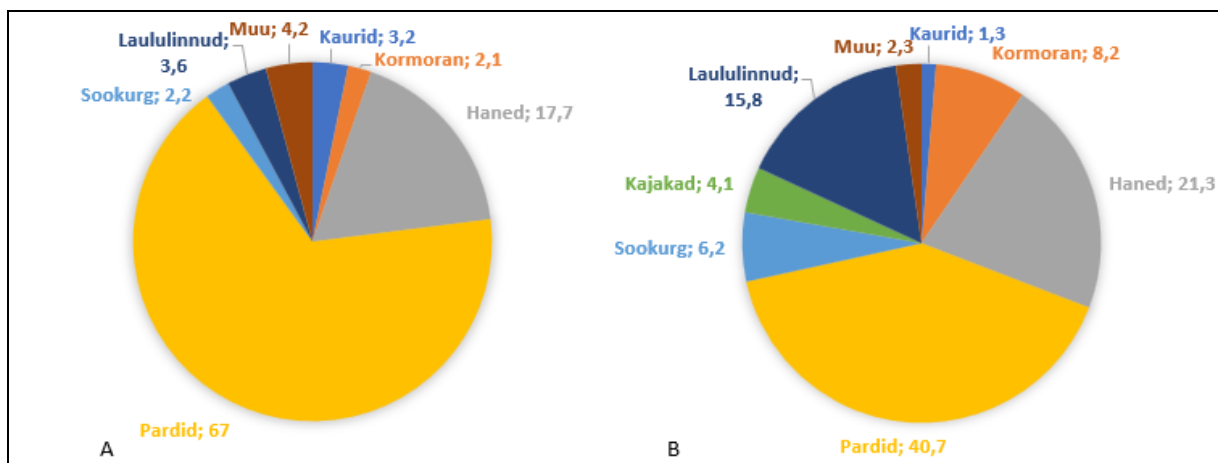
Erinevate liigirühmade osakaal varieerus aastate ja sesoonide kaupa (joonised 36 ja 37). Arvukaimaks liigirühmaks olid pardid, kes moodustasid umbes 38 (sügis 2022) kuni 67 % (kevad 2023) loendatud lindudest. Arvukamate liigirühmade hulka kuulusid olenevalt aastast ja sesoonist veel sookurg (2022 sügisel umbes 30% loendatud lindudest), haned ja lagled (2023 sügisel 21%, 2023 kevadel 18%), tiirud (2022 kevadel 18%) ja värvulised (2023 sügisel 16%).

Tabel 9. Liikide ja isendite arv visuaalvaatlustel

Aasta	2022	2022	2023	2023
Sesoon	sügis	kevad	sügis	kevad
Loenduspäevade arv	26	20	27	20
Lindude arv, is	37148	27226	29299	53951
Liikide arv	89	82	100	104



Joonis 36. Liigirühmade osakaal visuaalvaatlustel 2022, % (A - kevad, n = 27226; B - sügis, n = 37148)



Joonis 37. Liigirühmade osakaal visuaalvaatlustel 2023, % (A - kevad, n = 53951; B - sügis, n = 29299)

Tabel 10. Loendatud ülelendavate ja laeva saatvate lindude koguarv sügisel, isendit

Liik ladina	Liik eesti	2022	2023
Gavia stellata	punakurk-kaur	397	162
Gavia arctica	järvekaur	64	42
Gavia sp.	määramata kaur	432	177
Podiceps cristatus	tuttpütt	12	9
Podiceps grisegena	hallpõsk-pütt	3	2
Podicipedidae sp.	määramata pütt	3	0
Phalacrocorax carbo	kormoran	3582	2417
Ardea alba	hõbehaigur	23	5
Ardea cinerea	hallhaigur	62	33
Cygnus olor	kühmnokk-luik	19	9
Cygnus columbianus bewickii	väikeluik	0	25
Cygnus cygnus	lauluiluik	8	9
Cygnus sp.	määramata luik	18	13
Anser/Branta sp.	määramata hani või lagle	1510	2982
Anser fabalis	rabahani	329	35
Anser fabalis rossicus	tundrahani	0	44
Anser albifrons	suur-laukhani	91	326
Anser anser	hallhani	0	166
Branta leucopsis	valgepõsk-lagle	126	2678
Branta bernicla	mustlagle	0	8
Mareca penelope	viupart	2207	2342
Mareca strepera	rääkspart	11	0
Anas crecca	piilpart	105	77
Anas platyrhynchos	sinikael-part	3	11
Anas acuta	soopart	27	233
Spatula clypeata	luitsnokk-part	83	91
Anas sp.	määramata ujupart	45	170
Aythya fuligula	tuttvart	378	118
Aythya marila	merivart	1105	275

<i>Clangula hyemalis</i>	aul	1400	2951
<i>Melanitta nigra</i>	mustvaeras	798	1318
<i>Melanitta sp.</i>	määramata vaeras	376	100
<i>Melanitta fusca</i>	tõmmuvaeras	620	771
<i>Bucephala clangula</i>	sõtkas	18	10
<i>Mergus serrator</i>	rohukoskel	139	251
<i>Mergus merganser</i>	jääkoskel	12	101
<i>Mergus sp.</i>	määramata koskel	92	220
Anatinae sp.	Määramata part	6807	2891
<i>Pernis apivorus</i>	herilaseviu	0	1
<i>Haliaeetus albicilla</i>	merikotkas	5	0
<i>Circus aeruginosus</i>	roo-loorkull	2	1
<i>Circus cyaneus</i>	välja-loorkull	5	9
<i>Circus pygargus</i>	soo-loorkull	0	1
<i>Circus sp.</i>	määramata loorkull	2	0
<i>Accipiter nisus</i>	raudkull	9	25
<i>Buteo buteo</i>	hiireviu	3	1
<i>Buteo sp.</i>	määramata viu	2	1
Falconiformes/Accipitriformes	määramata röövlind	0	2
<i>Pandion haliaetus</i>	kalakotkas	1	0
<i>Falco tinnunculus</i>	tuuletallaja	1	2
<i>Falco vespertinus</i>	punajalg-pistrik	2	2
<i>Falco columbarius</i>	väikepistrik	7	0
<i>Falco peregrinus</i>	rabapistrik	0	1
<i>Falco sp.</i>	määramata pistrik	1	0
<i>Grus grus</i>	sookurg	11207	1809
<i>Charadrius hiaticula</i>	liivatüll	0	38
<i>Pluvialis apricaria</i>	rüüt	28	39
<i>Pluvialis squatarola</i>	plüü	20	7
<i>Calidris canutus</i>	suurrüdi	0	2
<i>Calidris alpina</i>	soorüdi	16	45
<i>Calidris pugnax</i>	tutkas	7	0
<i>Limosa lapponica</i>	vöötsaba-vigle	1	0
<i>Numenius arquata</i>	suurkoovitaja	0	6
<i>Numenius sp.</i>	määramata koovitaja	2	0
<i>Tringa nebularia</i>	heletilder	12	1
<i>Arenaria interpres</i>	kivirullija	2	0
<i>Phalaropus lobatus</i>	veetallaja	0	1
<i>Limicolae sp.</i>	määramata kahlaja	60	66
<i>Stercorarius pomarinus</i>	laisaba-änn	2	2
<i>Stercorarius parasiticus</i>	söödikänn	8	50
<i>Stercorarius longicaudus</i>	pikksaba-änn	1	2
<i>Stercorarius sp.</i>	määramata änn	11	10
<i>Hydrocoloeus minutus</i>	väikekajakas	137	264
<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	naerukajakas	289	170
<i>Larus canus</i>	kalakajakas	1528	824

Larus small sp.	määramata väike kajakas	2	0
Larus fuscus	tõmmukajakas	7	12
Larus argentatus	hõbekajakas	157	64
Larus cachinnans	koldjalg-hõbekajakas	2	3
Larus marinus	merikajakas	4	4
Larus (magnus) sp,	määramata suur kajakas	0	4
Rissa tridactyla	kaljukajakas	0	1
Laridae sp.	määramata kajakas	426	35
Thalasseus sandvicensis	tutt-tiir	95	22
Sterna hirundo	jõgitiir	19	21
Sterna paradisaea	randtiir	21	1
Sterna hirundo/S. paradisaea	jõgi- või randtiir	444	30
Chlidonias niger	mustviies	2	0
Sternidae sp.	määramata tiir	21	12
Uria aalge	lõunatirk	9	3
Uria aalge / Alca torda	lõunatirk või alk	4	2
Alca torda	alk	7	2
Alcidae sp.	määramata alklane	5	0
Columba livia domestica	kodutuvi	1	0
Columba palumbus	kaelustuvi	150	0
Asio flammeus	sooräts	1	0
Caprimulgus europaeus	öösorr	1	0
Apus apus	piiritaja	13	0
Dendrocopos major	suur-kirjurähn	1	1
Lullula arborea	nõmmelõoke	1	5
Alauda arvensis	põldlõoke	272	86
Hirundo rustica	suitsupääsuke	79	175
Hirundinidae sp.	määramata pääsuke	0	1
Anthus trivialis	metskiur	15	17
Anthus pratensis	sookiur	281	981
Anthus sp.	määramata kiur	9	379
Motacilla flava	hänilane	57	17
Motacilla cinerea	jõgivästrik	1	0
Motacilla alba	linavästrik	124	225
Troglodytes troglodytes	käblik	5	11
Prunella modularis	võsaraat	0	1
Erithacus rubecula	punarind	2	22
Saxicola rubetra	kadakatäks	1	0
Oenanthe oenanthe	kivitäks	1	1
Turdus philomelos	laulurästas	0	2
Curruca curruca	väike-põõsalind	1	2
Curruca communis	pruunselg-põõsalind	1	0
Sylvia atricapilla	mustpea-põõsalind	0	2
Phylloscopus sibilatrix	mets-lehelind	0	1
Phylloscopus collybita	väike-lehelind	1	1
Phylloscopus trochilus	salu-lehelind	2	2

Phylloscopus sp.	määramata lehelind	0	2
Regulus regulus	pöialpoiss	1	49
Regulus ignicapilla	lääne-pöialpoiss	3	0
Muscicapa striata	hall-kärbsenäpp	1	0
Ficedula parva	väike-kärbsenäpp	0	1
Periparus ater	musttihane	0	1
Cyanistes caeruleus	sinitihane	0	29
Parus major	rasvatihane	0	14
Certhia familiaris	porr	0	4
Coloeus monedula	hakk	0	82
Corvus cornix	hallvares	37	149
Sturnus vulgaris	kuldnokk	0	132
Fringilla coelebs	metsvint	66	1317
Fringilla montifringilla	põhjavint	36	102
Fringilla sp.	määramata Fringilla vint	3	0
Chloris chloris	rohevint	0	3
Spinus spinus	siisike	8	36
Linaria cannabina	kanepilind	3	1
Acanthis flammea	urvalind	0	11
Fringillidae sp.	määramata vint	20	22
Pyrrhula pyrrhula	leevike	0	1
Plectrophenax nivalis	hangelind	0	4
Emberiza citrinella	talvike	0	3
Emberiza schoeniclus	rootsiitsitaja	0	2
Passerine sp	määramata värvuline	449	732

Tabel 11. Loendatud ülelendavate ja laeva saatvate lindude koguarv kevadel, isendit

Liik ladina	Liik eesti	2022	2023
Gavia stellata	punakurk-kaur	114	157
Gavia arctica	järvekaur	495	639
Gavia sp.	määramata kaur	957	909
Podiceps cristatus	tuttpütt	8	8
Podiceps grisegena	hallpõsk-pütt	0	1
Podicipedidae sp.	määramata pütt	0	1
Morus bassanus	suula	1	0
Phalacrocorax carbo	kormoran	790	1155
Ardea alba	höbehaigur	4	26
Ardea cinerea	hallhaigur	3	20
Cygnus olor	kühmnokk-luik	19	33
Cygnus columbianus bewickii	väikeluik	19	122
Cygnus cygnus	laululuik	31	34
Cygnus columbianus/C. cygnus	väike- või laululuik	0	41
Cygnus sp.	määramata luik	233	130
Anser/Branta sp.	määramata hani või lagle	1135	5051
Anser fabalis	rabahani	109	626

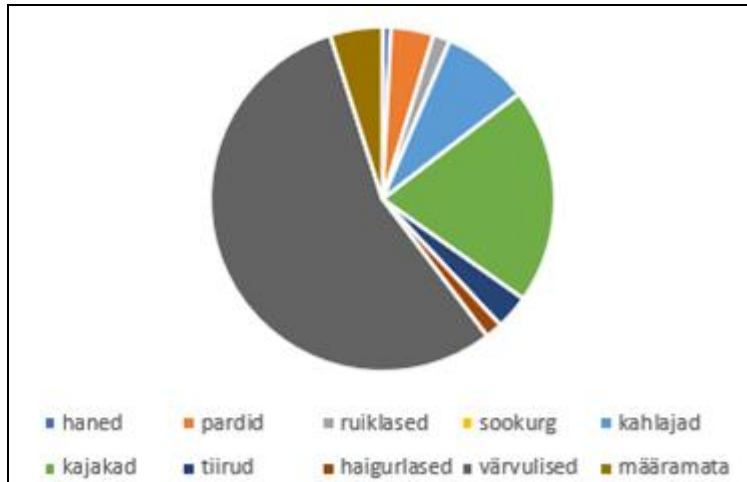
<i>Anser fabalis rossicus</i>	tundrahani	71	12
<i>Anser brachyrhynchus</i>	lühinokk-hani	0	4
<i>Anser albifrons</i>	suur-laukhani	4	547
<i>Anser anser</i>	hallhani	1	20
<i>Branta canadensis</i>	kanada lagle	1	0
<i>Branta leucopsis</i>	valgepõsk-lagle	142	3272
<i>Branta bernicla</i>	mustlagle	264	0
<i>Branta sp.</i>	määramata lagle	0	12
<i>Mareca penelope</i>	viupart	106	130
<i>Mareca strepera</i>	rääkspart	26	14
<i>Anas crecca</i>	piilpart	273	478
<i>Anas platyrhynchos</i>	sinikael-part	19	206
<i>Anas acuta</i>	soopart	124	110
<i>Spatula querquedula</i>	rägapart	5	0
<i>Spatula clypeata</i>	luitsnokk-part	329	370
<i>Anas sp.</i>	määramata ujupart	4	0
<i>Aythya ferina</i>	punapea-vart	3	0
<i>Aythya fuligula</i>	tuttvart	208	186
<i>Aythya marila</i>	merivart	387	201
<i>Somateria mollissima</i>	hahk	38	13
<i>Clangula hyemalis</i>	aul	2843	20299
<i>Melanitta nigra</i>	mustvaeras	2781	3913
<i>Melanitta sp.</i>	määramata vaeras	952	130
<i>Melanitta fusca</i>	tõmmuvaeras	1257	3971
<i>Bucephala clangula</i>	sõtkas	43	86
<i>Mergus serrator</i>	rohukoskel	107	109
<i>Mergus merganser</i>	jääkoskel	37	30
<i>Mergus sp.</i>	määramata koskel	51	39
<i>Anatinae sp.</i>	Määramata part	3677	5839
<i>Pernis apivorus</i>	herilaseviu	2	1
<i>Haliaeetus albicilla</i>	merikotkas	3	1
<i>Circus aeruginosus</i>	roo-loorkull	1	4
<i>Circus cyaneus</i>	välja-loorkull	1	9
<i>Circus sp.</i>	määramata loorkull	1	0
<i>Accipiter nisus</i>	raudkull	0	31
<i>Buteo buteo</i>	hiireviu	1	1
<i>Buteo sp.</i>	määramata viu	0	1
<i>Falconiformes/Accipitriformes</i>	määramata röövlind	2	1
<i>Pandion haliaetus</i>	kalakotkas	1	5
<i>Falco tinnunculus</i>	tuuletallaja	1	1
<i>Falco columbarius</i>	väikepistrik	1	1
<i>Falco peregrinus</i>	rabapistrik	2	2
<i>Grus grus</i>	sookurg	300	1204
<i>Pluvialis apricaria</i>	rüüt	605	0
<i>Pluvialis squatarola</i>	plüü	187	0
<i>Vanellus vanellus</i>	kiivitaja	0	1

<i>Calidris canutus</i>	suurrüdi	20	0
<i>Calidris temminckii</i>	värbrüdi	0	4
<i>Calidris alpina</i>	soorüdi	0	8
<i>Calidris pugnax</i>	tutkas	5	9
<i>Limosa lapponica</i>	vöötsaba-vigle	70	0
<i>Numenius phaeopus</i>	väikekoovitaja	18	7
<i>Numenius arquata</i>	suurkoovitaja	24	110
<i>Numenius sp.</i>	määramata koovitaja	20	167
<i>Tringa totanus</i>	punajalg-tilder	0	4
<i>Tringa nebularia</i>	heletilder	0	15
<i>Tringa ochropus</i>	metstilder	0	1
<i>Arenaria interpres</i>	kivirullija	1	0
<i>Phalaropus lobatus</i>	veetallaja	1	0
<i>Limicolae sp.</i>	määramata kahlaja	1511	20
<i>Stercorarius pomarinus</i>	laisaba-änn	1	0
<i>Stercorarius parasiticus</i>	söödikänn	522	303
<i>Stercorarius sp.</i>	määramata änn	231	19
<i>Hydrocoloeus minutus</i>	väikekajakas	275	151
<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	naerukajakas	47	508
<i>Larus canus</i>	kalakajakas	12	83
<i>Larus fuscus</i>	tömmukajakas	4	8
<i>Larus argentatus</i>	hõbekajakas	1	7
<i>Larus marinus</i>	merikajakas	2	0
<i>Rissa tridactyla</i>	kaljukajakas	6	1
<i>Laridae sp.</i>	määramata kajakas	7	0
<i>Hydroprogne caspia</i>	räusktiir	0	1
<i>Thalasseus sandvicensis</i>	tutt-tiir	32	64
<i>Sterna hirundo</i>	jõgitiir	225	22
<i>Sterna paradisaea</i>	randtiir	16	27
<i>Sterna hirundo/S. paradisaea</i>	jõgi- või randtiir	4218	133
<i>Sternidae sp.</i>	määramata tiir	369	98
<i>Uria aalge</i>	lõunatirk	7	1
<i>Uria aalge / Alca torda</i>	lõunatirk või alk	6	0
<i>Alca torda</i>	alk	16	5
<i>Cephus grylle</i>	krüüsel	0	2
<i>Alcidae sp.</i>	määramata alklane	0	2
<i>Columba oenas</i>	õõnetuvi	0	2
<i>Columba palumbus</i>	kaelustuvi	0	1
<i>Asio otus / A. flammeus</i>	määramata räts	1	0
<i>Asio flammeus</i>	sooräts	2	0
<i>Apus apus</i>	piiritaja	140	7
<i>Alauda arvensis</i>	põldlõoke	2	26
<i>Riparia riparia</i>	kaldapääsuke	23	4
<i>Hirundo rustica</i>	suitsupääsuke	191	76
<i>Delichon urbicum</i>	räästapääsuke	24	7
<i>Hirundinidae sp.</i>	määramata pääsuke	54	5

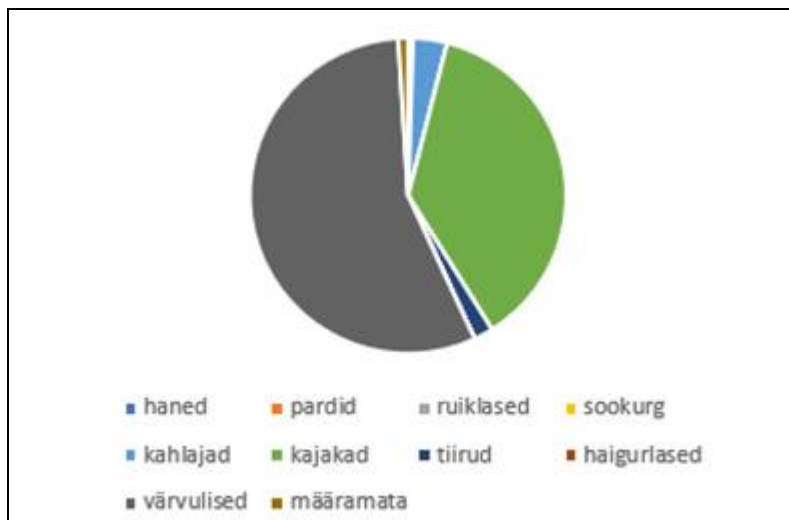
<i>Anthus trivialis</i>	metskiur	0	1
<i>Anthus pratensis</i>	sookiur	39	71
<i>Anthus sp.</i>	määramata kiur	16	0
<i>Motacilla flava</i>	hänilane	24	17
<i>Motacilla alba</i>	linavästriik	55	55
<i>Troglodytes troglodytes</i>	käblik	1	16
<i>Erithacus rubecula</i>	punarind	1	1
<i>Luscinia svecica</i>	sinirind	0	1
<i>Turdus merula</i>	musträstas	0	2
<i>Turdus philomelos</i>	laurüstas	0	2
<i>Turdus sp.</i>	määramata rästas	0	1
<i>Curruca curruca</i>	väike-põõsalind	2	1
<i>Phylloscopus collybita</i>	väike-lehelind	0	15
<i>Phylloscopus trochilus</i>	salu-lehelind	0	1
<i>Regulus regulus</i>	põialpoiss	0	3
<i>Ficedula parva</i>	väike-kärbsenäpp	0	1
<i>Cyanistes caeruleus</i>	sinitihane	0	29
<i>Parus major</i>	rasvatihane	0	8
<i>Lanius excubitor</i>	hallõgija	0	1
<i>Coloeus monedula</i>	hakk	0	18
<i>Corvus frugilegus</i>	künnivares	0	6
<i>Corvus cornix</i>	hallvares	0	210
<i>Corvus sp.</i>	määramata vareslane	0	31
<i>Sturnus vulgaris</i>	kuldnook	0	77
<i>Fringilla coelebs</i>	metsvint	5	791
<i>Fringilla montifringilla</i>	põhjavint	0	13
<i>Fringilla sp.</i>	määramata Fringilla vint	10	20
<i>Chloris chloris</i>	rohevint	0	2
<i>Carduelis carduelis</i>	ohakalind	2	3
<i>Spinus spinus</i>	siisike	7	93
<i>Linaria cannabina</i>	kanepilind	0	4
<i>Acanthis flammea</i>	urvalind	0	1
<i>Fringillidae sp.</i>	määramata vint	26	28
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	suurnokk-vint	0	1
<i>Calcarius lapponicus</i>	keltsalind	0	1
<i>Emberiza citrinella</i>	talvike	0	1
<i>Emberiza schoeniclus</i>	rootsiitsitaja	0	4
<i>Aves sp</i>	määramata lind	0	3
<i>Passerine sp</i>	määramata värvuline	155	303

Andmeid öise liigilise koosseisu kohta annavad häälte salvestised. Kokku salvestati 1931 kontakti, mis kuulusid vähemalt 49 linnuliigile (tabelid 12 ja 13). Arvukaimaks linnurühmaks olid värvulised, eriti sügisel, kui nende arvele langes 91% (2023) kuni 96% (2022) kontaktidest

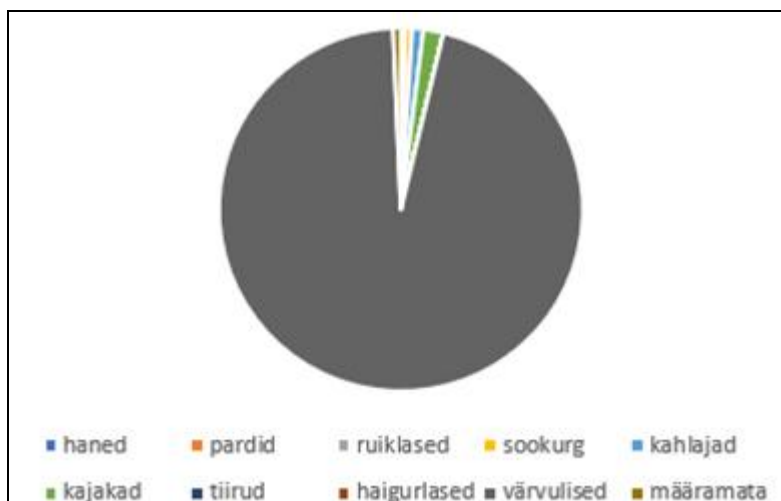
(joonised 38-41). Kevadel moodustasid värvulistele kuuluvad kontaktid umbes 55%. Arvukaimateks liikideks olid punarind, laulurästas ja vainurästas.



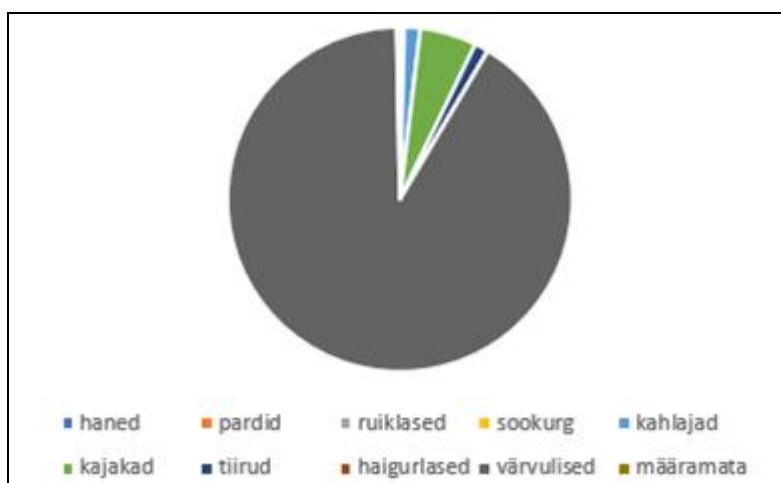
Joonis 38. Liigirühmade osakaal öistel audiosalvestistel kevadel 2022 (n=123)



Joonis 39. Liigirühmade osakaal öistel audiosalvestistel kevadel 2023 (n=204)



Joonis 40. Liigirühmade osakaal öistel audiosalvestistel sügisel 2022 (n=834)



Joonis 41. Liigirühmade osakaal öistel audiosalvestistel sügisel 2023 (n=770)

Tabel 12. Kontaktide arv kevadistel audiosalvestistel

Liik eesti	Liik ladina	2022	2023
määramata hani	Anser sp.	1	0
piilpart	Anas crecca	2	0
mustvaeras	Melanitta nigra	1	1
aul	Clangula hyemalis	1	0
määramata part	Anatidae sp.	1	0
tait	Gallinula chloropus	1	0
lauk	Fulica atra	1	0
merisk	Haematopus ostralegus	0	1
rüüt	Pluvialis apricaria	1	0
vihitaja	Actitis hypoleucos	4	5
metstilder	Tringa ochropus	3	1
mudatilder	Tringa glareola	1	0
heletilder	Tringa nebularia	1	0

naerukajakas	Chroicocephalus ridibundus	10	11
väikekajakas	Hydrocoloeus minutus	1	0
kalakajakas	Larus canus	10	51
merikajakas	Larus marinus	1	1
hõbekajakas	Larus argentatus	3	10
määramata kajakas	Laridae sp.	0	3
tutt-tiir	Thalasseus sandvicensis	1	4
määramata tiir	Sterna sp.	3	0
hüüp	Botaurus stellaris	1	0
hallhaigur	Ardea cinerea	1	0
põialpoiss	Regulus regulus	0	2
laulurästas	Turdus philomelos	8	15
vainurästas	Turdus iliacus	14	25
muusträstas	Turdus merula	0	20
hallrästas	Turdus pilaris	0	4
punarind	Erithacus rubecula	37	29
hänilane	Motacilla flava	0	3
linavästriik	Motacilla alba	0	5
sookiur	Anthus pratensis	0	2
metskiur	Anthus trivialis	1	2
metsvint	Fringilla coelebs	0	1
põhjavint	Fringilla montifringilla	1	0
siisike	Spinus spinus	0	1
talvike	Emberiza citrinella	0	1
rootsiitsitaja	Emberiza schoeniclus	0	1
määramata värvuline	Passeriformes sp.	7	3
määramata lind	Aves sp.	6	2

Tabel 13. Kontaktide arv sügisestel audiosalvestistel

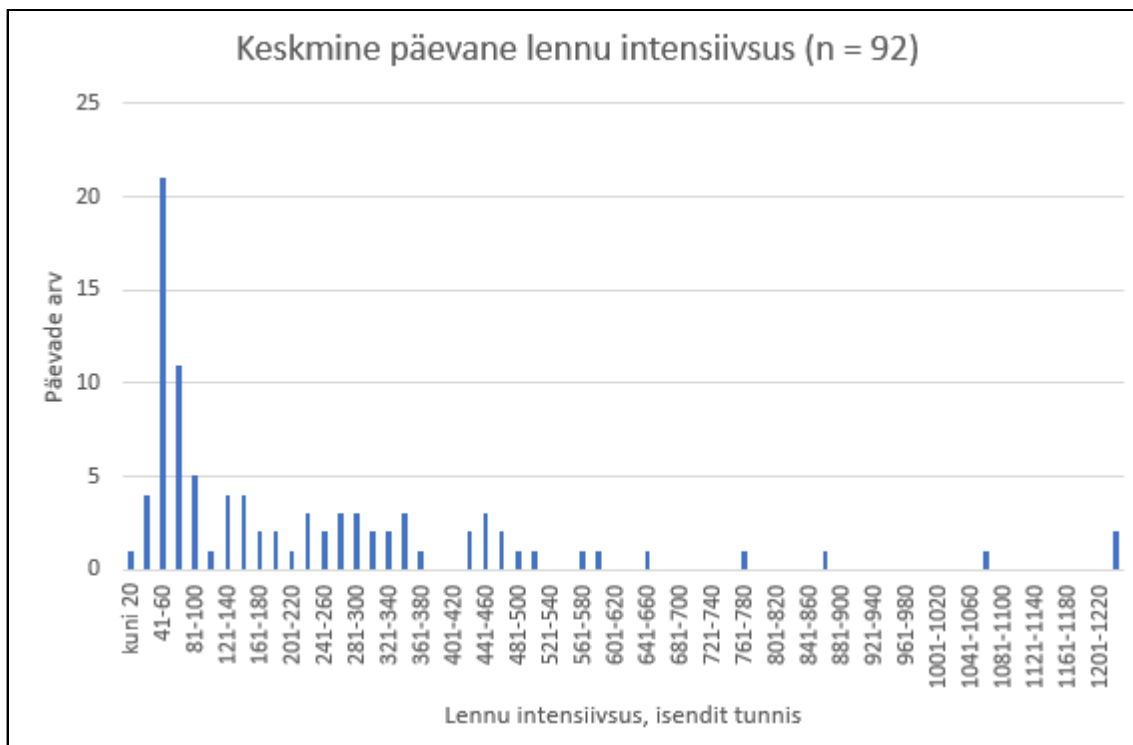
Liik eesti	Liik ladina	2022	2023
viupart	Mareca penelope	0	2
piilpart	Anas crecca	0	1
määramata part	Anatidae sp.	3	0
sookurg	Grus grus	5	0
rüüt	Pluvialis apricaria	2	0
plüü	Pluvialis squatarola	1	0
väiketüll	Charadrius dubius	0	1
soorüdi	Calidris alpina	0	2
tikutaja	Gallinago gallinago	6	5
vihitaja	Actitis hypoleucos	0	3
punajalg-tilder	Tringa totanus	0	1
naerukajakas	Chroicocephalus ridibundus	1	4
kalakajakas	Larus canus	12	30
hõbekajakas	Larus argentatus	1	2
määramata kajakas	Laridae sp.	2	5

määramata tiir	<i>Sterna sp.</i>	0	10
punaselg-õgija	<i>Lanius collurio</i>	0	1
sinitihane	<i>Cyanistes caeruleus</i>	1	0
rasvatihane	<i>Parus major</i>	0	1
põldlõoke	<i>Alauda arvensis</i>	4	1
väike-lehelind	<i>Phylloscopus collybita</i>	1	1
põialpoiss	<i>Regulus regulus</i>	9	46
käblik	<i>Troglodytes troglodytes</i>	1	1
laulurästas	<i>Turdus philomelos</i>	287	201
vainurästas	<i>Turdus iliacus</i>	128	40
musträstas	<i>Turdus merula</i>	51	51
hallrästas	<i>Turdus pilaris</i>	1	4
punarind	<i>Erithacus rubecula</i>	259	176
hänilane	<i>Motacilla flava</i>	1	0
linavästrik	<i>Motacilla alba</i>	11	3
sookiur	<i>Anthus pratensis</i>	18	3
metskiur	<i>Anthus trivialis</i>	2	47
metsvint	<i>Fringilla coelebs</i>	3	0
põhjavint	<i>Fringilla montifringilla</i>	6	1
talvike	<i>Emberiza citrinella</i>	1	1
rootsiisitaja	<i>Emberiza schoeniclus</i>	3	2
määramata värvuline	<i>Passeriformes sp.</i>	18	122
määramata lind	<i>Aves sp.</i>	0	2

Lennu intensiivsus

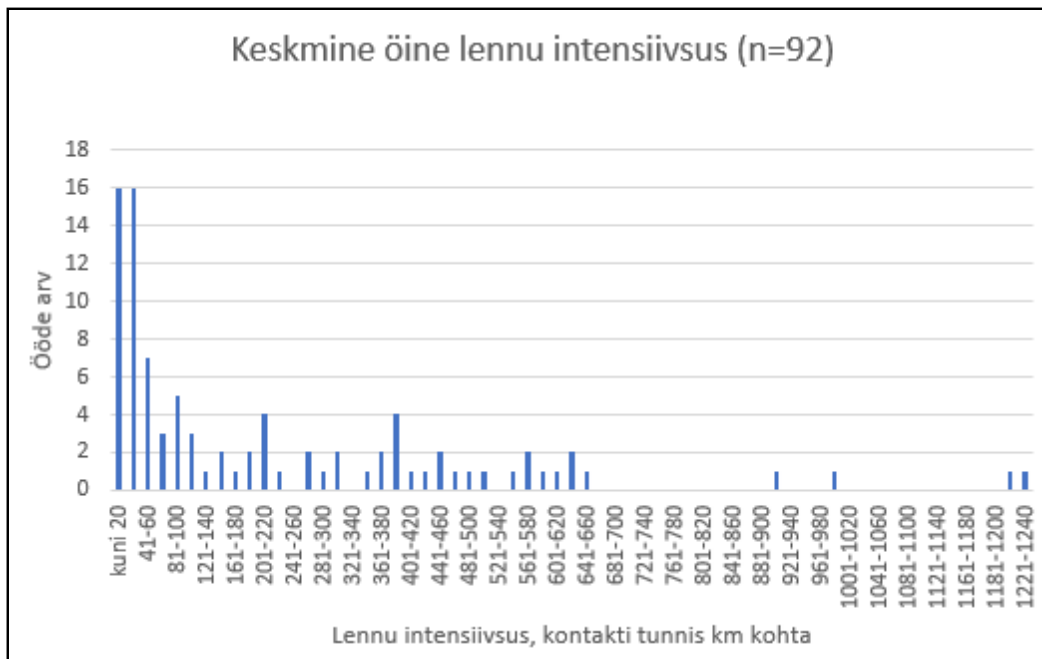
Päeval eelistavad linnud lennata madalamates õhukihtides ja päevase lennu intensiivsuse iseloomustamiseks on käesolevas kokkuvõttes kasutatud visuaalvaatluste tulemusi, mis võimaldavad esitada lennu intensiivsused isendites ning eristada linnuliike. Öise lennu intensiivsuse kohta on kasutada vertkaalradari andmed.

Keskmine päevane lennu intensiivsus oli 16,1 (11.09.2023) kuni 1230,9 isendit tunnis (18.10.2023). Kõige sagedamini esinesid madalad keskmised lennu intensiivsused, 40-80 isendit tunnis (joonis 42).



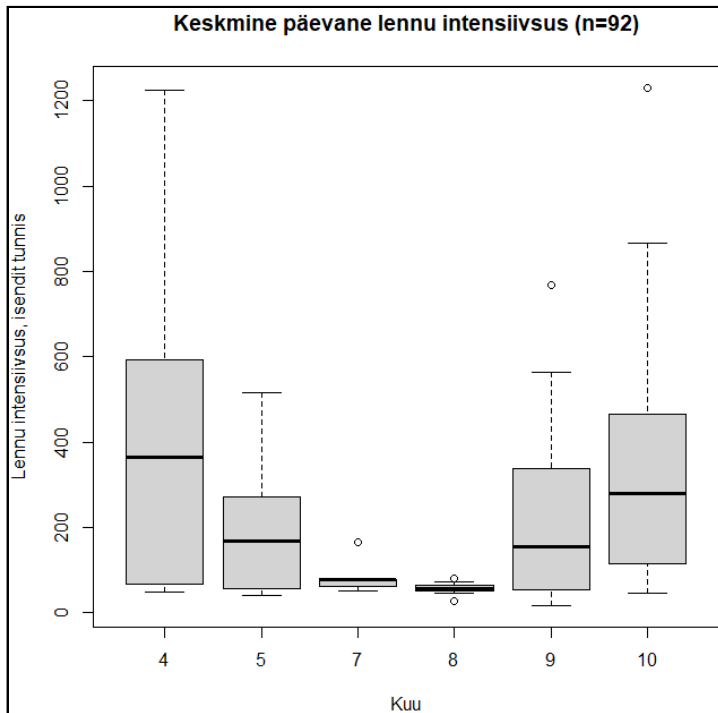
Joonis 42. Keskmine päevane lennu intensiivsus visuaalvaatluste andmetel

Keskmine öine lennu intensiivsus oli 3,9 (25.09.2023) kuni 1224,1 kontakti tunnis km kohta (30.04.2022). Kõige sagedamini esinesid madalad keskmised lennu intensiivsused, kuni 40 kontakti tunnis km kohta (joonis 43).

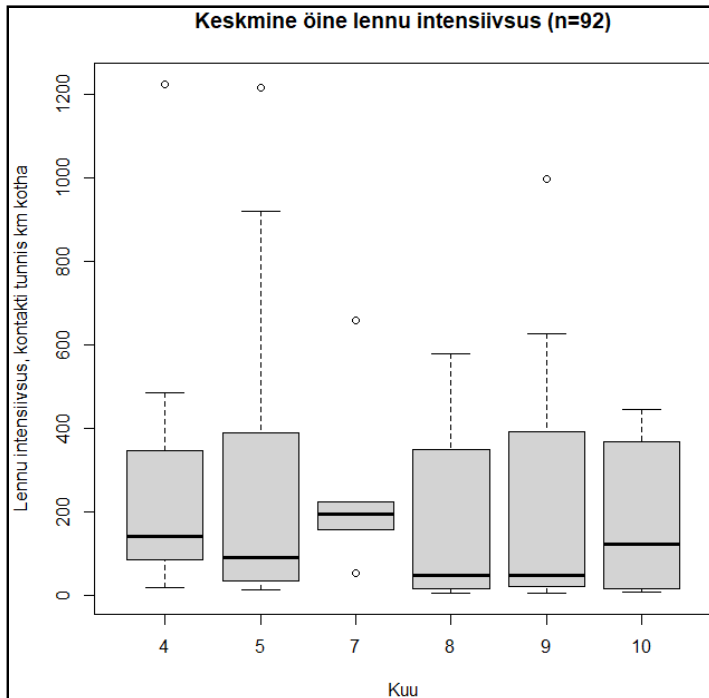


Joonis 43. Keskmine öine lennu intensiivsus vertikaalradari andmetel

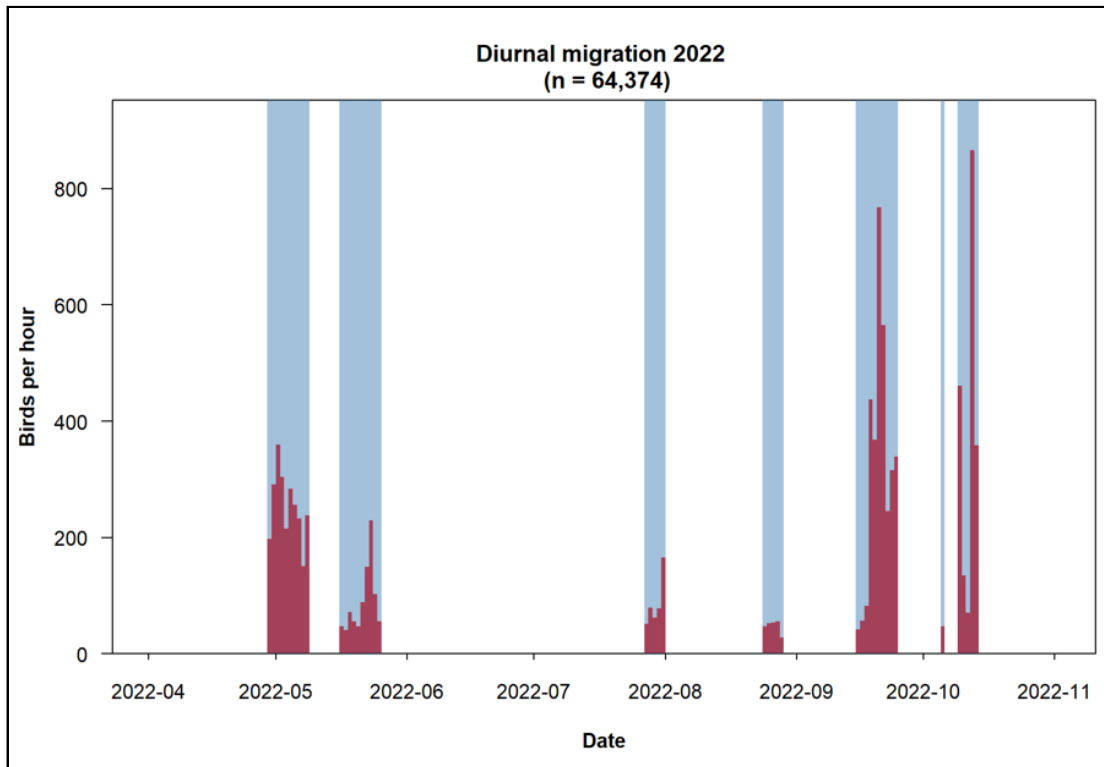
Keskmsed lennu intensiivsused varieerusid nii sesoonselt kui ka päevade kaupa sama sesooni piires. Samuti esinesid erinevused aastate vahel. Päeval täheldati kõige kõrgemaid keskmisi lennu intensiivsusi aprillis, sügisel oktoobris (joonis 44). Öösel olid kuude vahelised erinevused väiksemad (joonis 45). Sageli esines üksikuid päevi ja öid, mille jooksul keskmine lennu intensiivsus oli tunduvalt kõrgem loendustsükli üldisest tasemest (joonised 46-49).



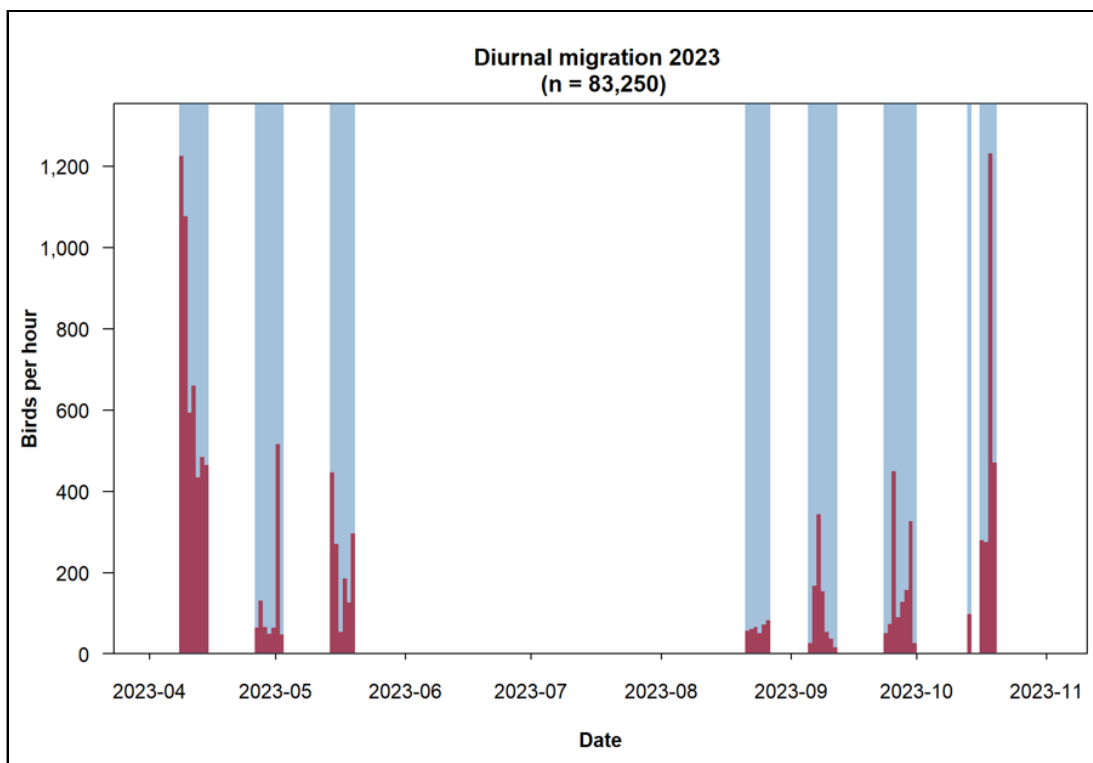
Joonis 44. Keskmine päevane lennu intensiivsus visuaalvaatluste andmetel kuude lõikes (hall "karp" ulatub esimesest kvartiilist kuni kolmanda kvartiilini ja katab keskse 50% andmetest; tugev joon karbi sees tähistab mediaani; "vurrud" piiritlevad 1,5 kordse kvartiilivahemiku; eraldiseisvad punktid tähistavad erindeid)



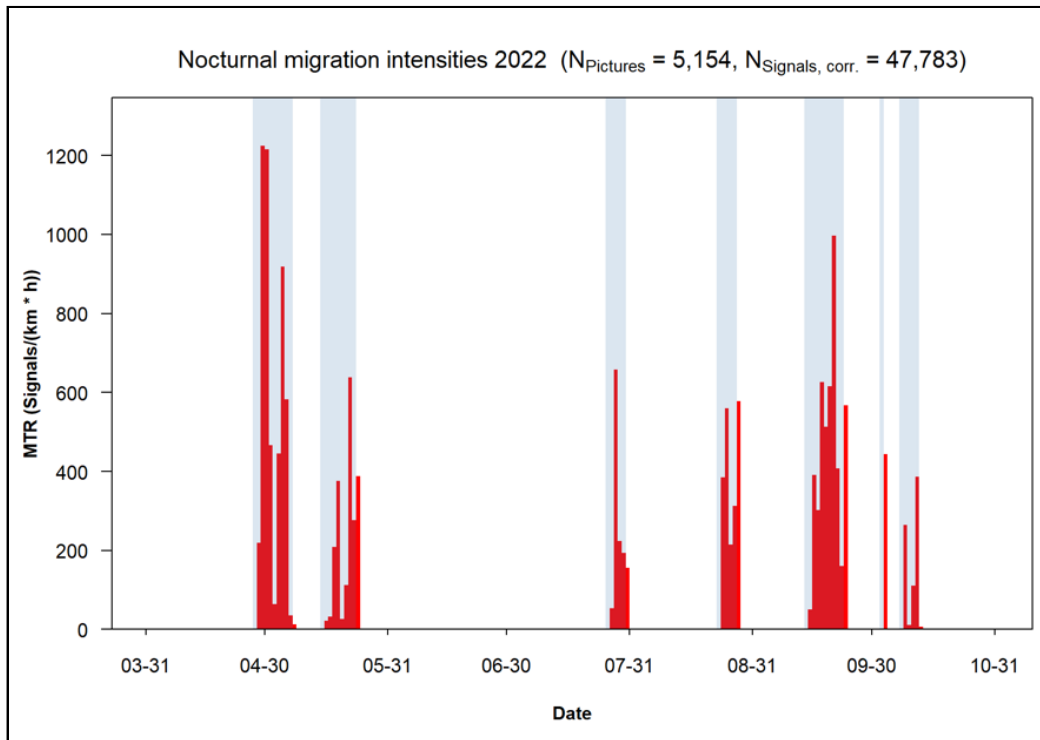
Joonis 45. Keskmine öine lennu intensiivsus vertikaalradari andmetel kuude lõikes (hall "karp" ulatub esimesest kvartiilist kuni kolmanda kvartiilini ja katab keskse 50% andmetest; tugev joon karbi sees tähistab mediaani; "vurrud" piiritlevad 1,5 kordse kvartiilivahemiku; eraldiseisvad punktid tähistavad erindeid)



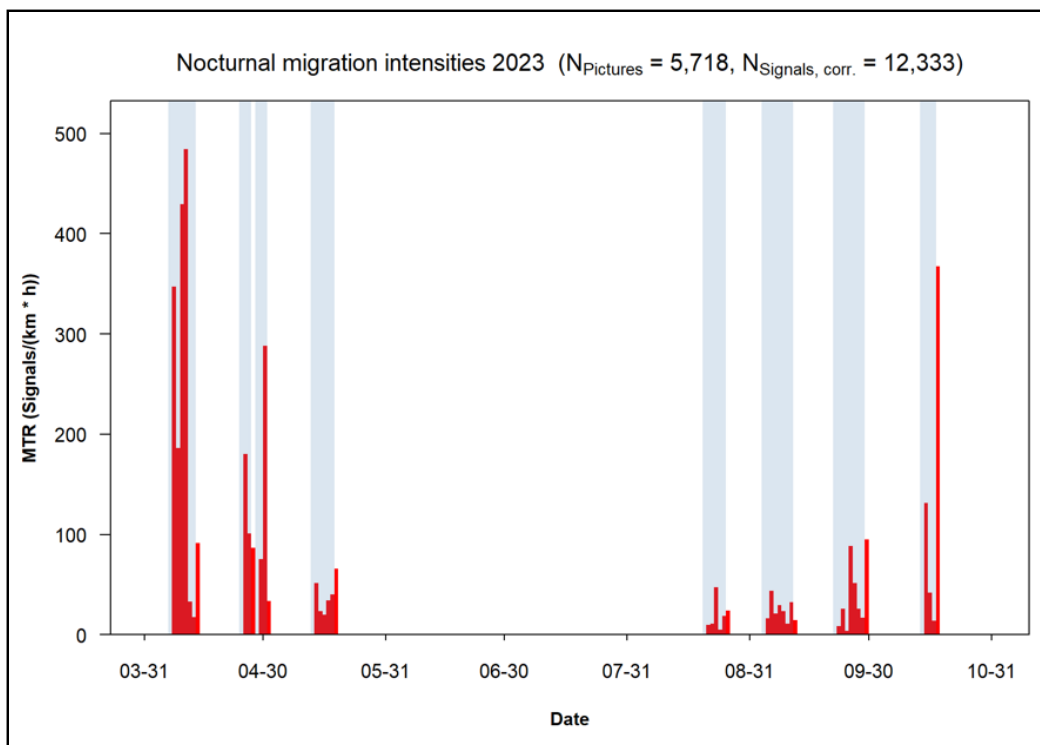
Joonis 46. Keskmise päevane lennu intensiivsus 2022 visuaalvaatluste tulemusel (horisontaalteljel kuupäev, vertikaalteljel lennu intensiivsus is/h; sinakashall ala tähistab vaatlusperioode)



Joonis 47. Keskmise päevane lennu intensiivsus 2023 visuaalvaatluste tulemusel (horisontaalteljel kuupäev, vertikaalteljel lennu intensiivsus is/h; sinakashall ala tähistab vaatlusperioode)

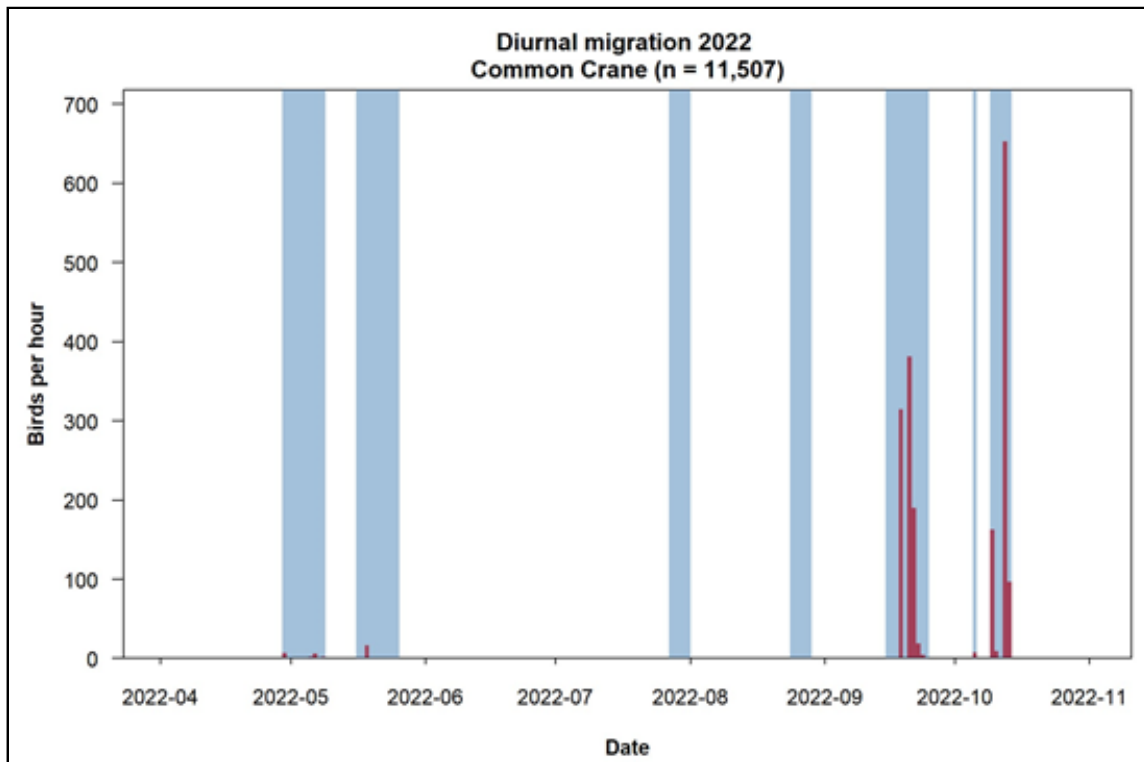


Joonis 48. Keskmise öine lennu intensiivsus 2022 vertikaalaradari andmetel (horisontaalteljel kuupäev, vertikaalteljel lennu intensiivsus kontakti tunnis kilomeetri kohta; sinakashall ala tähistab vaatlusperioode)

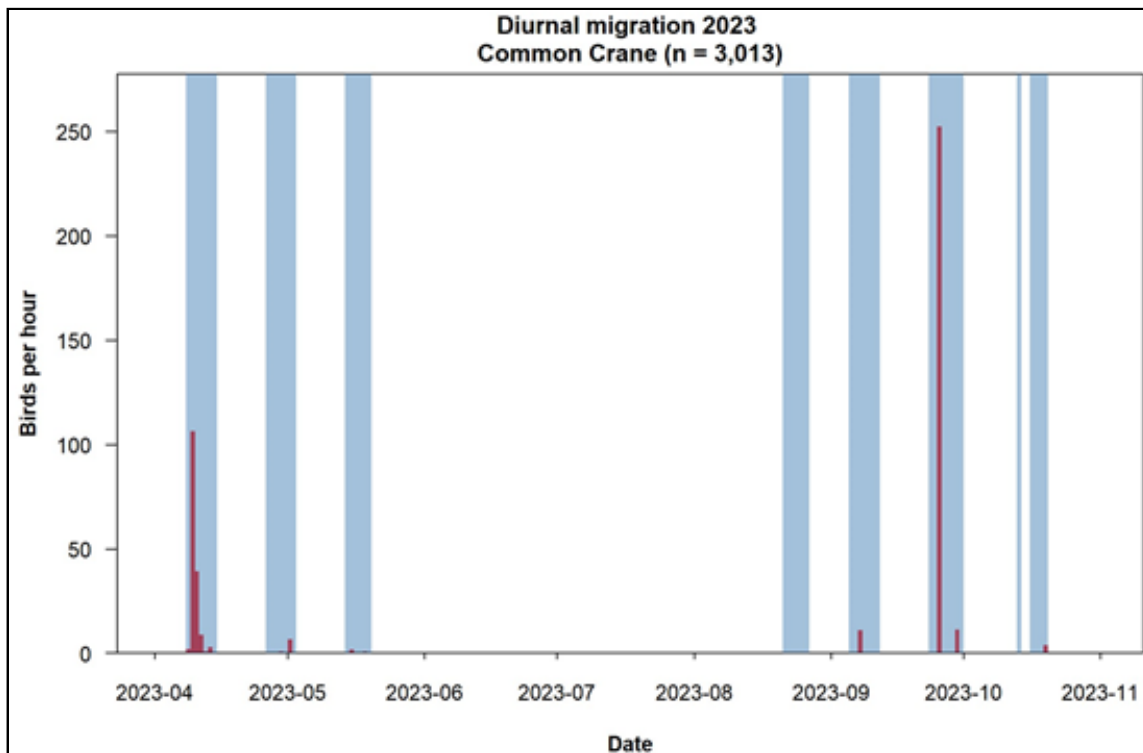


Joonis 49. Keskmise öine lennu intensiivsus 2023 vertikaalaradari andmetel (horisontaalteljel kuupäev, vertikaalteljel lennu intensiivsus kontakti tunnis kilomeetri kohta; sinakashall ala tähistab vaatlusperioode)

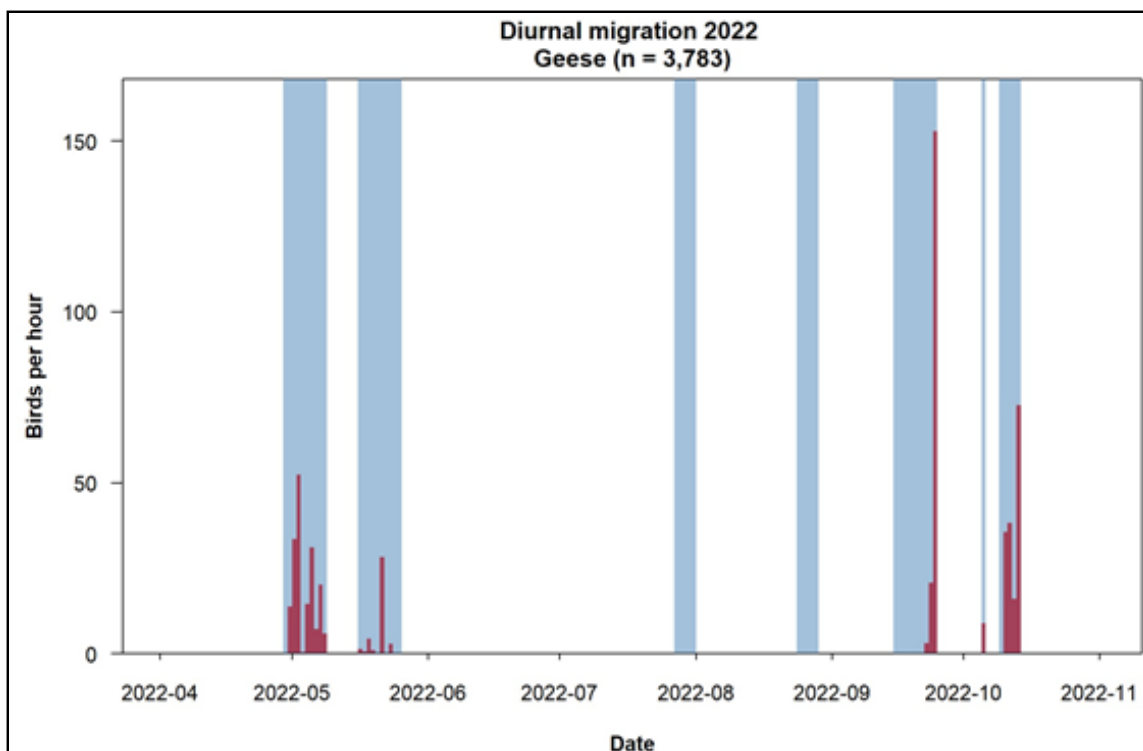
Päevased lennu intensiivsused erinesid liikide ja liigirühmade kaupa. Kokkupõrkeriski seisukohast on potentsiaalselt olulisemateks liikideks lisaks ööranduritele sookurg ja haned ning lagled. Sookure lennu intensiivsused on toodud joonistel 50-51 ja hanede ning laglede lennu intensiivsused joonistel 52-53. Mõlemal juhul oli massränne koondunud üksikutele päevadele.



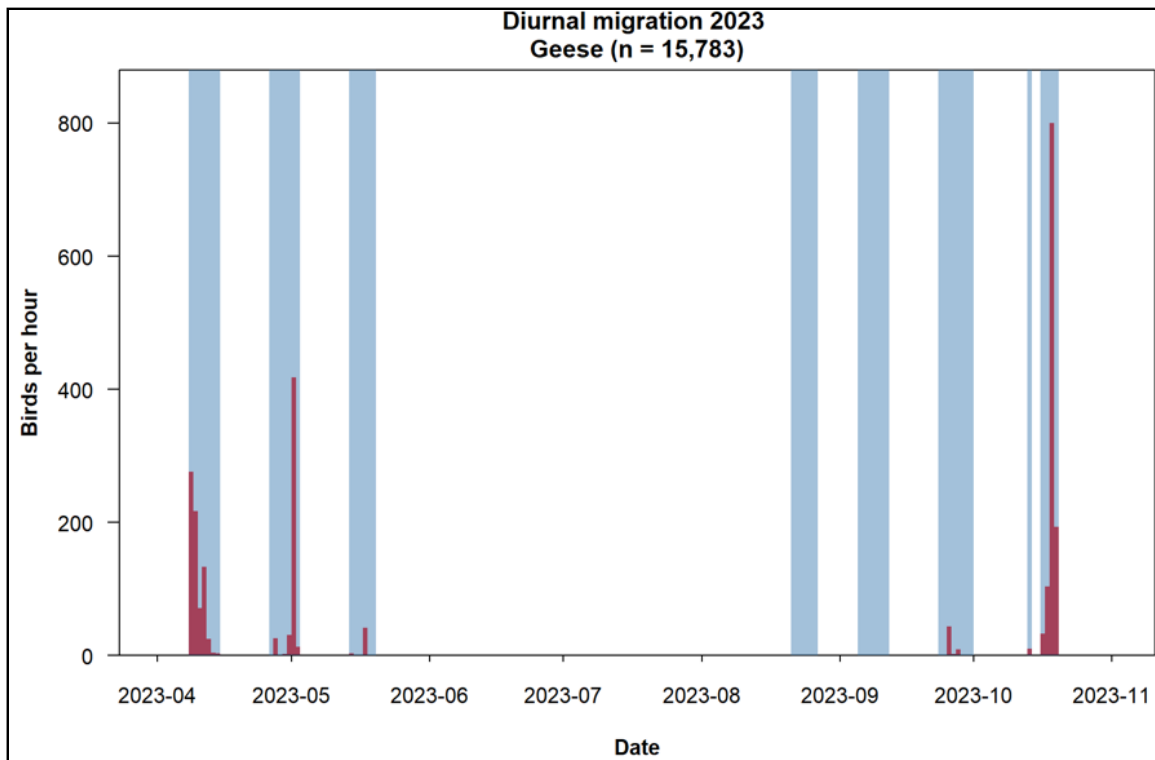
Joonis 50. Sookure (*Grus grus*) päevane lennu intensiivsus 2022 visuaalvaatluste tulemusel (horisontaalteljel kuupäev, vertikaalteljel lennu intensiivsus is/h; sinakashall ala tähistab vaatlusperioode)



Joonis 51. Sookure (*Grus grus*) päevane lennu intensiivsus 2023 visuaalvaatluste tulemusel (horisontaalteljel kuupäev, vertikaalteljel lennu intensiivsus is/h; sinakashall ala tähistab vaatlusperioode)



Joonis 52. Hanede ja laglede päevane lennu intensiivsus 2022 visuaalvaatluste tulemusel (horisontaalteljel kuupäev, vertikaalteljel lennu intensiivsus is/h; sinakashall ala tähistab vaatlusperioode)



Joonis 53. Hanede ja laglede päevane lennu intensiivsus 2023 visuaalvaatluste tulemusel (horisontaalteljel kuupäev, vertikaalteljel lennu intensiivsus is/h; sinakashall ala tähistab vaatlusperioode)

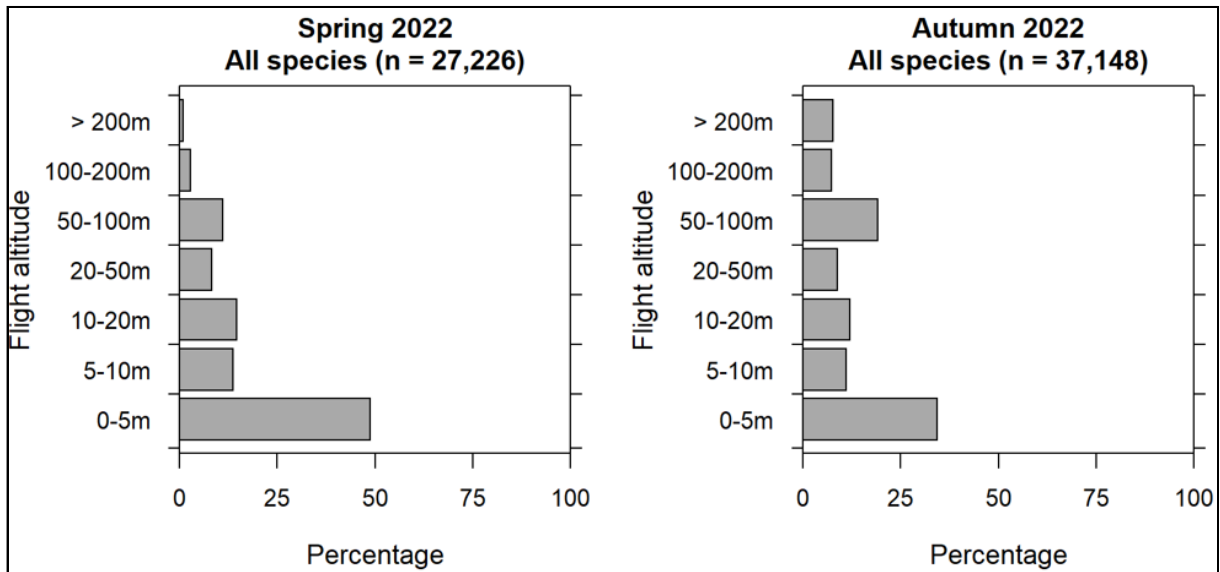
Lennukõrgus

Päevase lennukõrguse iseloomustamiseks on kasutatud vertikaalradari (kõrgusvahemik 0-1000 m intervalliga 100 m) ja visuaalvaatluste (alumised õhukihid väiksema intervalliga ning liigipõhised lennukõrgused) andmeid. Kummalgi meetodil on meetodilised erinevused, mille tõttu tulemused ei ole täpselt võrreldavad. Samas võimaldab ainult mõlema meetodi andmete kasutamine saada täielikuma pildi päevaste lendude kõrgusjaotusest. Visuaalvaatlused sobivad eelkõige lennukõrguste iseloomustamiseks alumises 100 m kõrguses õhukihis, vertikaalradar avastab vastupidi halvasti kõige alumises õhukihis lendavaid linde.

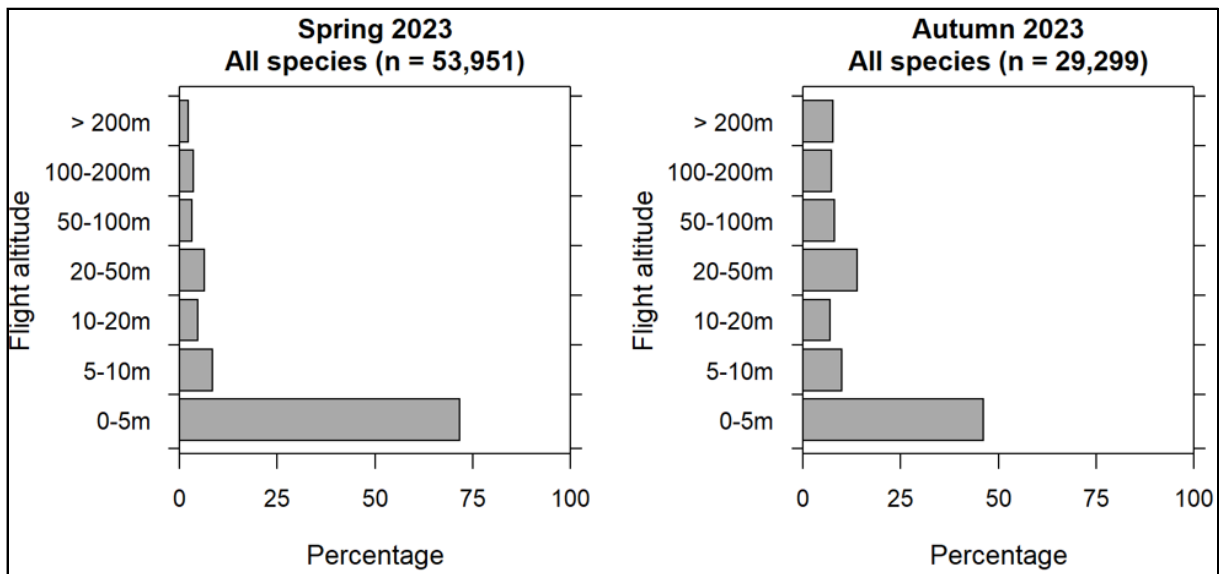
Linnud eelistasid päeval lennata madalamates õhukihtides. Konkreetne kõrgusjaotus sõltus nii aastast kui sesoonist (joonised 54-59). Vertikaalradari kontaktidest registreeriti alumises 100 m kõrguses õhukihis 49 (kevad 2022) – 72% (sügis 2023). Viimase piires eelistati visuaalvaatluste andmetel omakorda kõige alumist 0-5 m kõrgust õhukihti. Alumises 5 m kõrguses õhukihis lennanud linnud moodustasid kuni 72 % (kevad 2023) kõigist visuaalvaatlustel registreeritud lindudest.

Öise lennukõrguse kohta on kasutatavad ainult radarvaatluste andmed. Öösel registreeriti samuti kõige rohkem kontakte alumises 100 m kõrguses õhukihis (joonised 56-59). Võrreldes

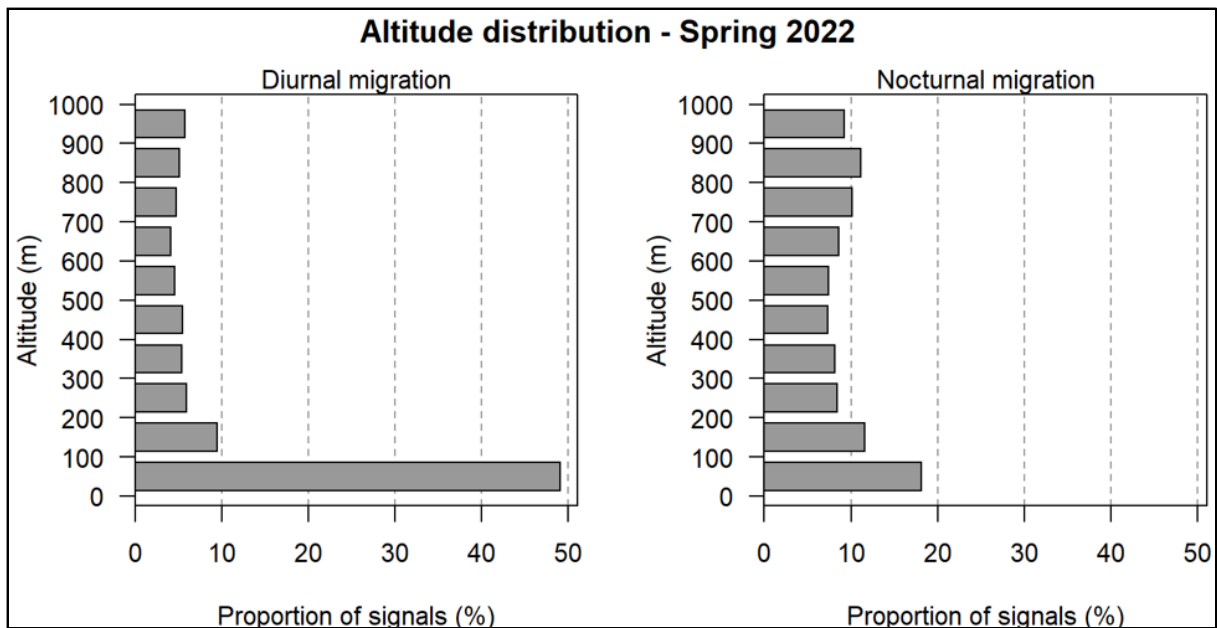
vertikaalradari andmeid lennukõrguse kohta päeval ja öösel näeme, et öösel oli alumise 100 m kõrguse õhukihi osakaal märgatavalt väiksem.



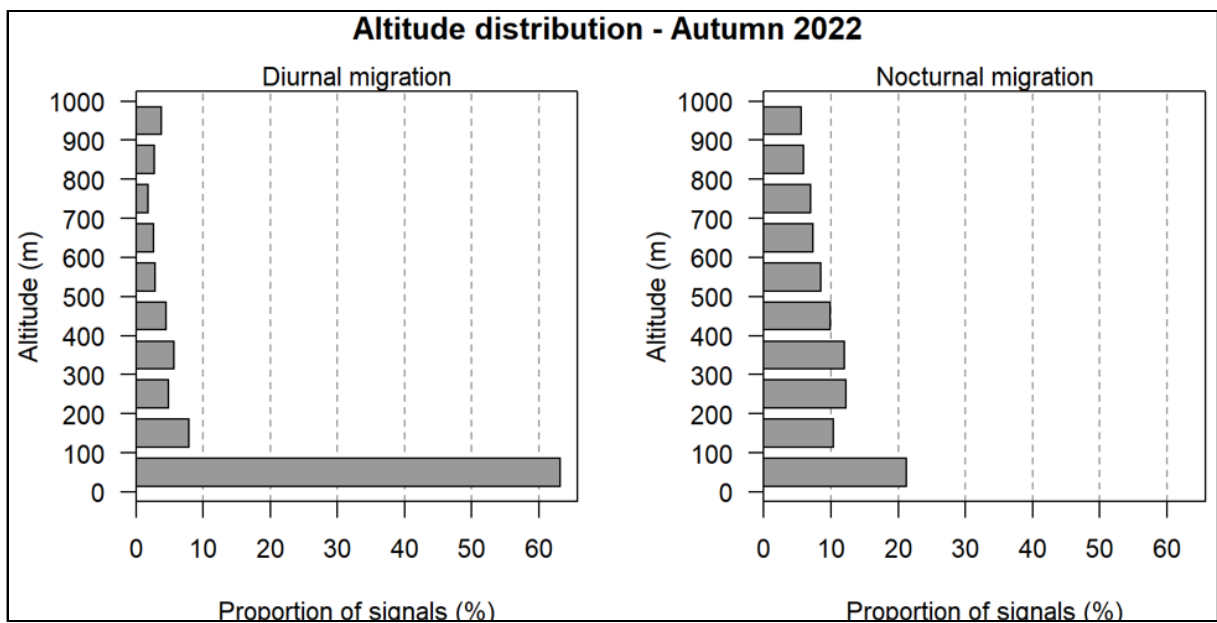
Joonis 54. Lindude päevane kõrgusjaotus visuaalvaatluste andmetel 2022 aastal (horisontaalteljel lindude osakaal %, vertikaalteljel kõrgusvahemik m; vasakul kevad 2022, paremal sügis 2022)



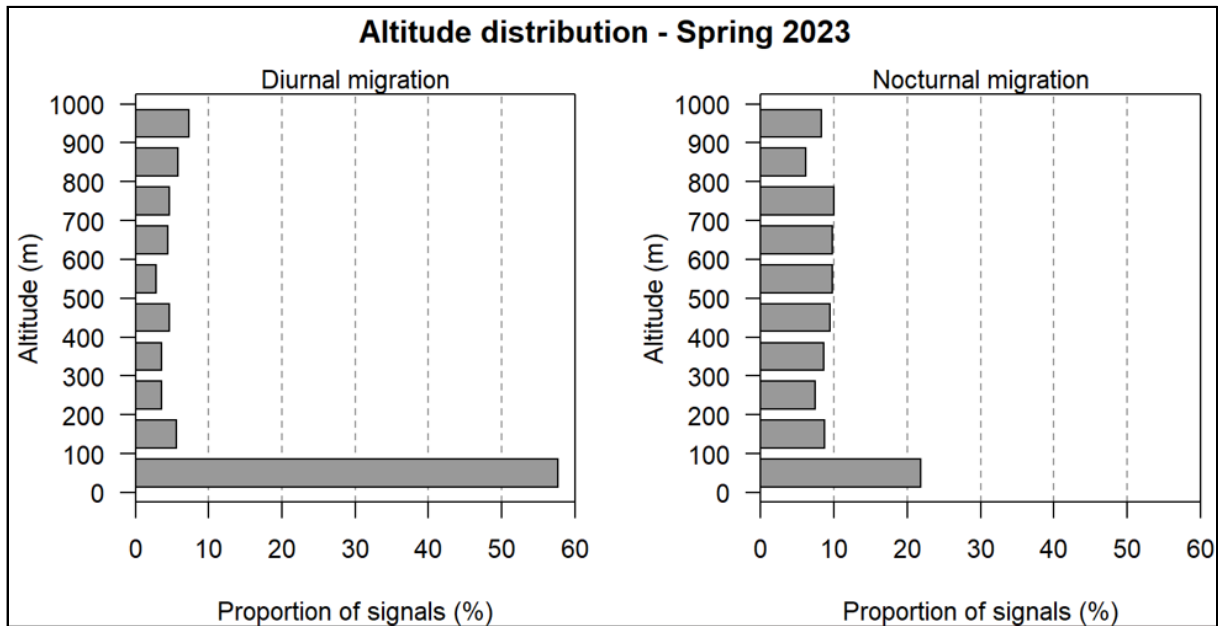
Joonis 55. Lindude päevane kõrgusjaotus visuaalvaatluste andmetel 2023 aastal (horisontaalteljel lindude osakaal %, vertikaalteljel kõrgusvahemik m; vasakul kevad 2022, paremal sügis 2022)



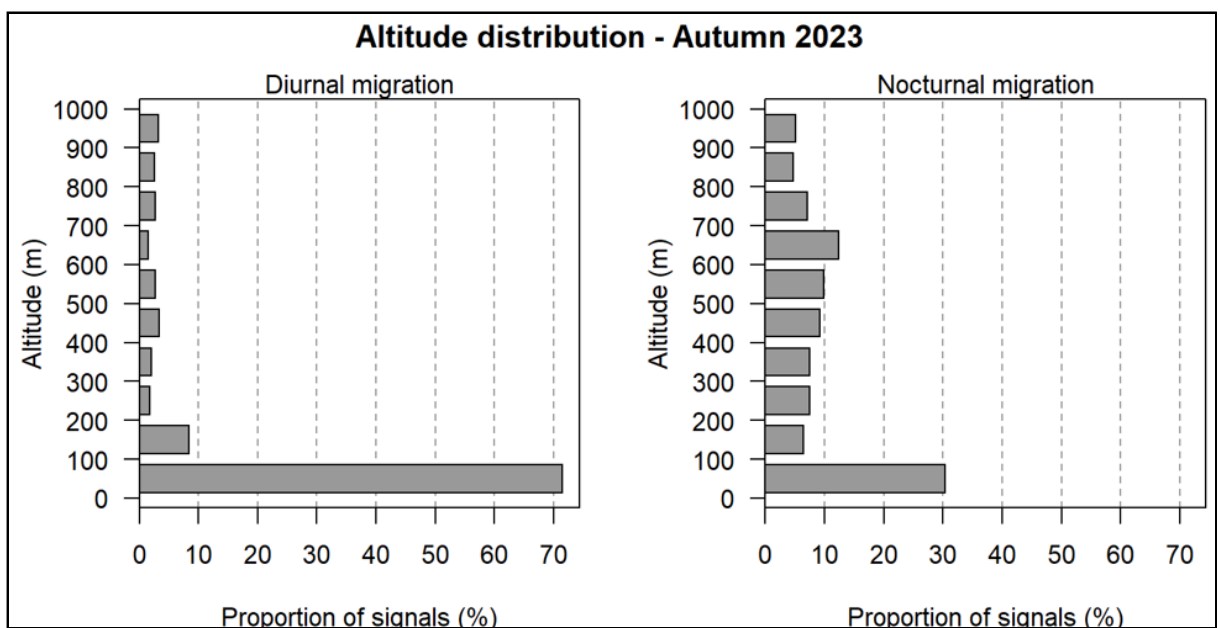
Joonis 56. Lindude kõrgusjaotus vertikaalradari andmetel 2022 aasta kevadel (horisontaalteljel kontaktide osakaal %, vertikaalteljel kõrgusvahemik m; vasakul päeval, paremal öösel)



Joonis 57. Lindude kõrgusjaotus vertikaalradari andmetel 2022 aasta sügisel (horisontaalteljel kontaktide osakaal %, vertikaalteljel kõrgusvahemik m; vasakul päeval, paremal öösel)



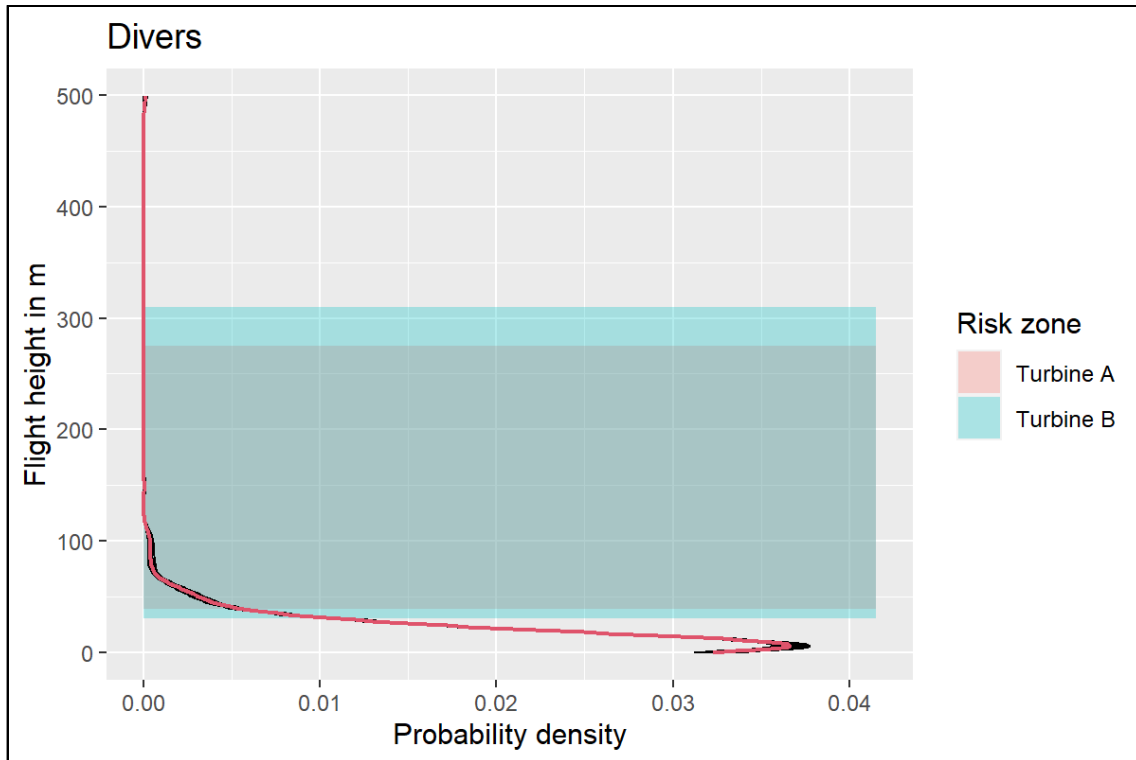
Joonis 58. Lindude kõrgusjaotus vertikaalradari andmetel 2023 aasta kevadel (horisontaalteljel kontaktide osakaal %, vertikaalteljel kõrgusvahemik m; vasakul päeval, paremal öösel)



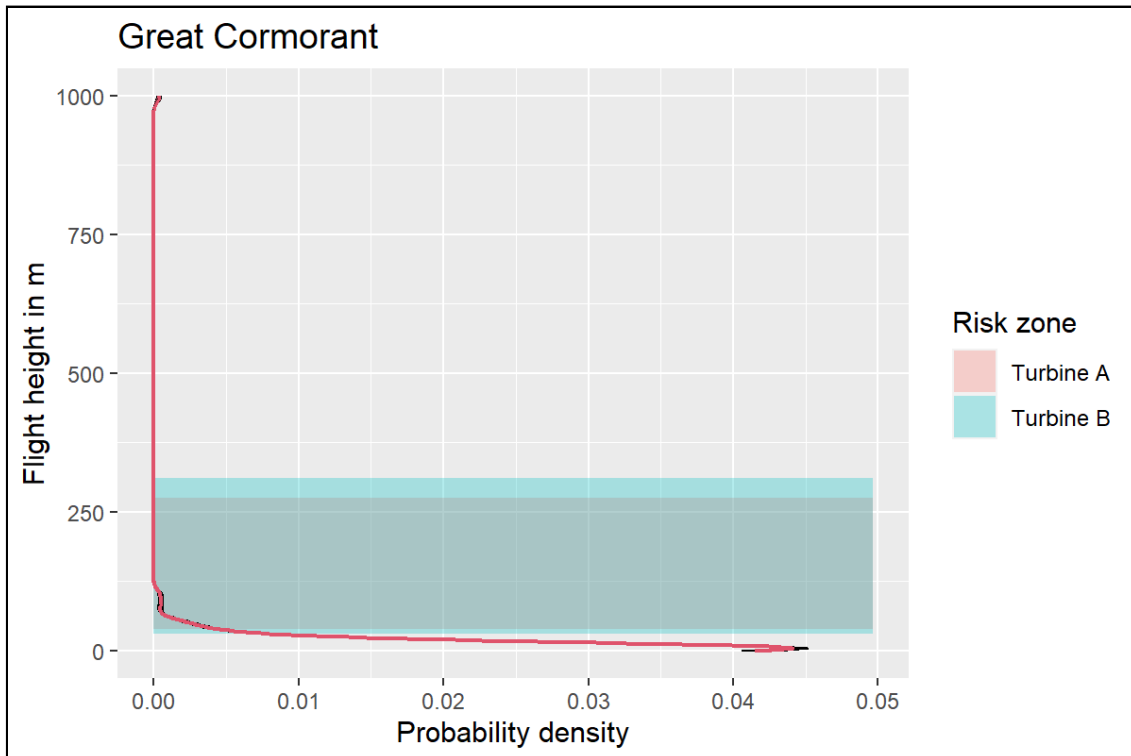
Joonis 59. Lindude kõrgusjaotus vertikaalradari andmetel 2023 aasta sügisel (horisontaalteljel kontaktide osakaal %, vertikaalteljel kõrgusvahemik m; vasakul päeval, paremal öösel)

Liigirühmade kaupa eristusid suurema päevase lennukõrguse poolest teistest lindudest sookurg, haned ja lagled ning kahlajad. Ülejäänud liigirühmade esinadajad eelistasid päeval selgelt kõige madalamaid õhukihte: kõige rohkem linde lendas alumises 10 m kõrguses õhukihis, kõrgemal kui 100 m fikseeriti neid väga vähe (joonised 60-73). Eriti eelistasid

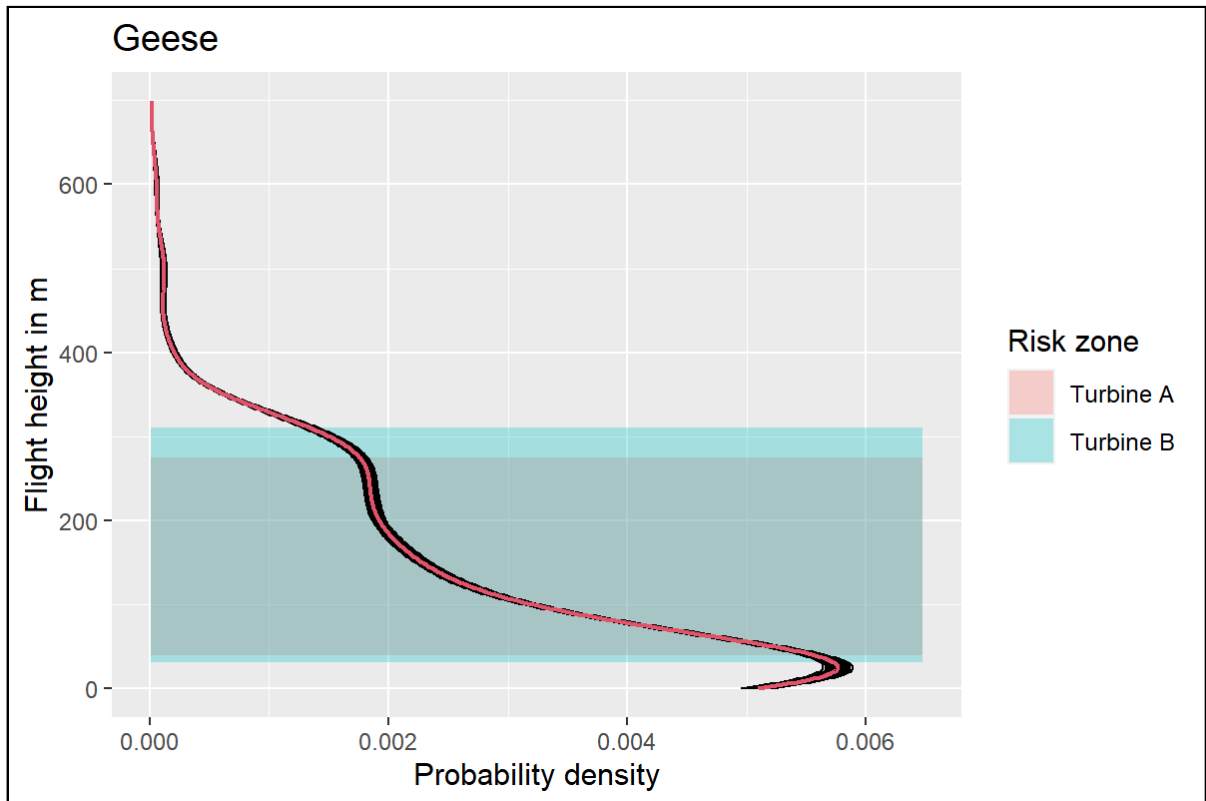
vahetult veepinna kohal lennata aul ja vaerad, alumises 10 m kõrguses õhukihis fikseeriti nende puhul üle 90% loendatud lindudest.



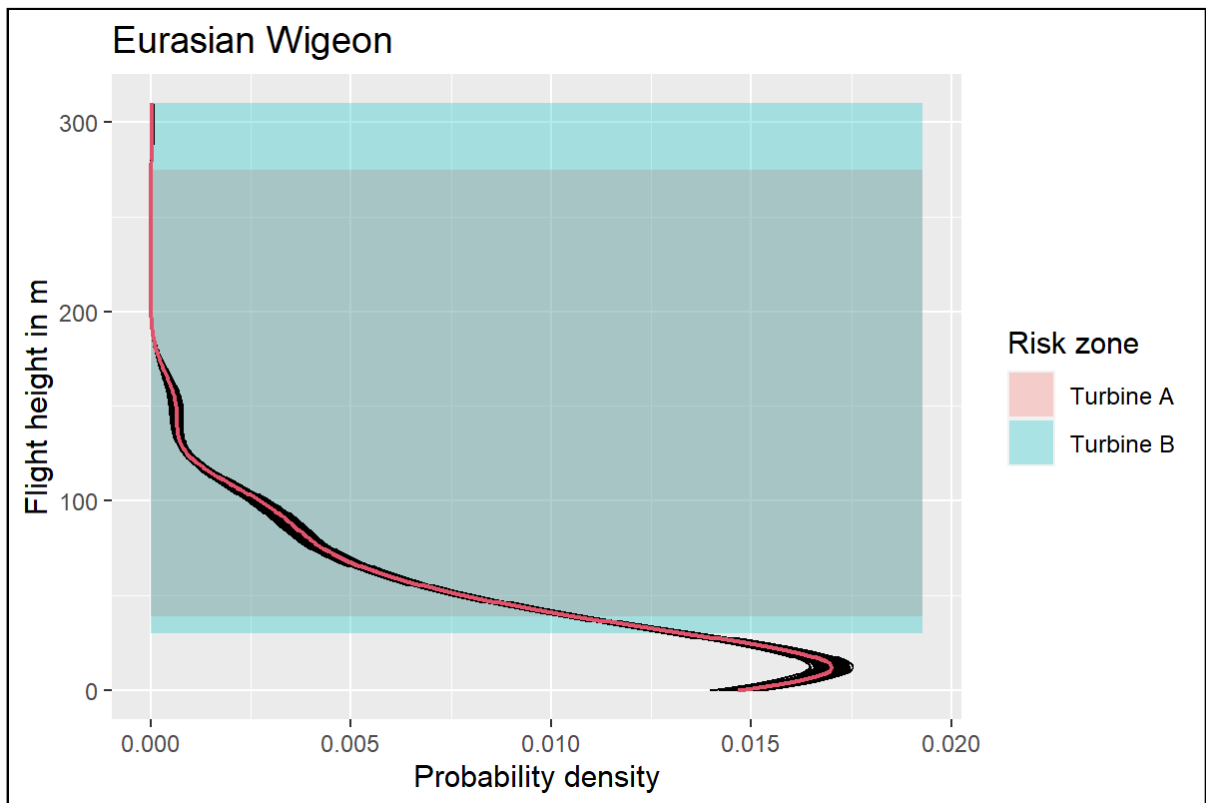
Joonis 60. Kauride (*Gavia sp.*) lennu kõrgusjaotus. Horisontaalteljel esinemise tõenäosus, vertikaalteljel kõrgus m. Punase joonega on kujutatud kõrgusjaotus vastavalt vaatlustulemustele, mustade joontega *bootstrap*-meetodil leitud vahemik-hinnangud. Värvidega on tähistatud rootorite töösoonide kõrgused vastavalt kahele võimalikule tuulikute tüübile (Castillo, Liedtke & Welcker 2024)



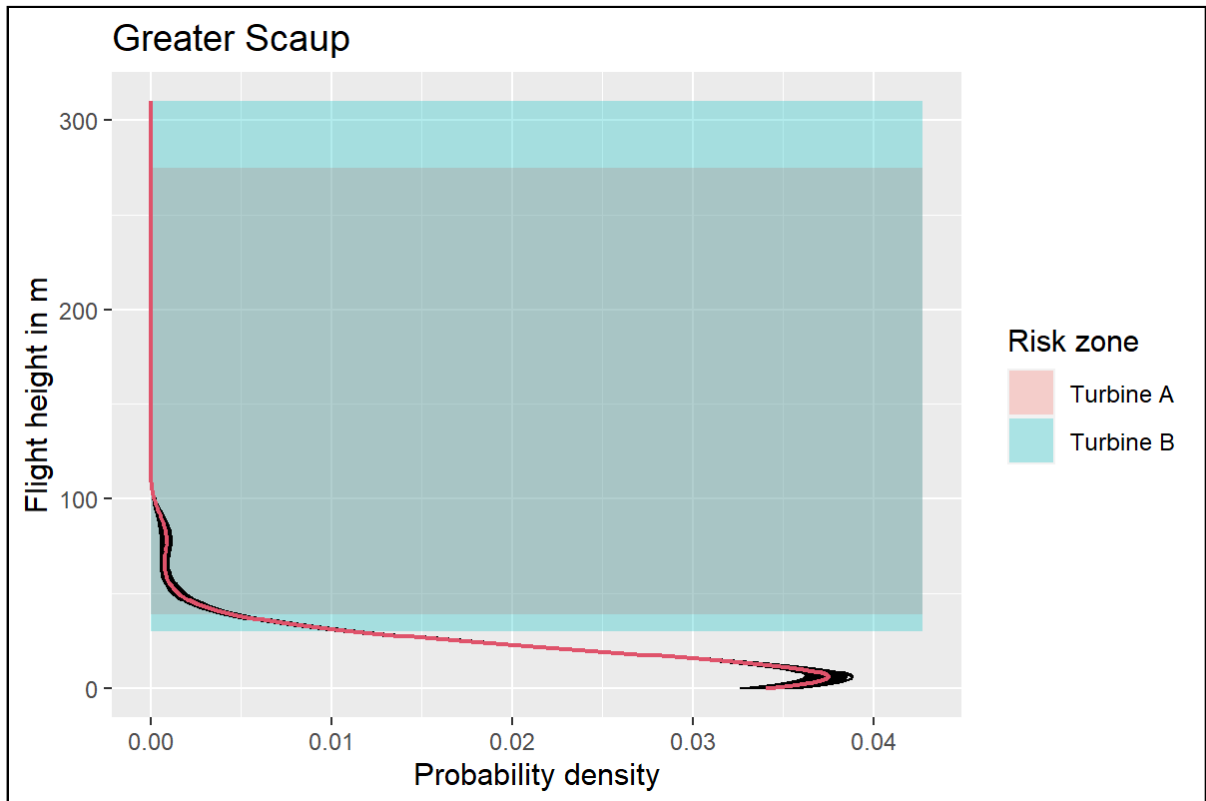
Joonis 61. Kormorani (*Phalacrocorax carbo*) lennu kõrgusjaotus. Horisontaalteljel esinemise tõenäosus, vertikaalteljel kõrgus m. Punase joonega on kujutatud kõrgusjaotus vastavalt vaatlustulemustele, mustade joontega bootstrap-meetodil leitud vahemik-hinnangud. Värvidega on tähistatud rootorite töösoonide kõrgused vastavalt kahele võimalikule tuulikute tüübile (Castillo, Liedtke & Welcker 2024)



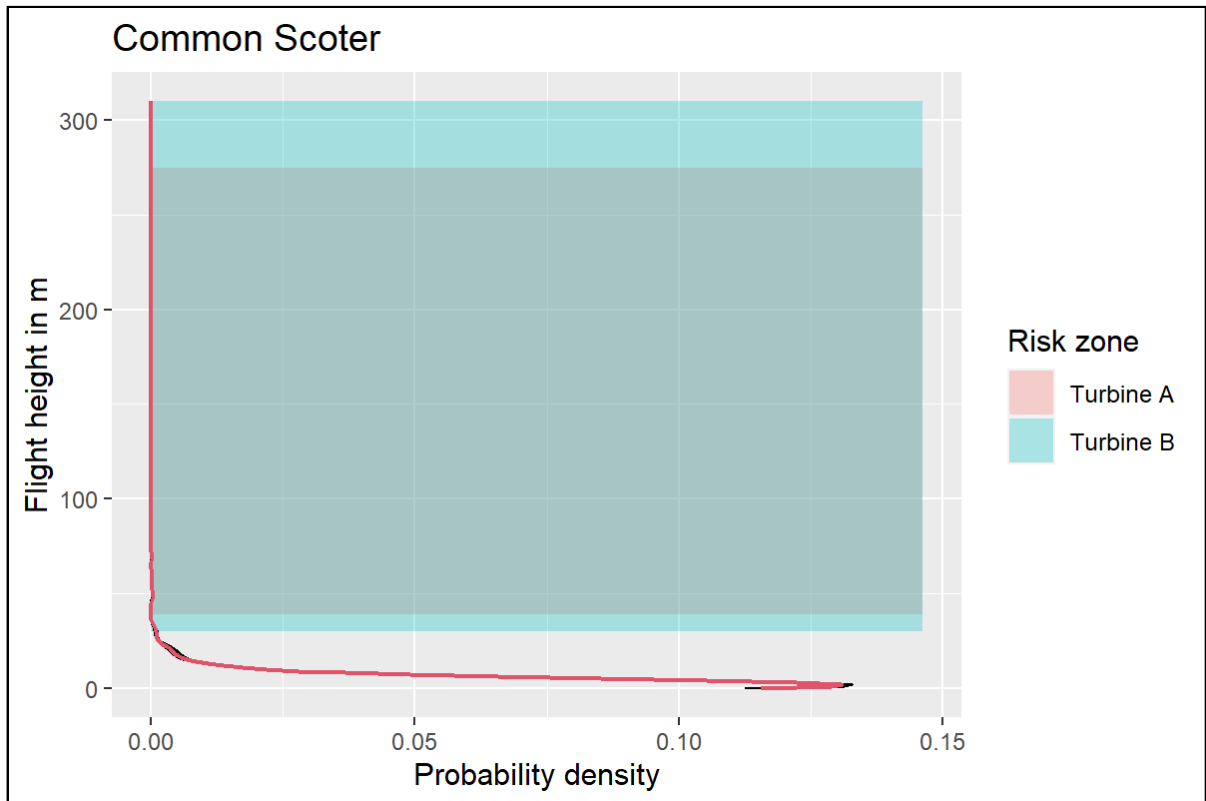
Joonis 62. Hanede ja laglede lennu kõrgusjaotus. Horisontaalteljel esinemise tõenäosus, vertikaalteljel kõrgus m. Punase joonega on kujutatud kõrgusjaotus vastavalt vaatlustulemustele, mustade joontega bootstrap-meetodil leitud vahemik-hinnangud. Värvidega on tähistatud rootorite töötsoonide kõrgused vastavalt kahele võimalikule tuulikute tüübile (Castillo, Liedtke & Welcker 2024)



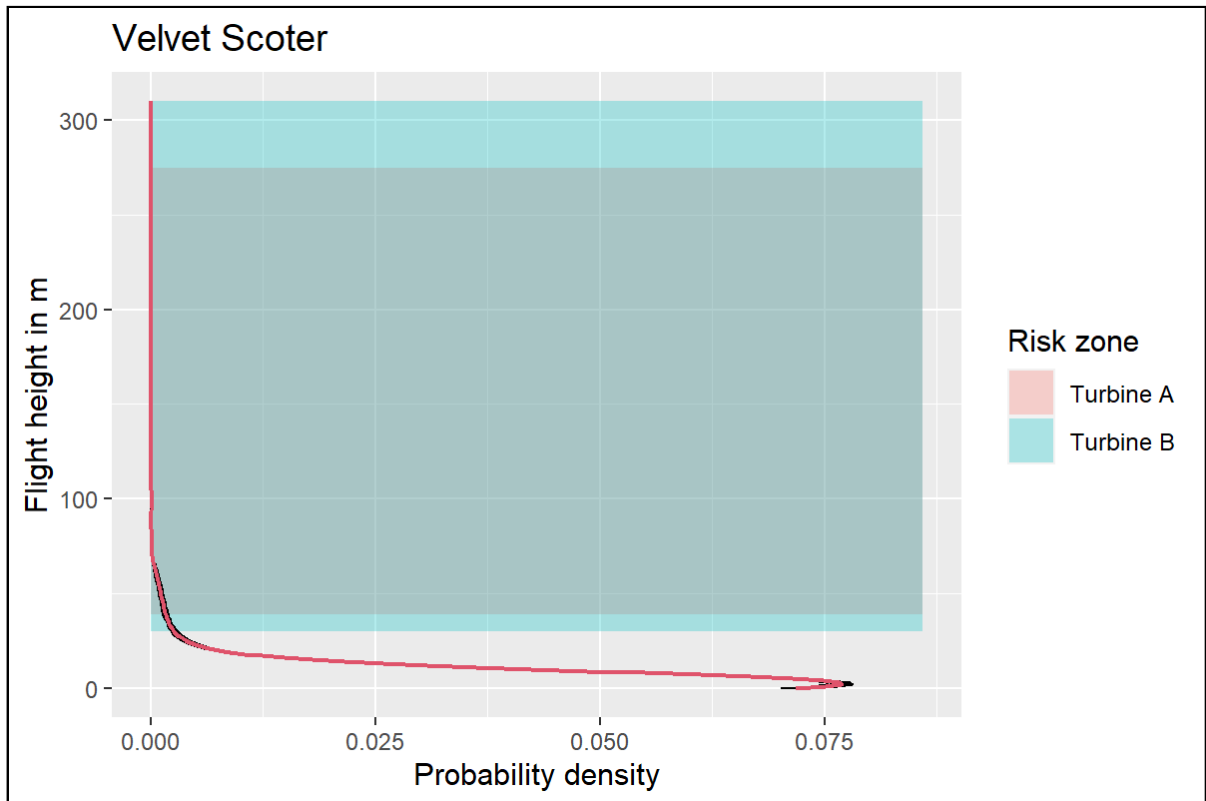
Joonis 63. Viupardi (*Mareca penelope*) lennu kõrgusjaotus. Horisontaalteljel esinemise tõenäosus, vertikaalteljel kõrgus m. Punase joonega on kujutatud kõrgusjaotus vastavalt vaatlustulemustele, mustade joontega bootstrap-meetodil leitud vahemik-hinnangud. Värvidega on tähistatud rootorite töötsoonide kõrgused vastavalt kahele võimalikule tuulikute tüübile (Castillo, Liedtke & Welcker 2024)



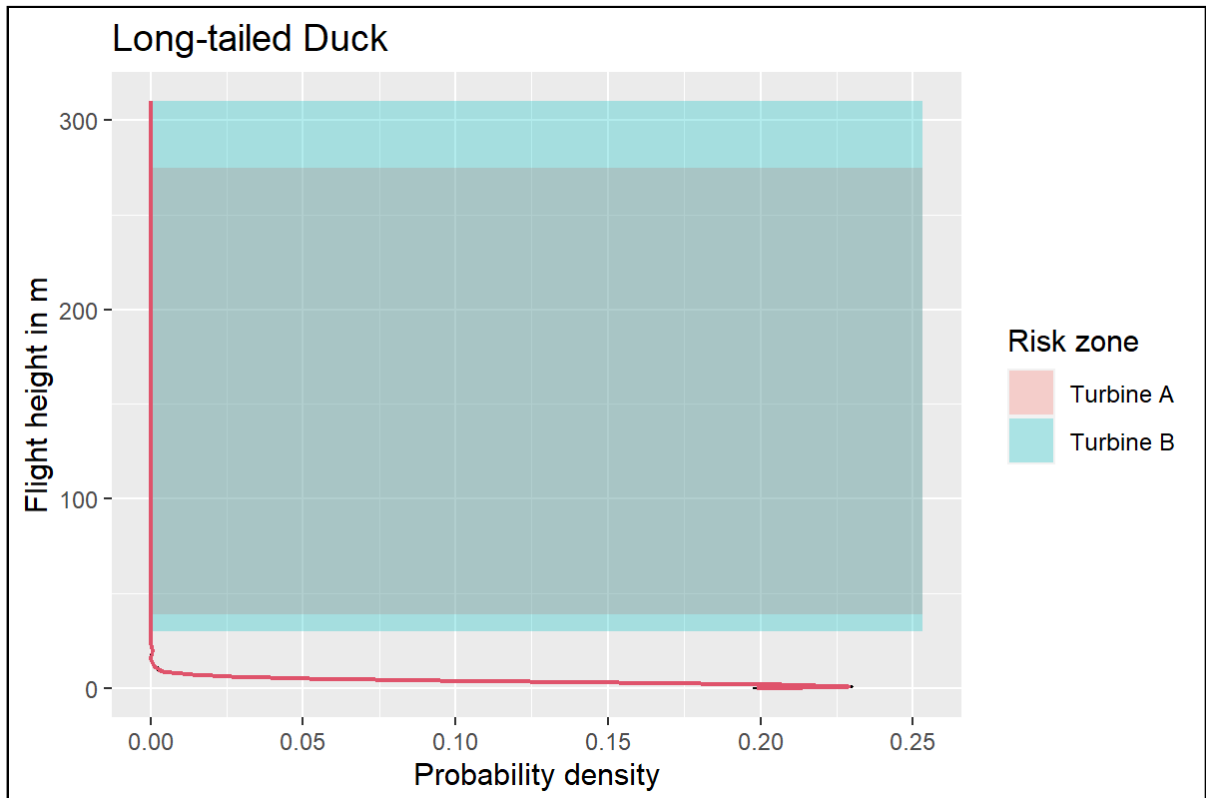
Joonis 64. Merivardi (*Aythya marila*) lennu kõrgusjaotus. Horisontaalteljel esinemise tõenäosus, vertikaalteljel kõrgus m. Punase joonega on kujutatud kõrgusjaotus vastavalt vaatlustulemustele, mustade joontega bootstrap-meetodil leitud vahemik-hinnangud. Värvidega on tähistatud rootorite töösoonide kõrgused vastavalt kahele võimalikule tuulikute tüübile (Castillo, Liedtke & Welcker 2024)



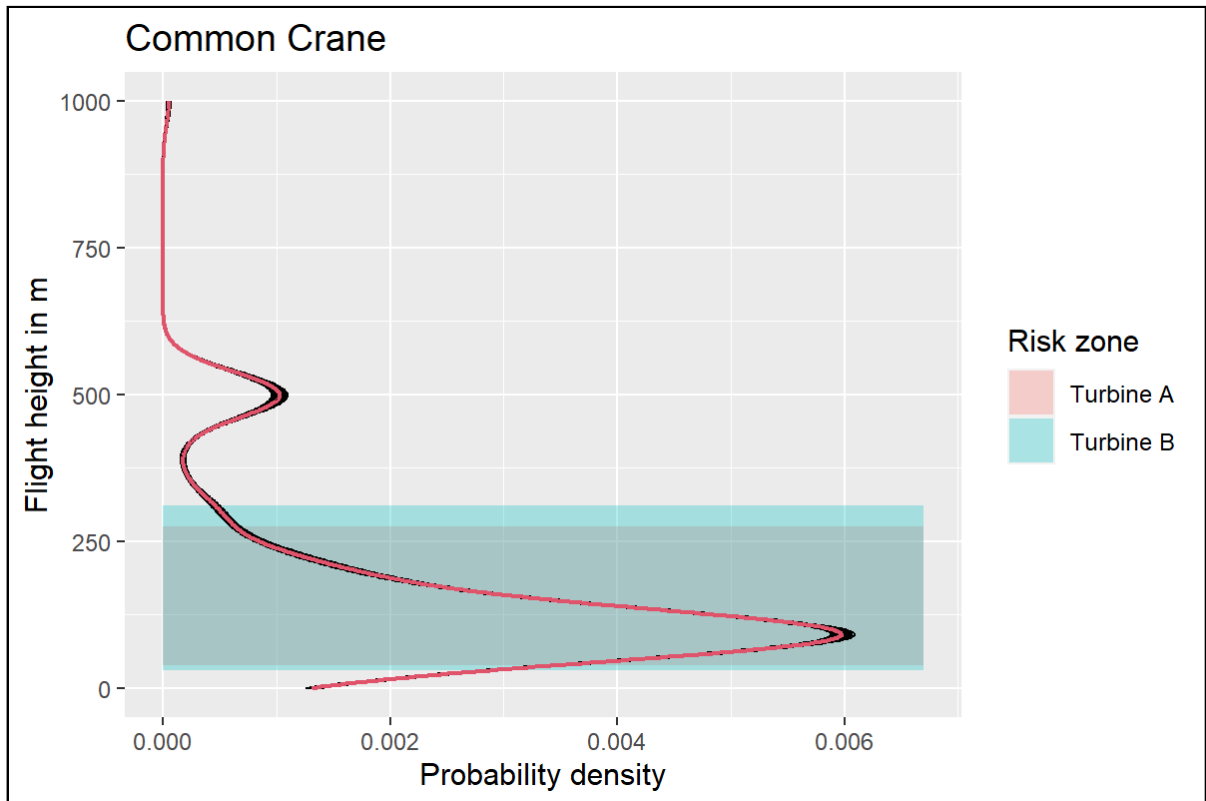
Joonis 65. Mustvaera (*Melanitta nigra*) lennu kõrgusjaotus. Horisontaalteljel esinemise tõenäosus, vertikaalteljel kõrgus m. Punase joonega on kujutatud kõrgusjaotus vastavalt vaatlustulemustele, mustade joontega bootstrap-meetodil leitud vahemik-hinnangud. Värvidega on tähistatud rootorite töötsoonide kõrgused vastavalt kahele võimalikule tuulikute tüübile (Castillo, Liedtke & Welcker 2024)



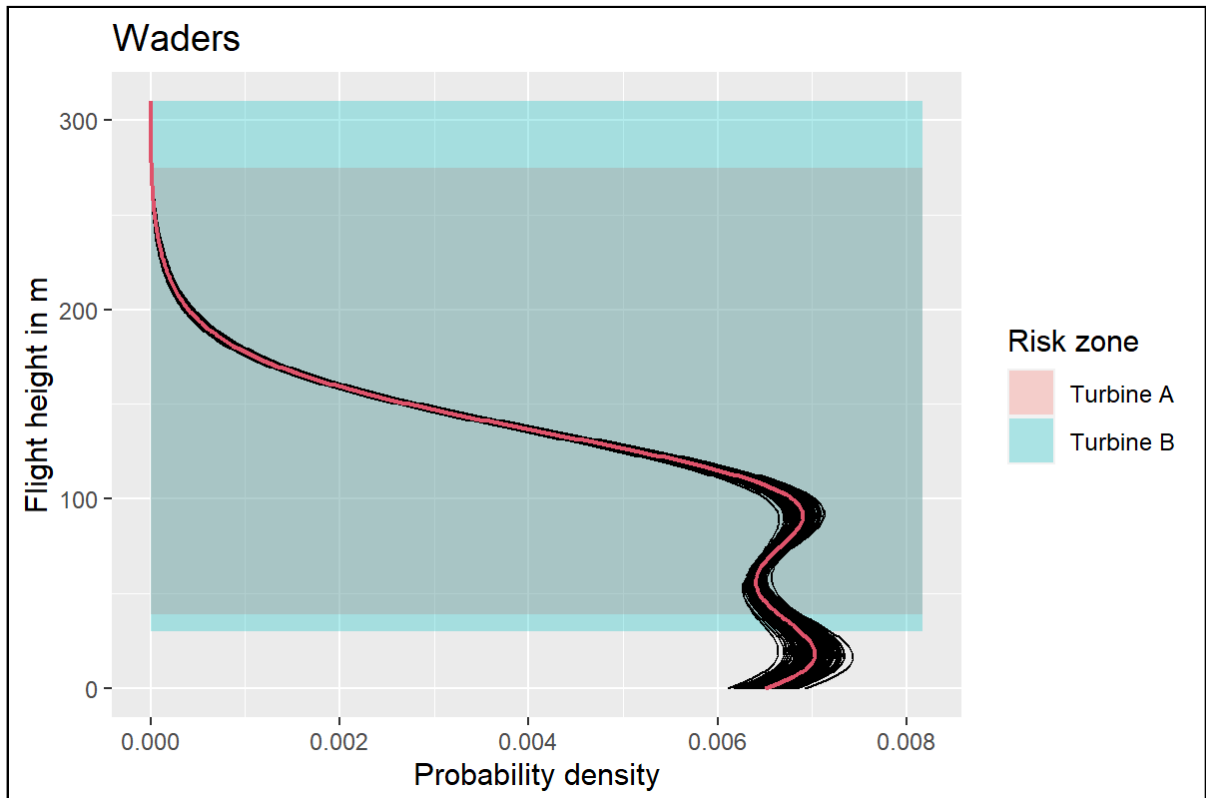
Joonis 66. Tõmmuvaera (*Melanitta fusca*) lennu kõrgusjaotus. Horisontaalteljel esinemise tõenäosus, vertikaalteljel kõrgus m. Punase joonega on kujutatud kõrgusjaotus vastavalt vaatlustulemustele, mustade joontega bootstrap-meetodil leitud vahemik-hinnangud. Värvidega on tähistatud rootorite töötsoonide kõrgused vastavalt kahele võimalikule tuulikute tüübile (Castillo, Liedtke & Welcker 2024)



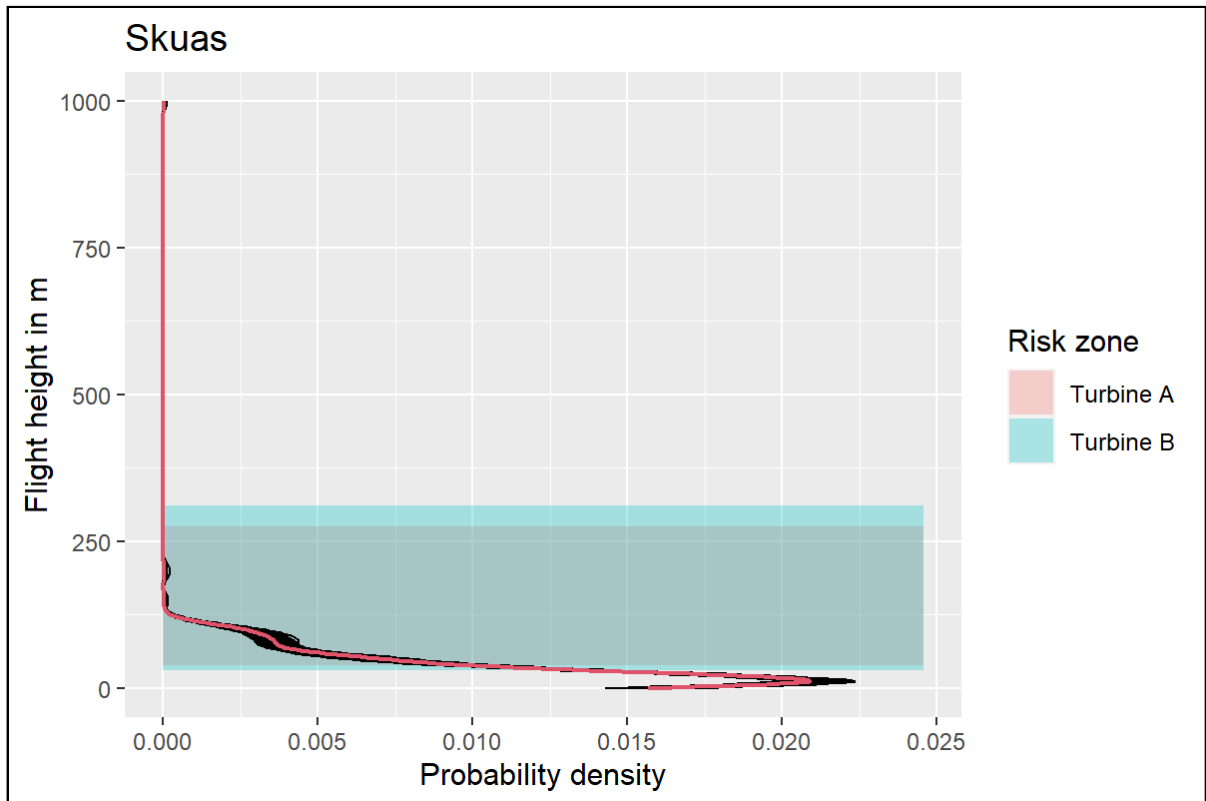
Joonis 67. Auli (*Clangula hyemalis*) lennu kõrgusjaotus. Horisontaalteljel esinemise tõenäosus, vertikaalteljel kõrgus m. Punase joonega on kujutatud kõrgusjaotus vastavalt vaatlustulemustele, mustade joontega bootstrap-meetodil leitud vahemik-hinnangud. Värvidega on tähistatud rootorite töötsoonide kõrgused vastavalt kahele võimalikule tuulikute tüübile (Castillo, Liedtke & Welcker 2024)



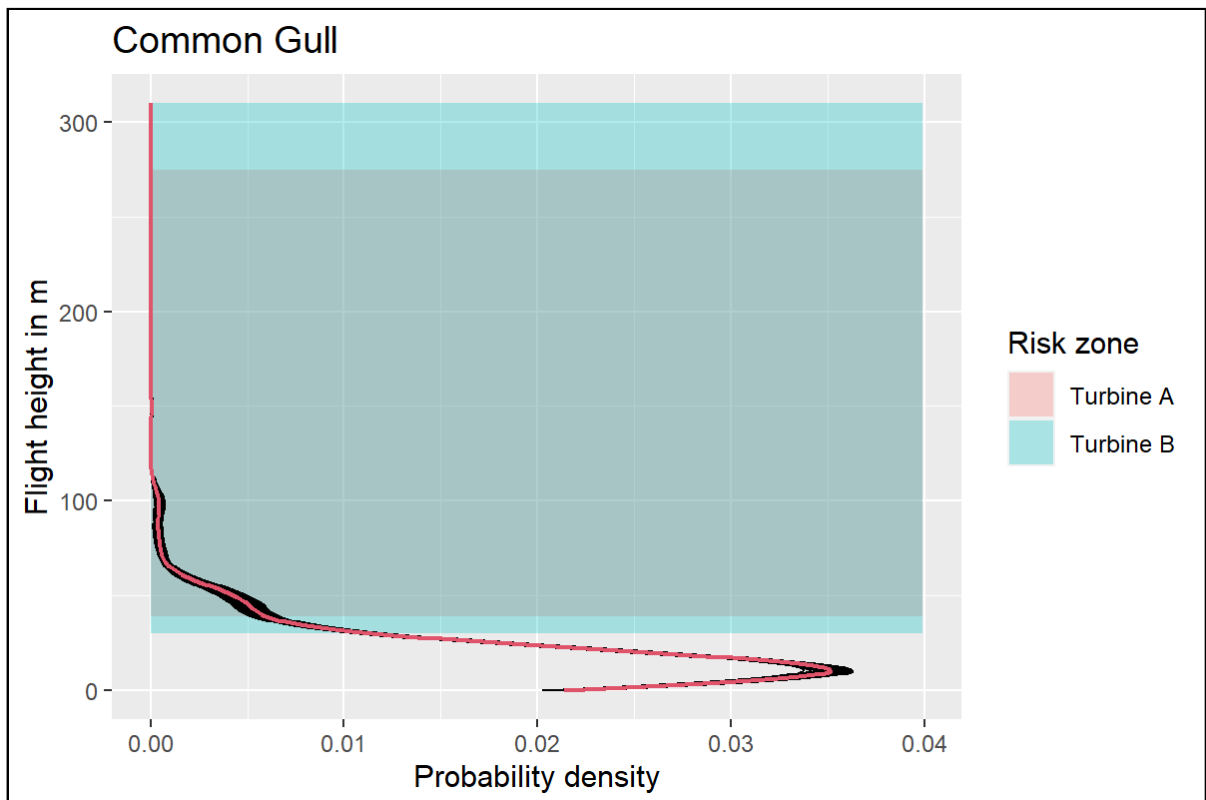
Joonis 68. Sookure (*Grus grus*) lennu kõrgusjaotus. Horisontaalteljel esinemise tõenäosus, vertikaalteljel kõrgus m. Punase joonega on kujutatud kõrgusjaotus vastavalt vaatlustulemustele, mustade joontega bootstrap-meetodil leitud vahemik-hinnangud. Värvidega on tähistatud rootorite töösoonide kõrgused vastavalt kahele võimalikule tuulikute tüübile (Castillo, Liedtke & Welcker 2024)



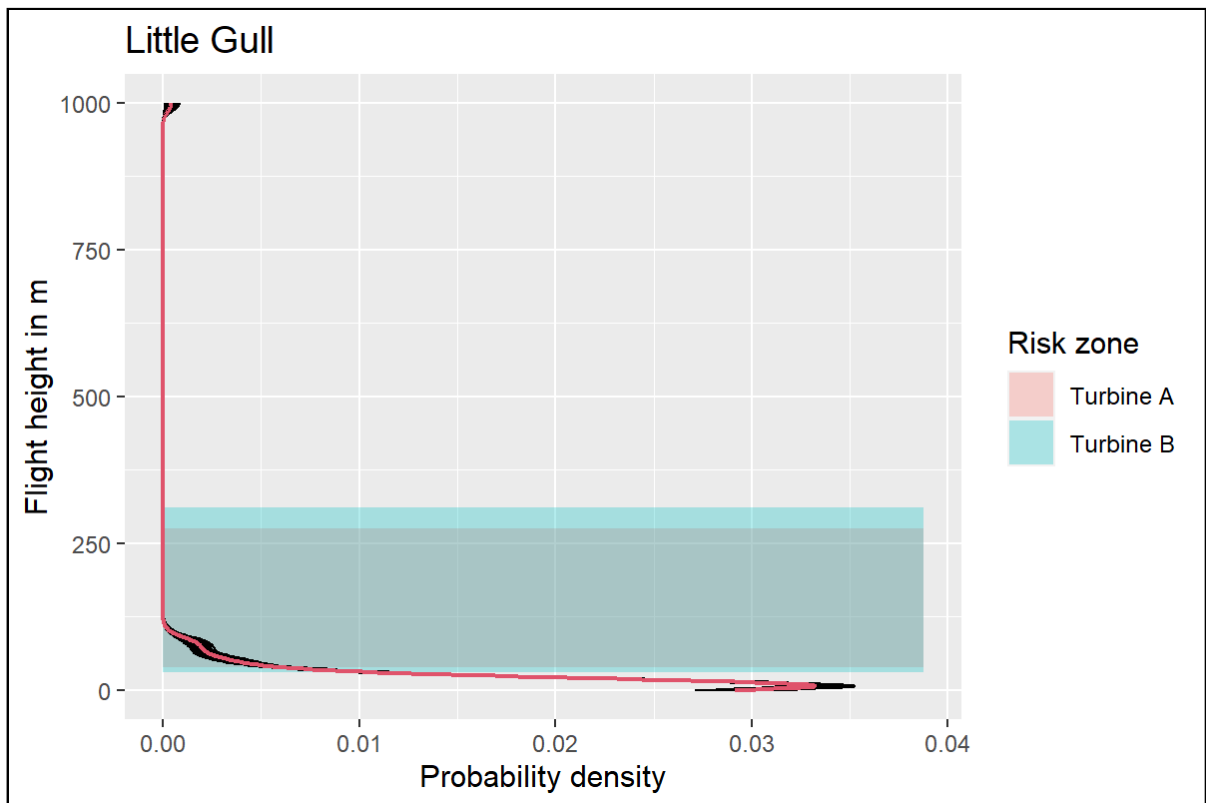
Joonis 69. Kahlajate lennu kõrgusjaotus. Horisontaalteljel esinemise tõenäosus, vertikaalteljel kõrgus m. Punase joonega on kujutatud kõrgusjaotus vastavalt vaatlustulemustele, mustade joontega bootstrap-meetodil leitud vahemik-hinnangud. Värvidega on tähistatud rootorite töötsoonide kõrgused vastavalt kahele võimalikule tuulikute tüübile (Castillo, Liedtke & Welcker 2024)



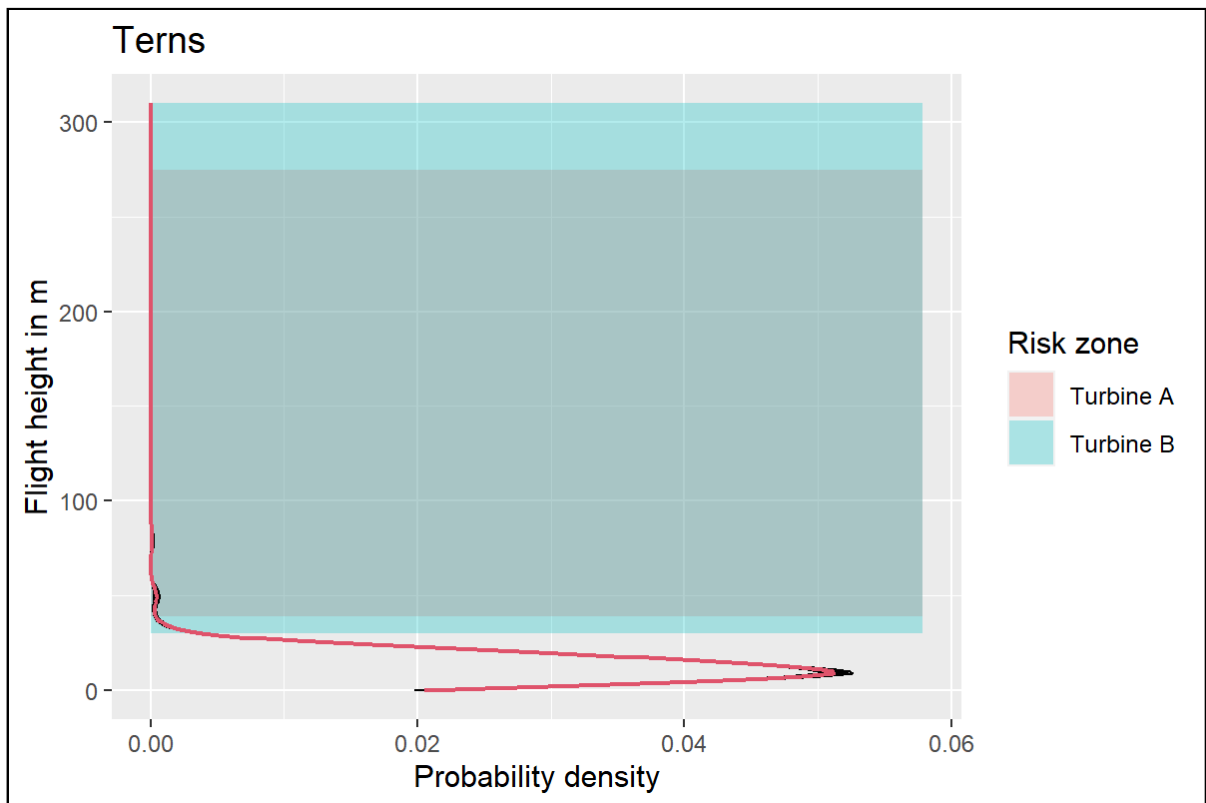
Joonis 70. Ännide (*Stercorarius sp.*) lennu kõrgusjaotus. Horisontaalteljel esinemise tõenäosus, vertikaalteljel kõrgus m. Punase joonega on kujutatud kõrgusjaotus vastavalt vaatlustulemustele, mustade joontega bootstrap-meetodil leitud vahemik-hinnangud. Värvidega on tähistatud rootorite töötsoonide kõrgused vastavalt kahele võimalikule tuulikute tüübile (Castillo, Liedtke & Welcker 2024)



Joonis 71. Kalakajaka (*Larus canus*) lennu kõrgusjaotus. Horisontaalteljel esinemise tõenäosus, vertikaalteljel kõrgus m. Punase joonega on kujutatud kõrgusjaotus vastavalt vaatlustulemustele, mustade joontega bootstrap-meetodil leitud vahemik-hinnangud. Värvidega on tähistatud rootorite tötsoonide kõrgused vastavalt kahele võimalikule tuulikute tüübile (Castillo, Liedtke & Welcker 2024)



Joonis 72. Väikekajaka (*Hydrocoloeus minutus*) lennu kõrgusjaotus. Horisontaalteljel esinemise tõenäosus, vertikaalteljel kõrgus m. Punase joonega on kujutatud kõrgusjaotus vastavalt vaatlustulemustele, mustade joontega bootstrap-meetodil leitud vahemik-hinnangud. Värvidega on tähistatud rootorite töösoonide kõrgused vastavalt kahele võimalikule tuulikute tüübile (Castillo, Liedtke & Welcker 2024)



Joonis 73. Tiirude (*Sterna sp.*) lennu kõrgusjaotus. Horisontaalteljel esinemise tõenäosus, vertikaalteljel kõrgus m. Punase joonega on kujutatud kõrgusjaotus vastavalt vaatlustulemustele, mustade joontega bootstrap-meetodil leitud vahemik-hinnangud. Värvidega on tähistatud rootorite töötsoonide kõrgused vastavalt kahele võimalikule tuulikute tüübile (Castillo, Liedtke & Welcker 2024)

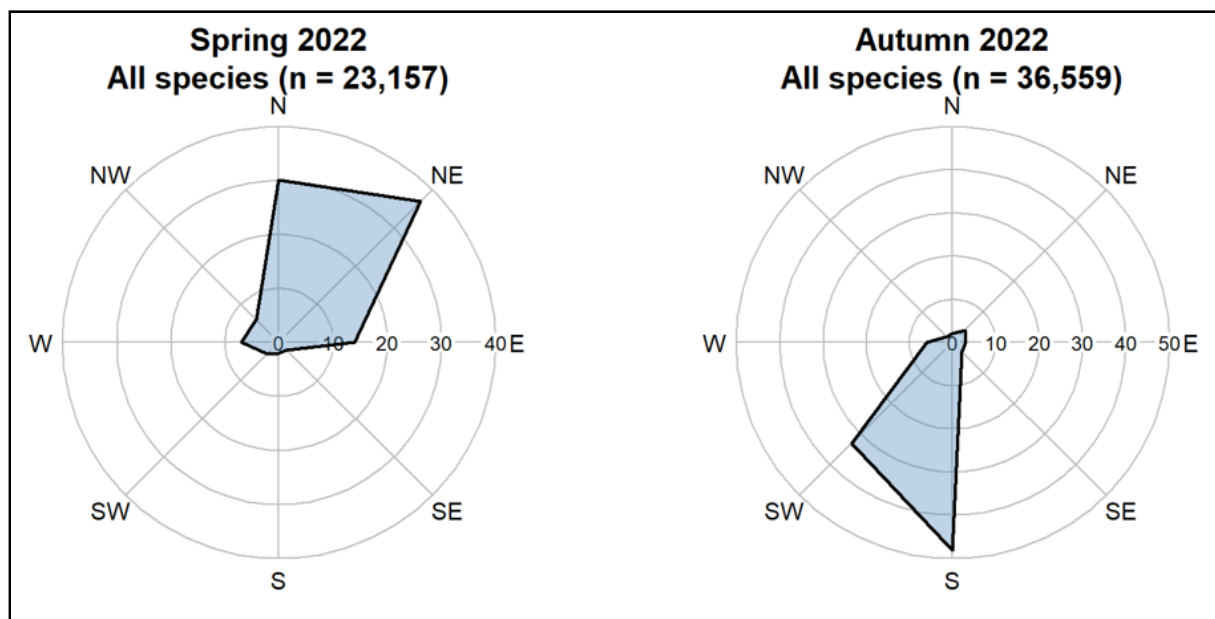
Käesoleva töö seisukohast on oluline potentsiaalsetel rootorite töökõrgustel lendavate lindude osakaal (joonised 60-73, tabel 14). Vastavalt tellijalt saadud andmetele on rootorite töökõrgustena kasutatud kahte varianti: 40-275 m (variant A) ja 30-310 m (variant B). Rotorite töökõrguse alumine piir on valitud võimalikult suur, kuna paljud linnud eelistavad lennata kõige alumistes õhukihtides ja nende vabaksjätmine vähendab kokkupõrkeriski. Valitsevad lihtsad seosed: mida kõrgemal eelistavad linnud lennata ja mida suurem on rootori raadius ning mida madalamalt rootori töötsoon algab, seda suurem on riskikõrgusel lendavate lindude osakaal. Sookurel jääb rootorite töötsooni 76-81% päevastest lendudest, kahlajatel 73-79% päevastest lendudest, hanedel ja lagledel 65-75% päevastest lendudest ja ööranduritel 50-60% öistest lendudest. Aulil riskikõrgusel lendavad linnud praktiliselt puuduvad, väga väike on riskikõrgusel lendavate lindude osakaal ka vaerastel ja tiirudel.

Tabel 14. Rootorite töökõrgusel lendavate lindude osakaal, % (Castillo, Liedtke & Welcker 2024)

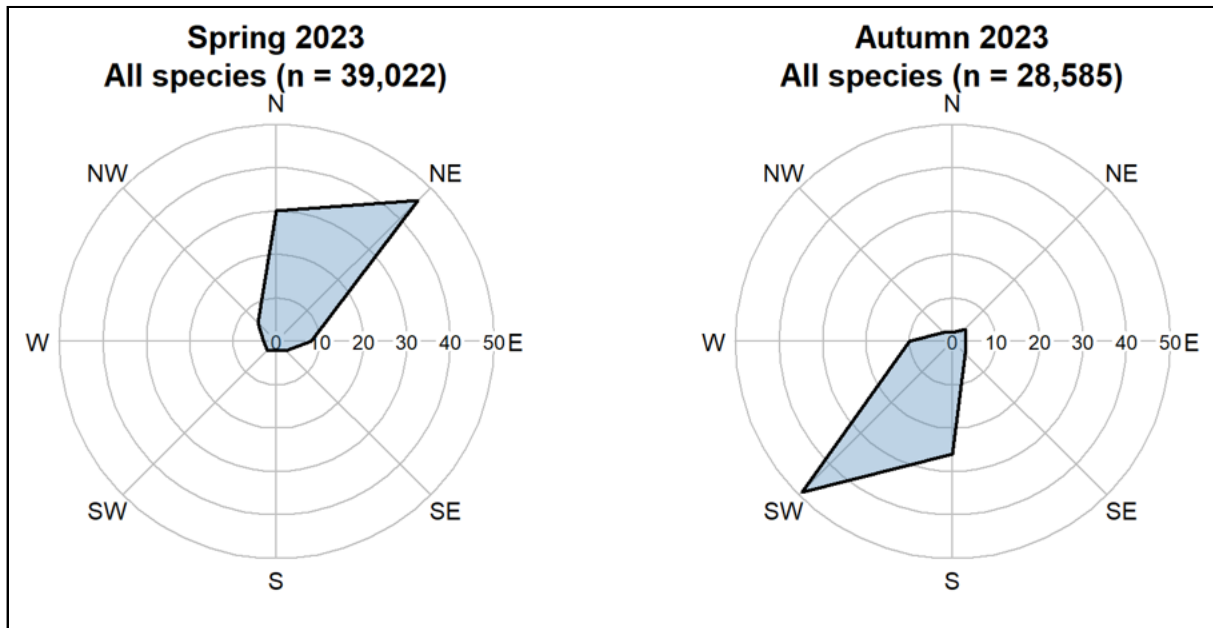
Liik	Turbiin A	Turbiin B
Kaurid (<i>Gavia</i> sp.)	11	18
Kormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	8	14
Haned ja lagled (<i>Anser</i> sp., <i>Branta</i> sp.)	65	75
Viupart (<i>Mareca Penelope</i>)	41	52
Merivart (<i>Aythya marila</i>)	6	14
Mustvaeras (<i>Melanitta nigra</i>)	1	1
Tõmmuvaeras (<i>Melanitta fusca</i>)	3	5
Aul (<i>Clangula hyemalis</i>)	0	0
Sookurg (<i>Grus grus</i>)	76	81
Kahlajad	73	79
Ännid (<i>Stercorarius</i> sp.)	34	44
Kalakajakas (<i>Larus canus</i>)	12	19
Väikekajakas (<i>Hydrocoloeus minutus</i>)	15	23
Tiirud (<i>Sterna</i> sp.)	1	2
Öörandurid	50	60

Lennusuunad

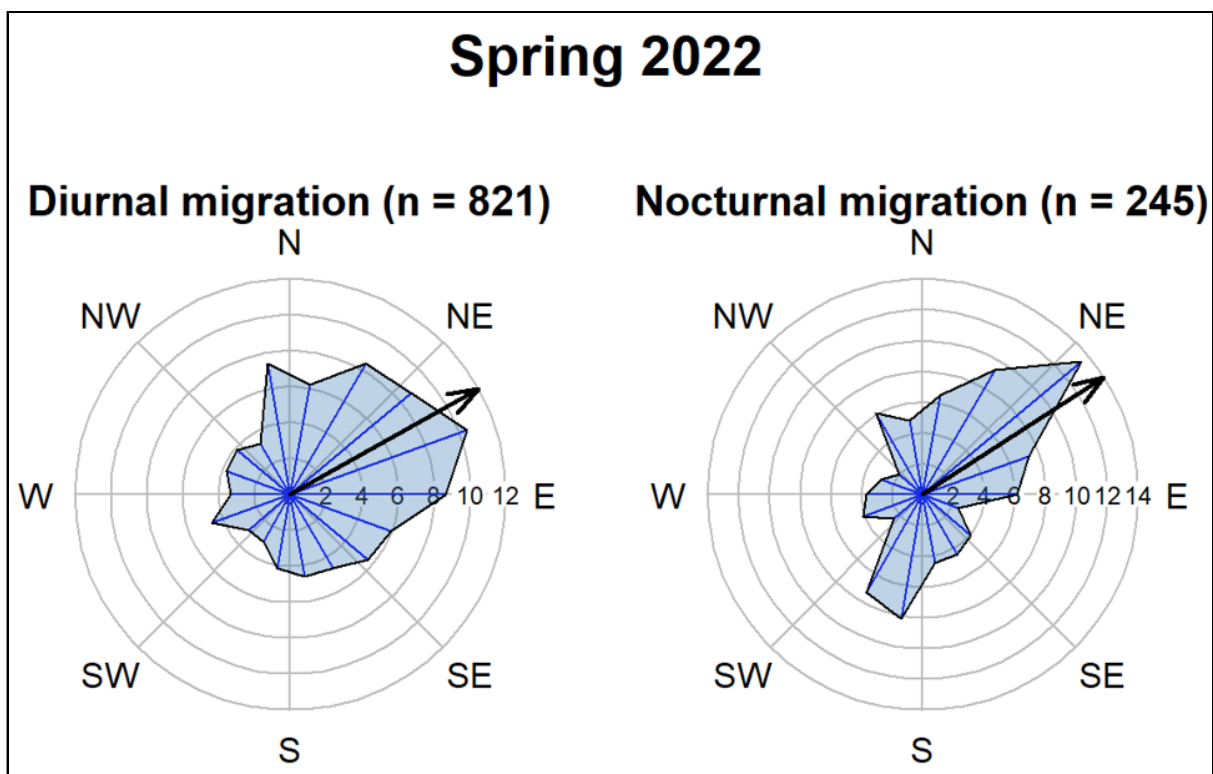
Lennusuunad visuaalvaatluste tulemusel on kujutatud joonistel 74-75, horisonaalradari tulemused joonistel 76-79. Valdavaks rändesuunaks oli kevadel kirre, sügisel edel. Päeval oli madalates õhukihtides visuaalvaatluste tulemusel kevadel suur ka põhja lennanud lindude osakaal ning sügisel lõunasse lennanud lindude osakaal.



Joonis 74. Päevased lennusuunad visuaalvaatluste andmetel 2022 (ringid tähistavad vastavas suunas lennanud lindude osakaalu %; vasakul kevad 2022, paremal sügis 2022)



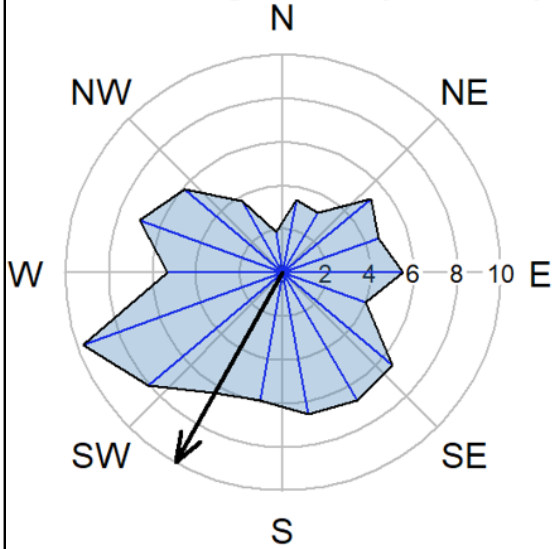
Joonis 75. Päevased lennusuunad visuaalvaatluste andmetel 2023 (ringid tähistavad vastavas suunas lennanud lindude osakaalu %; vasakul kevad 2023, paremal sügis 2023)



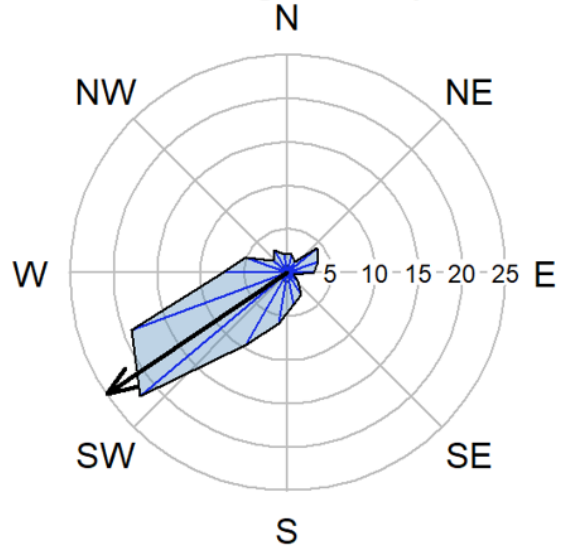
Joonis 76. Lindude lennusuunad horisontaalradari andmetel kevadel 2022 (ringid tähistavad kontaktide osakaalu %; nool tähistab keskmist lennusuunda; vasakul päeval, paremal öösel)

Autumn 2022

Diurnal migration (n = 472)



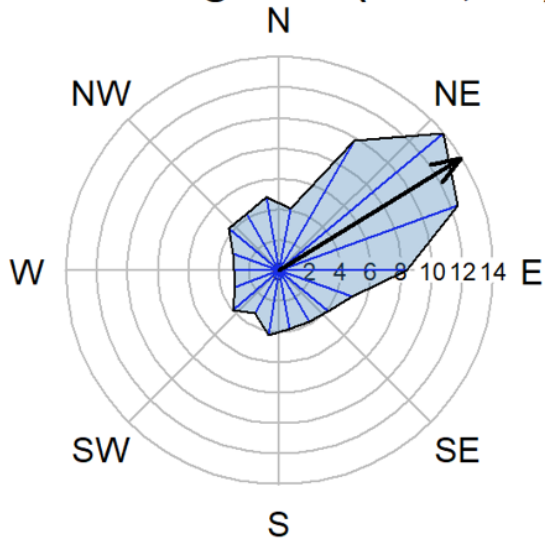
Nocturnal migration (n = 136)



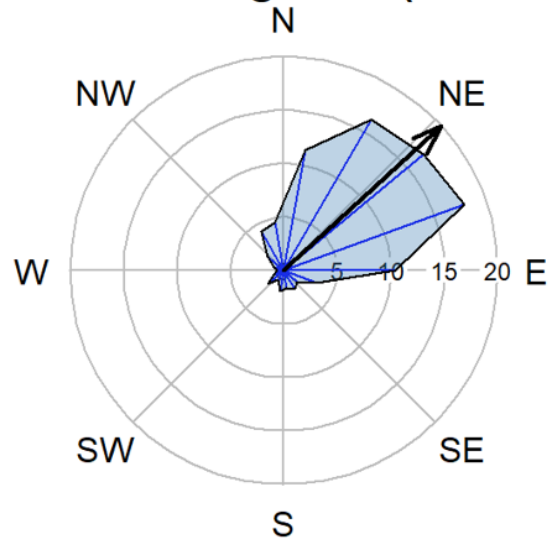
Joonis 77. Lindudelennusuunad horisontaalaradari andmetel sügisel 2022 (ringid tähistavad kontaktide osakaalu %; nool tähistab keskmist lennusuunda; vasakul päeval, paremal öösel)

Spring 2023

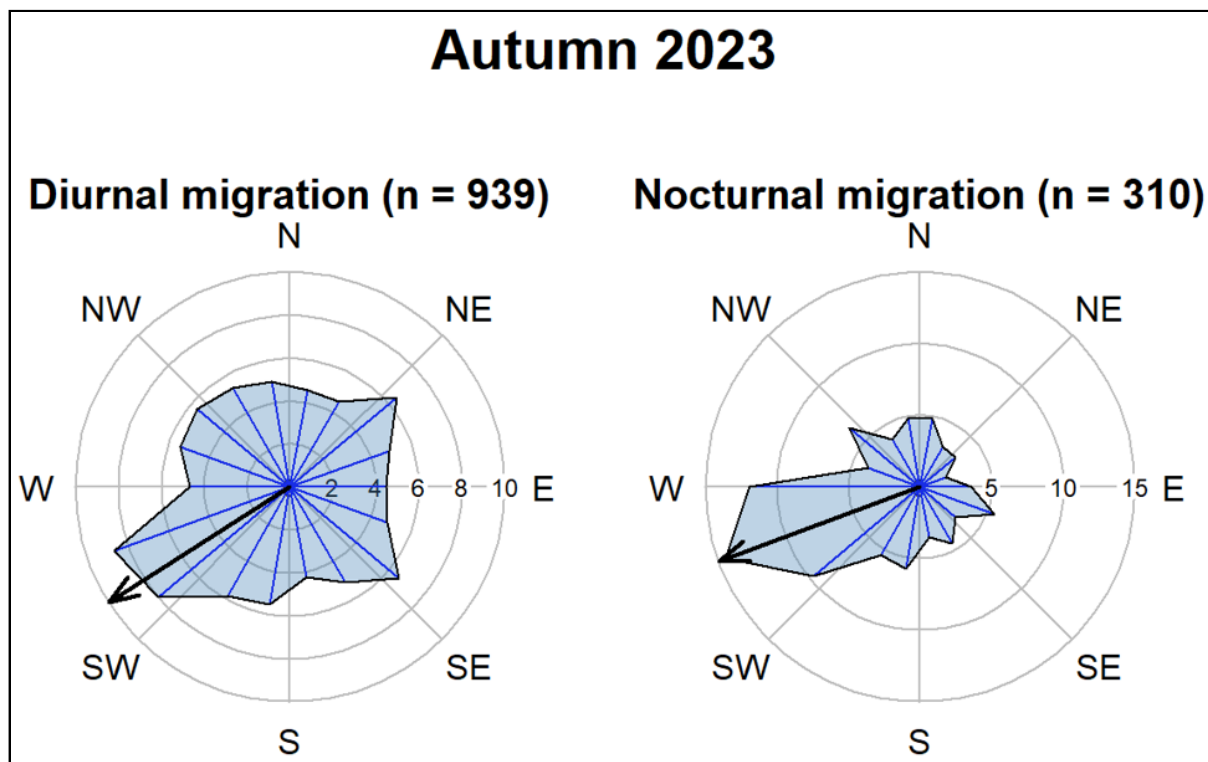
Diurnal migration (n = 1,929)



Nocturnal migration (n = 306)



Joonis 78. Linnude lennusuunad horisontaalaradari andmetel kevadel 2023 (ringid tähistavad kontaktide osakaalu %; nool tähistab keskmist lennusuunda; vasakul päeval, paremal öösel)



Joonis 79. Lindude lennusuunad horisontaalradari andmetel sügisel 2023 (ringid tähistavad kontaktide osakaalu %; nool tähistab keskmist lennusuunda; vasakul päeval, paremal öösel)

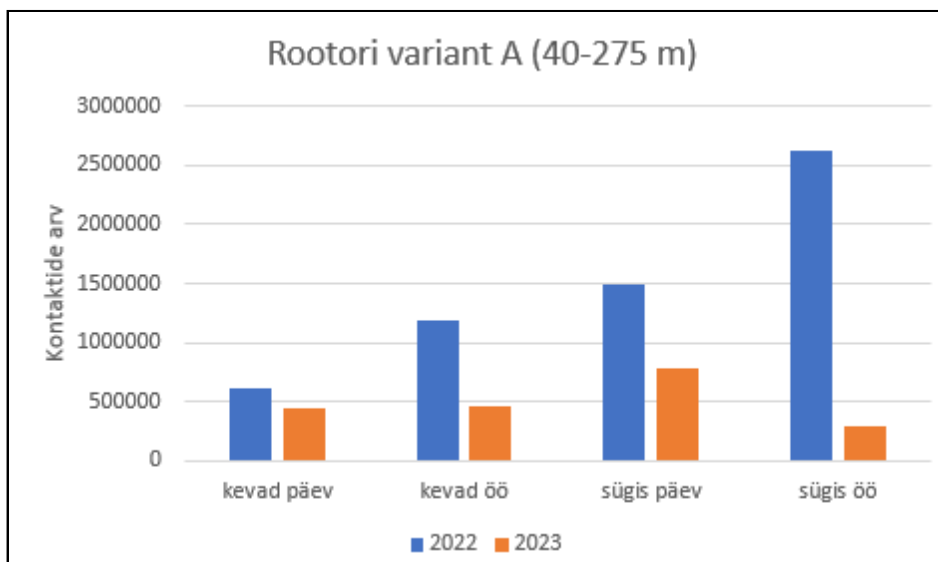
Tuuleparki läbivate lindude hulk

Vaatlused ei kata rändeperioode tervikuna. Tuuleparki läbida võivate lindude hulga hindamiseks prognoositi „bootstrap“ meetodil võimalik kontaktide arv kogu rändeperioodide kohta (tabel 15, joonised 80-81). Rändeperioodi jooksul tuuleparki läbivate lindude hulga prognoosi punkthinnang päeval oli rootori variandi A puhul 445193-1486296 kontakti, rootori variandi B puhul 566311-1889757 kontakti; öösel rootori variandi A puhul 285893-2629039 kontakti, rootori variandi B puhul 363034-3192456 kontakti. Esinesid märkimisväärsed aastatevahelised erinevused, nii päeval kui öösel oli prognoositud kontaktide arv 2022. aastal suurem kui 2023. aastal.

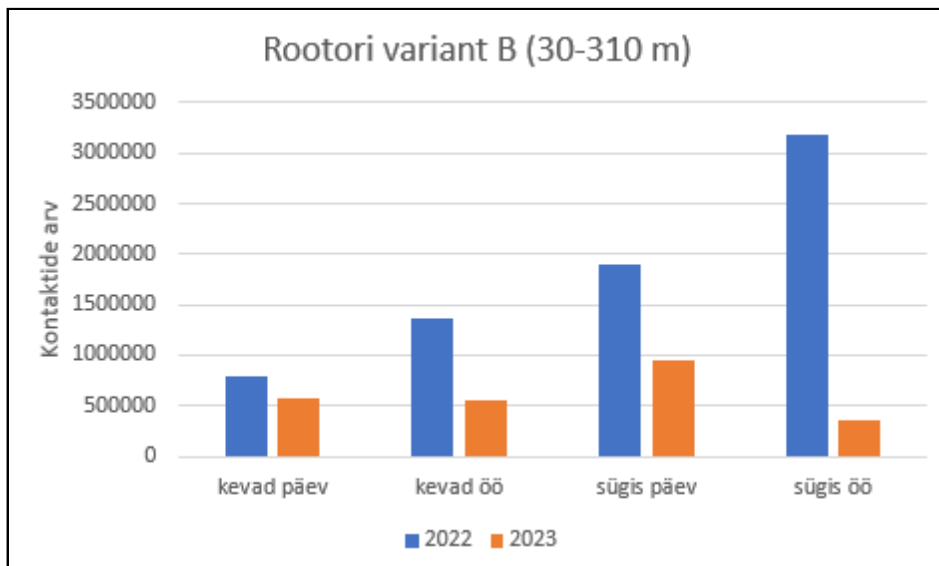
Öine tuuleparki läbivate lindude arv on tõenäoliselt suurem tabelis kujutatust: hinnangud põhinevad radariga fikseeritud kontaktide, mitte isendite arvul. Kontakt võib kujutada ka salka, mitte ainult üksikisendit. Päevase prognoosi puhul on võimalik nii alla- kui ka ülehindamine: radar fikseerib ka kohalike kajakate edasi-tagasi liikumised, mida pole võimalik läbirändajate kontaktidest eristada.

Tabel 15. Tuuleparki läbivate lindude koguhulga prognoos, kontakti rändeperioodi jooksul

Sesoon	Päev/ öö	Kõrgusvahemik 0-1000 m		Kõrgusvahemik 40-275 m (rootor A)		Kõrgusvahemik 30-310 (rootor B)	
		Punkt- hinnang	95% usaldus- vahemik	Punkt- hinnang	95% usaldus- vahemik	Punkt- hinnang	95% usaldus- vahemik
2022							
kevad	päev	1856501	1629696- 2099379	612888	524811- 707302	787303	691938- 887007
kevad	öö	3952845	3017317- 4936901	1192549	879089- 1548009	1362652	1025848- 1735698
sügis	päev	3451876	3053572- 3858318	1486296	1300377- 1681852	1889757	1667652- 2120767
sügis	öö	8416642	7296622- 9567729	2629039	2255972- 3021714	3192456	2740832- 3681780
2023							
kevad	päev	1638118	1418779- 1865361	445193	386596- 505856	566311	495012- 638946
kevad	öö	1826469	1386674- 2309270	464902	367391- 575317	548023	432080- 672500
sügis	päev	1803430	1605602- 1999868	772299	669654- 876732	941377	819257- 1066232
sügis	öö	1284531	897250- 1737188	285893	222218- 360473	363034	282326- 458446



Joonis 80. Prognoositud ülelendavate lindude kontaktide koguarv rootori kõrgusel (rootori variant A)



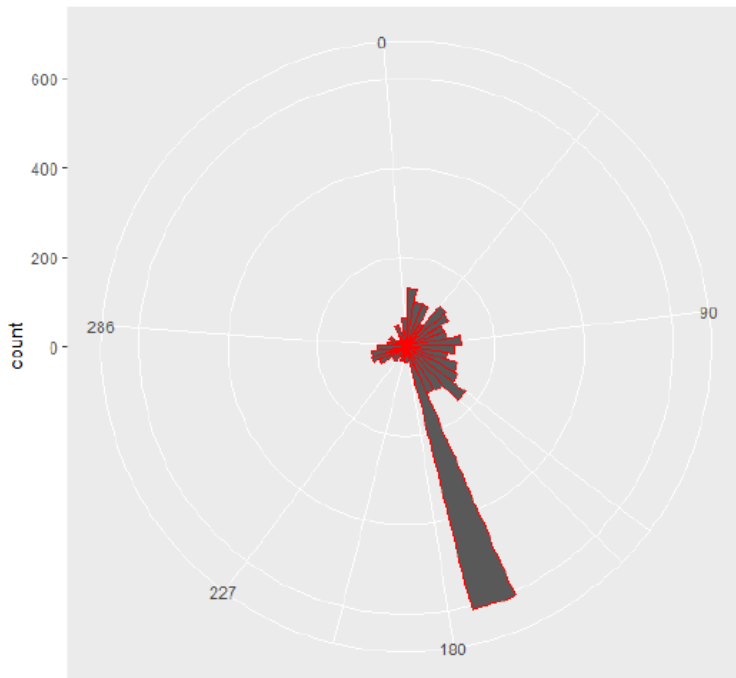
Joonis 81. Prognoositud ülelendavate lindude kontaktide koguarv rootori kõrgusel (rootori variant B)

Haudelindude telemeetriauring

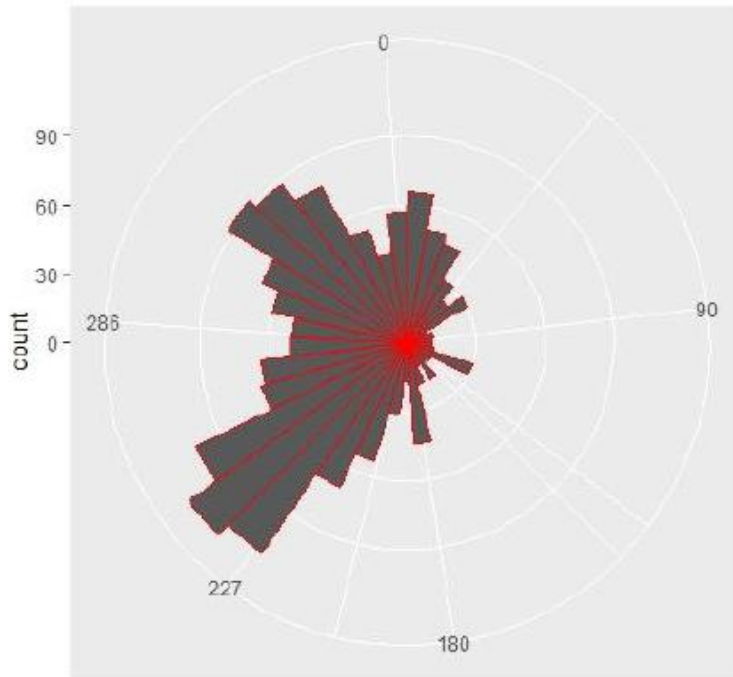
Arendusala idapiiri lähedal asub Pärnu lahe rahvusvahelise tähtsusega linnuala, millel asuvad ka lindude pesitsusaared. Laidudel pesitsevate lindude ruumikasutuse uurimiseks valiti välja 4 olulisemat liiki: kalakajakas, rand-, jõgi- ja tutt-tiir (Burger et al. 2024). Saare-Liivi meretuulepargi esialgsele alale lähimate laidude hulka kuuluval Umalaiul varustati saatjatega 15 kalakajakat (*Larus canus*), 13 randtiiru (*Sterna paradisaea*), 12 jõgitiiru (*Sterna hirundo*) ja 12 tutt-tiiru (*Thalasseus sandvicensis*).

Pesitsejate toitumislendude ruumiline paiknemine ja planeeritava tuulepargi alale jääv toitumislendude osakaal on määratud toitumislendude pikkuse ja suunaga. Kalakajaka maksimaalne lennukaugus ulatus 61,1 kilomeetrini. Kõigi toitumislendude maksimaalsete kauguste keskmine oli erinevatel saatjatega varustatud isenditel märgatavalt väiksem, 3,02–12,26 km. Randtiirul ulatus maksimaalne lennukaugus 126,47 km-ni; keskmine maksimaalne lennukaugus oli erinevatel saatjatega varustatud isenditel 1,82–10,01 km. Jõgitiirul olid vastavad näitajad 129,21 km ja 2,12–6,81 km; tutt-tiirul 541,42 ja 7,29–44,47 km.

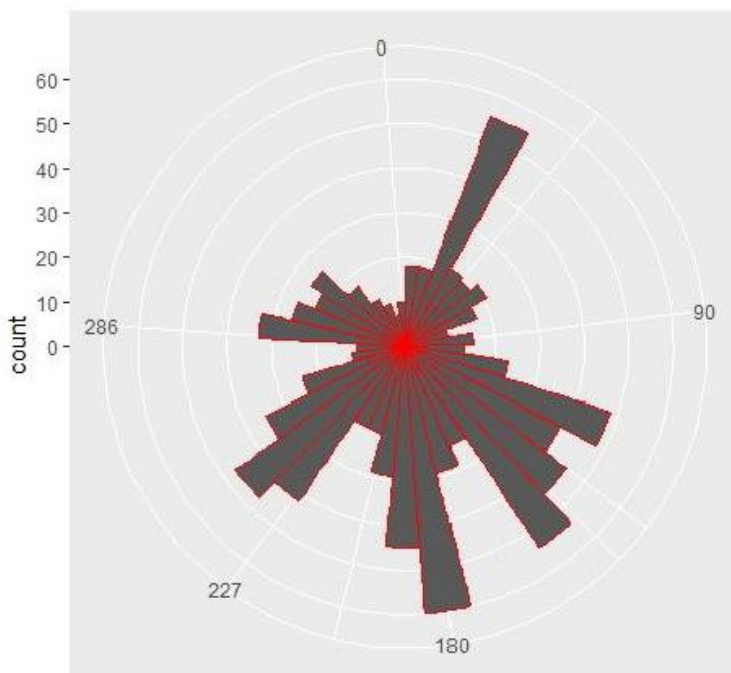
Kalakajakad lendasid valdavalt lõuna suunas (joonis 82). Randtiirul valitsesid lennud läänekaartes (joonis 83), jõgitiirul lõunakaartes (joonis 84) ning tutt-tiirul idakaartes (joonis 85).



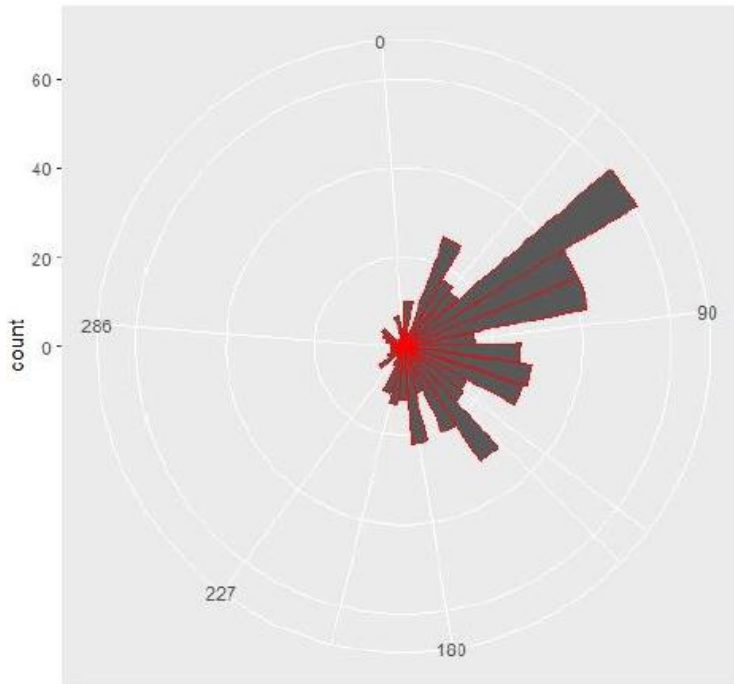
Joonis 82. Kalakajaka lennusuunad 2023. aasta pesitsusperioodil. Suund planeeritavale tuulepargi alale jääb vahemikku 227–286 kraadi. Ringid tähistavad vastavas suunas toimunud lendude arvu, vastav skaala on toodud joonise vasakul küljel (Burger et al. 2024)



Joonis 83. Randtiiru lennusuunad 2023. aasta pesitsusperioodil. Suund planeeritavale tuulepargi alale jääb vahemikku 227-286 kraadi. Ringid tähistavad vastavas suunas toimunud lendude arvu, vastav skaala on toodud joonise vasakul küljel (Burger et al. 2024)



Joonis 84. Jõgitiiru lennusuunad 2023. aasta pesitsusperioodil. Suund planeeritavale tuulepargi alale jääb vahemikku 227-286 kraadi. Ringid tähistavad vastavas suunas toimunud lendude arvu, vastav skaala on toodud joonise vasakul küljel (Burger et al. 2024)



Joonis 85. Tutt-tiiru lennusuunad 2023. aasta pesitsusperioodil. Suund planeeritavale tuulepargi alale jääb vahemikku 227-286 kraadi. Ringid tähistavad vastavas suunas toimunud lendude arvu, vastav skaala on toodud joonise vasakul küljel (Burger *et al.* 2024)

Lennukauguste ja -suundade koosmõju tulemusel oli tuulepargi alale või teisele poole tuulepargi ala ulatuvate lendude osakaal väike (tabelid 16 ja 17).

Tabel 16. Tuulepargi alal fikseeritud asukohtade osakaal (Burger *et al.* 2024)

Liik	Fikseeritud asukohtade osakaal, %
Kalakajakas (<i>Larus canus</i>)	0,49
Randtiir (<i>Sterna paradisaea</i>)	0,81
Jõgitiir (<i>Sterna hirundo</i>)	0,01
Tutt-tiir (<i>Thalasseus sandvicensis</i>)	0,36

Tabel 17. Teisele poole planeeritavat tuulepargi ala ulatuvate lendude osakaal (Burger *et al.* 2024)

Liik	Radade arv	Teisele poole arendusala ulatuvate radade osakaal, %
Kalakajakas (<i>Larus canus</i>)	3288	0,243309
Randtiir (<i>Sterna paradisaea</i>)	1717	0,465929
Jõgitiir (<i>Sterna hirundo</i>)	975	0
Tutt-tiir (<i>Thalasseus sandvicensis</i>)	530	1,132075

Tuuleparkide ohutegurid lindudele

Tuuleparkidega seondub lindudele terve rida ohutegureid (Fox *et al.* 2006, Drewitt and Langston 2006, Gove *et al.* 2013). Tuuleparkide mõjud lindudele võib jagada kolme tüüpi: otsesed, kaudsed ja kumulatiivsed mõjud (Gode 2020). Otsesed mõjud omakorda jagatakse sageli neljaks: elupaikade hävimine, lindude väljatõrjumine peatumisaladelt, kokkupõrkerisk ja barjääriefekt. Mõnikord vaadeldakse eraldi ohutegurina ehituse ja hooldusega seotud häirimist ning tuuleparkide ohutusvalgustuse mõju, osades töödes ei eristata elupaikade hävimist omaette ohutegurina (Moray West 2018, NNG Ornithology 2012). Kõige olulisemad otsesed mõjud on lindude väljatõrjumine ja kokkupõrkerisk.

Elupaikade otsene hävimine toimub tuulikute vundamentide all. Tavaliselt on nende poolt hõivatud pindala väike ja hõlmab umbes 2-5% arendusala kogupindalast. Mõningatel juhtudel võib elupaikade hävimiseks lugeda laiemalt toimuvaid muutusi tuuleparkide rajamisele järgnevate hüdroloogiliste muutuste vms tõttu. Tuulepargi vundamendi ümbruse põhjaelustik taastub mõne aja jooksul.

Tuuleparkide olemasolu iseenesest võib avaldada lindudele häirivat mõju ja põhjustada nende väljatõrjumist seni kasutusel olnud sobivatelt peatumisaladelt. Samuti võib lindude väljatõrjumist põhjustada häirimine tuuleparkide rajamise, hooldamise ja demonteerimise ajal müra, inimeste ja masinate esinemisest ja liikumisest tingitud visuaalsete efektide ning heljumi hulga suurenemise tõttu. Mõju on ala, sesooni ja liigispetsiifiline.

Kokkupõrkerisk seisneb otsestes kokkupõrgetes tuulikutega või rootorite poolt tekitatud õhukeeriste mõjus, mis põhjustavad lindude otsest hukkumist või nende vigastusi. Kõige sagedamini esinevad kokkupõrked rootori labadega, millele pööratakse enamasti põhitähelepanu hukkumisriskide modelleerimisel. Kokkupõrked võivad toimuda siiski ka tuulikute mastidega. Kokkupõrkeriski suurendab lennu- ja laevasõiduohutuse eesmärkidel kasutatav tuulikute valgustus. Kokkupõrkeriski mõjutavad paljud erinevad tegurid: tuulepargi asukoht, tuulikute konstruktsioon, esinevate linnuliikide morfoloogilised ja käitumuslikud omadused, sesoon, ilmastikutingimused jms.

Barjääriefekt seisneb lindude lennuteede muutumises tuulikute kui lennuteedel asuvate takistuste vältimise eesmärgil. See suurendab lennutee pikkust ja sellega kaasnevat energiakulu ning võib põhjustada seniste lennuteede ja tuulikute taga asuvate elupaikade kasutamise lõppemist. Barjääriefekti mõju tugevus sõltub paljudest erinevatest teguritest, nagu tuulepargi asukoht, linnuliik, lennukõrgus, tuulepargi tehnilised parameetrid (eriti pargi suurus ja tuulikute omavaheline kaugus), nähtavus, tuule suund ja tugevus jne.

Kaudsed mõjud võivad seisneda muutustes lindude toidurohkuses või ohtlike ainete eraldumises keskkonda. Toidurohkust võivad mõjutada tuulikute rajamise ja ekspluateerimise aegsed muutused hüdrooloogilises režiimis, kõva substraadi lisandumine tuulikute vundamentide näol, heljumi hulga suurenemine veekihis ja müra ning vibratsioon; samuti kalapüügi intensiivsuse vähenemine. Muutused toiduobjektide rohkuses ja levikus võivad olla nii negatiivsed kui positiivsed. Toidurohkuse kasvu korral võib see linde ligi meelitada, kuid suurendada seeläbi kokkupõrkeriski. Heljumi hulga suurenemine tuuleparkide rajamisel võib lisaks toidurohkusele mõjutada ka veelindude toitumise intensiivsust.

Reostusoht võib esineda ohtlike ainete eraldumisel pinnasest tuulikute rajamise ajal või nende lekkimisel tuulikute rajamise, ekspluateerimise ja demonteerimise ajal. Ohtlikud ained võivad lisaks toidurohkusele mõjutada linde ka otseselt, põhjustades nende hukkamise või elujõulisuse languse.

Kumulatiivsed mõjud tekivad konkreetse tuulepargi mõjude kombineerumisel teiste olemasolevate või rajatavate tuuleparkide ning muud tüüpi arendustegevuste mõjudega. Oma olemuselt seisnevad kumulatiivsed mõjud sarnaselt otsestele mõjudele elupaikade hävimises, lindude väljatõrjumises, kokkupõrkeriskis ja barjääriefektis. Üksikute tuuleparkide puhul nõrgad mõjud võivad kombineerudes osutada olulist negatiivset mõju. Kumulatiivne mõju võib kokkuvõttes olla palju tugevam, kui üksikute tuuleparkide mõjude aritmeetiline summa.

Tuuleparkide rajamise ja demonteerimise faasis on otseseks mõjuks nende tegevuste häiriv mõju, mis võib põhjustada lindude väljatõrjumist alalt või häirida nende igapäevast elutegevust. Tuuleparkide ekspluatatsioonifaasis avaldavad otsesest mõju elupaikade hävimine, lindude väljatõrjumine tuulikute olemasolu ja nende hooldustööde häiriva mõju tõttu, kokkupõrkerisk ning barjääriefekt. Kaudsed mõjud võivad esineda nii tuuleparkide rajamise, ekspluateerimise kui ka demonteerimise faasis.

Käesolevas aruandes on tuuleparkide mõjusid käsitletud järgmiselt:

tuulepargi ehitus- ja demonteerimisfaas:

- ehitustegevuse ja laevaliikluse häiriv mõju,
- kaudsed mõjud (mõju toidurohkusele ja reostusoht);

ekspluatatsioonifaasis:

- väljatõrjumine,
- elupaikade otsene hävimine,
- kokkupõrkerisk,
- barjääriefekt,
- kaudsed mõjud (mõju toidurohkusele ja reostusoht).

Tuulepargi mõju hinnang

Tuulepargi mõju hindamisel võeti eeskju Suurbritannias tuuleparkide keskkonnamõju hindamisel kasutatud metoodikast (Moray West 2018, NIRAS consulting Ltd 2018, Sciara Offshore Energy LTD 2006, NNG Ornithology 2012). Metoodika kohandati vastavalt Eesti oludele.

Mõju olulisust hinnati tähtsamate ohutegurite puhul liigipõhiselt, vähemtähtsate puhul kõigile liikidele tervikuna. Demonteerimisfaasi mõjusid lugesime samasugusteks ehitusfaasi mõjudega.

Käesolevas aruandes kasutati mõju olulisuse liigipõhisel hindamisel ala tähtsust liigile ja liigi ohustatust konkreetse ohuteguri poolt. Ala tähtsus määrati võrreldes liigi arvukust alal rahvusvahelise, riikliku ja lokaalse tähtsuse lävenditega. Veelindude puhul on levinud rahvusvahelise tähtsusega ala lävendiks 1% biogeograafilise asurkonna arvukusest (Wetlands International [Waterbird Population Estimates](#)). Riikliku ja lokaalse tähtsusega ala lävendid on välja töötatud Maaülikooli ornitoloogide poolt (Luigujõe 2018). Pesitsejate puhul saab lävenditena kasutada Euroopa ja Eesti arvukushinnanguid (tabel 21). Ala tähtsuse skaala on toodud tabelis 18.

Tabel 18. Ala tähtsuse skaala linnuliikide jaoks

Ala tähtsus	
Väga kõrge	Alal on liigi jaoks rahvusvaheline tähtsus
Kõrge	Alal on liigi jaoks riiklik tähtsus
Keskmine	Alal on liigi jaoks lokaalne tähtsus
Madal	Ülejäänud liigid

Ohustatuse hindamisel olid kokkupõrkeriski ja barjääriefekti puhul meie käsutuses täpsed andmed ning nende puhul kasutatud skaalad on kirjeldatud vastavates peatükkides. Ülejäänud ohutegurite puhul on mõjutatud isendite osakaalu ja eriti sellest põhjustatud muutusi suremuses või pesitsusedukuses täpselt raske hinnata ja teha tuleks palju subjektiivseid otsuseid. Seetõttu võtsime kasutusele vastavad kirjanduses avaldatud skaalad (Piggott, Vulcano & Mitchell 2021, Humphreys *et al.* 2015, Furness *et al.* 2012, Langston 2010, Maclean *et al.* 2009, Garthe & Hüppop 2004). Mitme skaala olemasolul on eelistatud hilisemat. Mõju üldise olulisuse hindamisel kasutatud maatriks on toodud tabelis 19 ja kasutatud kategooriate tõlgendamine tabelis 20.

Tabel 19. Linnuliikidele tuulepargi poolt avaldatava potentsiaalse mõju olulisuse hindamise maatriks

		Ala tähtsus			
		Väga kõrge	Kõrge	Keskmine	Madal
Ohustatus tuulepargi poolt	Väga kõrge	Tugev	Tugev	Tugev	Keskmine
	Kõrge	Tugev	Tugev	Keskmine	Madal
	Keskmine	Tugev	Keskmine	Madal	Madal
	Madal	Keskmine	Madal	Madal	Ebaoluline
	Väga madal	Madal	Ebaoluline	Ebaoluline	Ebaoluline

Tabel 20. Linnuliikidele tuulepargi poolt avaldatava potentsiaalse mõju olulisuse kategooriate tõlgendamine

Mõju olulisus	Tõlgendus
Tugev	Tuulepark avaldab linnustikule tõsist ohtu, selle rajamisest kavandatud mahus peab loobuma
Keskmine	Mõju lindudele vajab tähelepanu ja juhtumipõhist lähenemist
Madal	Mõju lindudele on nõrk, võimalusel peab seda vältima
Ebaoluline	Mõju lindudele ei ole oluline

Lisaks eespool nimetatutele on Suurbritannias mõjude hindamisel kasutatud veel liikide kaitsestaatust, taastumisvõimet, mõju ajalist ja ruumilist ulatust (Moray West 2018, NIRAS consulting Ltd 2018, Sciara Offshore Energy LTD 2006, NNG Ornithology 2012).

Läbirändajate puhul on tõenäoliselt olulisem liigi arvukus kui talle omistatud kaitsestaatus. Üksikute kaitsestaatusega liigi isendite sattumine käsitletavale alale ei mõjuta tavaliselt asurkonna seisundit tervikuna. Samas võib käesoleval ajal kaitsestaatust mitteomava liigi puhul alal läbi rännata ja peatuda märkimisväärne osa asurkonna isenditest ning nende saatus alal mõjutab asurkonna seisundit tervikuna.

Ehitusetapi puhul ei oma taastumisvõime sisulist tähtsust – pärast ehitusetapi lõppu ei taastu mitte algne olukord, vaid lisanduvad uued ohutegurid. Konkreetsed andmed lindude arvukuse taastumise kohta pärast tuulikute eksploatatsioonifaasi lõppu ja demonteerimist seni puuduvad. Taastumisvõime hindamiseks on Suurbritannias kasutatud liigi sigimisedukust ja arvukuse trendi. Suurema sigivusega liikidel on suurem taastumispotentsiaal. Näiteks hanelistel on suured kurnad ja nad asuvad pesitsema tavaliselt juba teisel või kolmandal eluaastal. Väga väikese kurna suuruse ja pika suguküpse saabumise ajaga, seega ka madala taastumisvõimega liigid (näiteks suula, tormilinnulised) käsitletaval alal puuduvad. Tuuleparkide tööaeg on piisavalt pikk ja tänaste trendide ekstrapoleerimine nii pikale ajale ei pruugi anda õigeid tulemusi.

Ekspluatatsioonifaasis mõjuvad ohutegurid otseselt kogu tuulepargi alal, kuid nende poolt mõjutatud isendite kaudu on läbirändajatel mõjutatud teatud osa kogu rändetee asurkonnast, pesitsejatel läheduses pesitsevad haudeasurkonnad (kui nende toitumislennud ulatuvad tuulepargi alale). Ekspluatatsioonifaasi ohutegurite ajaline kestus on pikk, hõlmates kogu tuulikute tööea, ja sesoonne, olenevalt liikide esinemisaegadest alal. Ehitusfaasis sõltub ohutegurite otsene ruumiline ulatus ja ajaline kestus läbiviidavate tööde ulatusest ning järjekorrast. Kaudsete ohutegurite mõju võib realiseerumise korral väljuda tuulepargi ala piirest (saasteainete ja heljumi levik, kalade arvukuse muutused) ja nende ajaline kestus olla pikem ehitus- või ekspluatatsioonifaasi pikkusest.

Mõjud ehitus- ja demonteerimisfaasis

Häirimine

Häirimine ja väljatõrjumine mõjutab alal peatuvaid veelinde. Nende mõjude hindamisel tuleb tuulepargi arendusala vaadelda koos puhvriga (ehk võimaliku olulise mõjuala ulatusega).

Mõju hindamisel vaadeldi alal märkimisväärsel arvul (esinemissagedus võimaldas arvukushinnangu koostamist “*distance sampling*” meetodil) peatunud liike. Aluseks võeti liigi maksimaalne arvukushinnang. Alade tähtsuse hindamisel kasutatud arvulised künnised on toodud tabelis 21 ja hindamise tulemused tabelites 22 ning 23.

Variant nr 2 korral on arendusala oluline peatumisala auli, tõmmu- ja mustvaera jaoks, omades rahvusvahelist tähtsust. Kõik olulised peatujad on ka tundlikud häirimise suhtes, ehitusaegse häirimise koondmõju peatuvatele veelindudele on oluline negatiivne. Leevendusmeetmena välja pakutud variandi nr 3 korral säilib ehitusaegse häirimise potentsiaalne negatiivne koondmõju.

Ehitus- ja demonteerimisaegse häirimise mõju on lühiajaline, piirdudes ainult vastavate faaside pikkusega. Pärast ehitusfaasi lõppu ei taastu täielikult algne olukord, kuigi osa liike, nt mustvaeras naasevad osaliselt parki, juhul kui kasutatakse suuremaid tuulikuid, mis paiknevad üksteisest kaugemal.

Tabel 21. Peatumisalade tähtsuse hindamisel kasutatud arvulised künnised

Liik	1% bio-geograafilisest asurkonnast, is wetlands.org	Riikliku (Eesti) tähtsusega ala kriteerium, is (Luigujõe 2018)	Lokaalse tähtsusega ala kriteerium, is (Luigujõe 2018)
punakurk-kaur (<i>Gavia stellata</i>)	3000	900	300
järvekaur (<i>Gavia arctica</i>)	4800	1050	350
kormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	6200	1860	620

Liik	1% bio-geograafilisest asurkonnast, is (wetlands.org)	Riikliku (Eesti) tähtsusega ala kriteerium, is (Luigujõe 2018)	Lokaalse tähtsusega ala kriteerium, is (Luigujõe 2018)
aul (Clangula hyemalis)	16000	4800	1600
tõmmuvaeras (Melanitta fusca)	3000	1200	400
mustvaeras (Melanitta nigra)	7500	2250	750
väikekajakas (Hydrocoloeus minutus)	1300		
naerukajakas (Chroicocephalus ridibundus)	31000		
hõbekajakas (Larus argentatus)	9300		
kalakajakas (Larus canus)	16400		
jõgitiir (Sterna hirundo)	14100		
randtiir (Sterna paradisaea)	31000		

Tabel 22. Häirimisriski olulisus arendusalal piirivariandi nr 2 korral (leevendusmeetmeid arvestamata)

Liik	Ala tähtsus	Häirimisrisk (Garthe & Hüppop 2004, Maclean <i>et al.</i> 2009, Furness <i>et al.</i> 2012).	Häirimisriski olulisus
kaurid (Gavia sp.)	keskmine	väga kõrge	Tugev
kormoran (Phalacrocorax carbo)	madal	kõrge	Madal
aul (Clangula hyemalis)	väga kõrge	keskmine-kõrge	Tugev
tõmmuvaeras (Melanitta fusca)	väga kõrge	väga kõrge	Tugev
mustvaeras (Melanitta nigra)	väga kõrge	väga kõrge	Tugev
väikekajakas (Hydrocoloeus minutus)	madal	väga madal	ebaoluline
naerukajakas (Chroicocephalus ridibundus)	madal	madal	ebaoluline
hõbe- ja kalakajakas (Larus argentatus et canus)	madal	madal	ebaoluline
jõgi- ja randtiir (Sterna hirundo et paradisaea)	madal	madal	ebaoluline

Tabel 23. Häirimisriski olulisus arendusalal piirivariandi nr 3 korral (leevendusmeetmeid arvestamata)

Liik	Ala tähtsus	Häirimisrisk (Garthe & Hüppop 2004, Maclean <i>et al.</i> 2009, Furness <i>et al.</i> 2012).	Häirimisriski olulisus
kaurid (Gavia sp.)	madal	väga kõrge	keskmine
kormoran (Phalacrocorax carbo)	madal	kõrge	Madal
aul (Clangula hyemalis)	väga kõrge	keskmine-kõrge	Tugev

Liik	Ala tähtsus	Häirimisrisk (Garthe & Hüppop 2004, Maclean <i>et al.</i> 2009, Furness <i>et al.</i> 2012).	Häirimisriski olulisus
tõmmuvaeras (<i>Melanitta fusca</i>)	kõrge	väga kõrge	Tugev
mustvaeras (<i>Melanitta nigra</i>)	kõrge	väga kõrge	Tugev
väikekajakas (<i>Hydrocoloeus minutus</i>)	madal	väga madal	ebaoluline
naerukajakas (<i>Chroicocephalus ridibundus</i>)	madal	madal	ebaoluline
höbe- ja kalakajakas (<i>Larus argentatus et canus</i>)	madal	madal	ebaoluline
jõgi- ja randtiir (<i>Sterna hirundo et paradisaea</i>)	madal	madal	ebaoluline

Kokkuvõttes võib häirimine ehitus- ja demonteerimisfaasis avaldada peatuvatele veelindudele (aul, vaerad) olulist negatiivset mõju olenemata kasutatavast piirivariandist. Ehitusaegne häirimine ei ole käesoleval juhul lindudele siiski mitte kõige olulisem ohutegur. Ehitusaegse häirimise mõju on lühiajaline ja asendub eksploatatsioonifaasi algamisel peamise ohuteguri - väljatõrjumisriskiga. Ehitusaegset häirimisriski on võimalik leevendada tööde läbiviimise aja valikuga (vt ptk Ehitusaegse häirimisriski leevendusmeede).

Kaudsed mõjud

Kaudsed mõjud võivad ohustada alal peatuvaid veelinde. Saagirohkust võib ehitusfaasi ajal mõjutada merepõhja otsene kahjustamine, heljumi hulga suurenemine, põhjakoosluste mattumine setete alla ja veealune müra (Moray West 2018). Saagirohkuse muutusega seotud riski on sukelpartidel, kauridel, kormoranil ja tiirudel hinnatud keskmiseks; kajakatel nõrgaks (Langston 2010).

Reostusohtu võivad põhjustada kahjulike ainete eraldumine keskkonda kas ehitustöid teostava tehnikaga toimunud avariide ja lekete tagajärjel või põhjasetetest. Avariide ja lekete realiseerumise tõenäosus tööde hoolikal läbiviimisel on väike, kuid nende tagajärjed võivad realiseerumise korral olla tõsised. Tuulepargi rajamise potentsiaalset mõju põhjaorganismidele ja kaladele ning võimalikku reostusohtu hinnatakse täpsemalt keskkonnamõju teiste temade raames.

Mõjud tuulepargi ekspluatatsioonifaasis

Väljatõrjumine

Alade tähtsuse hindamisel kasutatud arvulised künnised on samad ehitusaegse häirimisriskiga (tabel 21). Väljatõrjumisriski olulisuse hindamisel arvestati lisaks ala tähtsusele peatumisalana ja kirjanduses avaldatud väljatõrjumisriski skaaladele ka liikide levikut ja välja tõrjutavate isendite osakaalu. Ühe astme võrra alandati mustvaera väljatõrjumisriski olulisust mõlema piirivariandi 2 ja 3 puhul, sest liik loendati väga suurel arvul ainult ühel loendusel ning arendusala puhvis.

Ühe astme võrra alandati auli väljatõrjumisriski olulisust variandi nr 3 korral, arvestades auli võimalikku väiksemat väljatõrjutud isendite osakaalu (30-70 %) võrreldes vaerastega (70-90%; Jacobsen & Tjørnløv 2024). Hinnang väljatõrjumisriskile on toodud tabelites 24 ja 25.

Tuulepargi alal läbi viidud lennuloenduse tulemused ja nende analüüs näitavad, et Saare-Liivi meretuulepargi esialgne ala omab suurt väärtust veelindude peatumisalana. Piirivariandi nr 2 korral ületavad kolme liigi (aul, tõmmu- ja mustvaeras) maksimaalsed arvukushinnangud rahvusvahelise tähtsusega linnuala kriteeriumite arvulisi lävendeid. Kõik nimetatud liigid on tundlikud väljatõrjumisriskile. Tuulepargi rajamine Saare-Liivi meretuulepargi esialgsele ja piirivariant 2 alale omaks peatuvate veelindude jaoks olulist negatiivset mõju ja sellist arendust ei saa pidada soovitavaks, seetõttu keskendutakse väljatõrjumisriski hinnangu andmisel välja töötatud vähendatud alternatiivsele lahendusele ehk piirivariant 3-le.

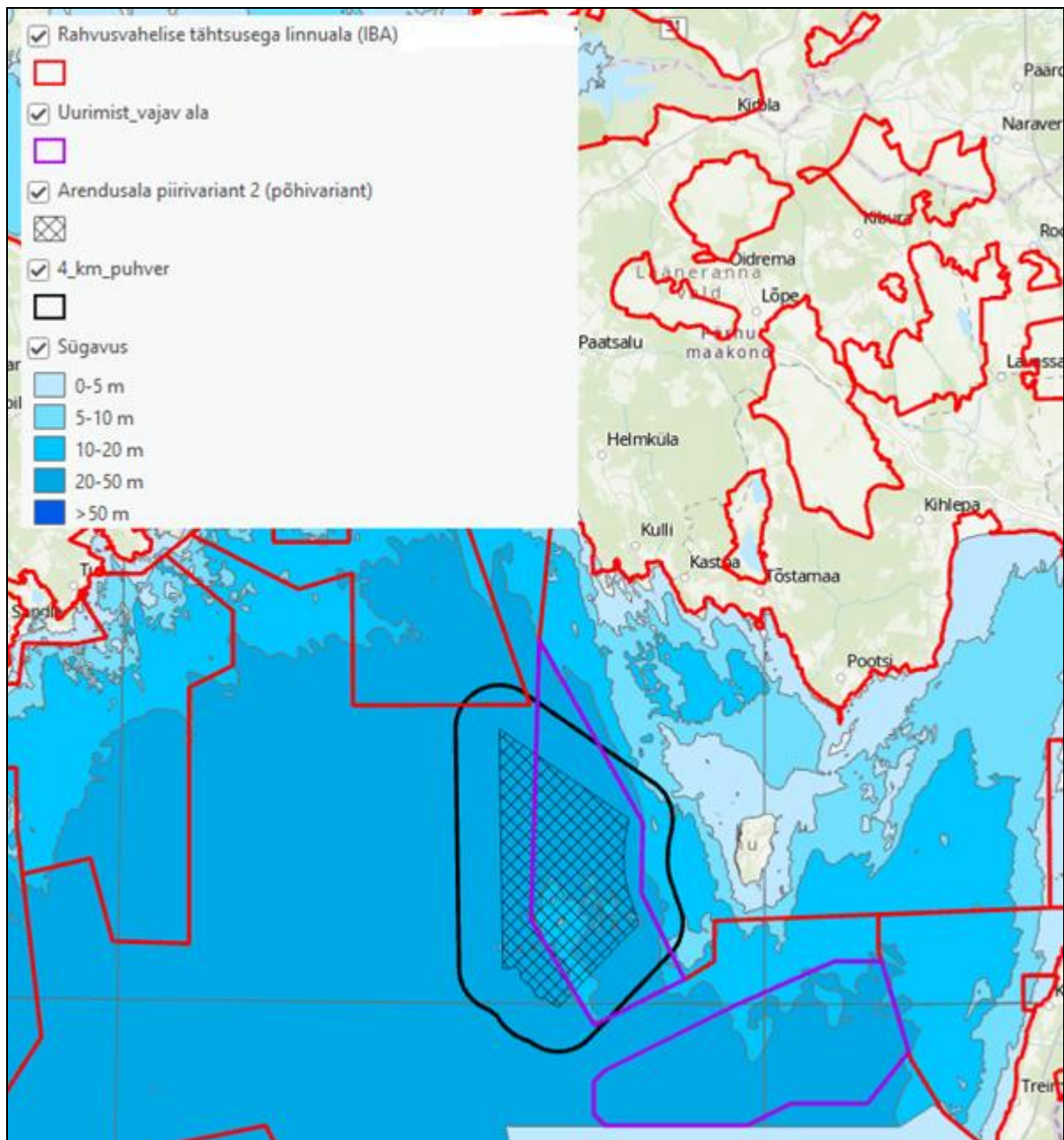
Ala võimalikku tähtsust veelindude peatumisalana oleme märkinud juba varasemates töödes (Eesti Ornitoloogiaühing 2019, Eesti Ornitoloogiaühing 2022). Andmete koondamise ja analüüsi tulemusena piiritleti riikliku mereplaneeringu käigus suurem osa algsest arendusalast alana, mis linnustiku seisukohast tuuleparkide rajamiseks ei sobi. Rahvusvahelise tähtsusega linnualade (IBA) uuendamisel kvalifitseeriti ala algsest täiendavat uurimist vajavana, arvestades tõenäolisi konflikte tuuleparkide arendamisega (joonis 86).

Tabel 24. Väljatõrjumisriski olulisus arendusalal piirivariandi nr 2 korral (piirivariant nr 2 koos 4 km laiuse puhvriga), arvestamata väljatõrjumisriskimäära

Liik	Ala tähtsus	Väljatõrjumisrisk (Piggott, Vulcano & Mitchell 2021, Humphreys <i>et al.</i> 2015)	Väljatõrjumis- riski olulisus
kaurid (<i>Gavia sp.</i>)	Keskmine	kõrge	keskmine
kormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	Madal	keskmine	madal
aul (<i>Clangula hyemalis</i>)	väga kõrge	keskmine	tugev
tõmmuvaeras (<i>Melanitta fusca</i>)	väga kõrge	keskmine	tugev
mustvaeras (<i>Melanitta nigra</i>)	väga kõrge	kõrge	keskmine
väikekajakas (<i>Hydrocoloeus minutus</i>)	Madal	väga madal	ebaoluline
naerukajakas (<i>Chroicocephalus ridibundus</i>)	Madal	väga madal	ebaoluline
höbe- ja kalakajakas (<i>Larus argentatus et canus</i>)	Madal	väga madal	ebaoluline
jõgi- ja randtiir (<i>Sterna hirundo et paradisaea</i>)	Madal	madal	ebaoluline

Tabel 25. Väljatõrjumisriski olulisus arendusalal piirivariandi nr 3 korral (piirivariant nr 3 koos puhvritega), arvestamata väljatõrjumisriskimäära

Liik	Ala tähtsus	Väljatõrjumisrisk (Piggott, Vulcano & Mitchell 2021, Humphreys <i>et al.</i> 2015)	Väljatõrjumis- riski olulisus
kaurid (<i>Gavia sp.</i>)	Madal	kõrge	madal
kormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	Madal	keskmine	madal
aul (<i>Clangula hyemalis</i>)	väga kõrge	keskmine	keskmine
tõmmuvaeras (<i>Melanitta fusca</i>)	väga kõrge	keskmine	tugev
mustvaeras (<i>Melanitta nigra</i>)	väga kõrge	kõrge	keskmine
väikekajakas (<i>Hydrocoloeus minutus</i>)	Madal	väga madal	ebaoluline
naerukajakas (<i>Chroicocephalus ridibundus</i>)	Madal	väga madal	ebaoluline
höbe- ja kalakajakas (<i>Larus argentatus et canus</i>)	Madal	väga madal	ebaoluline
jõgi- ja randtiir (<i>Sterna hirundo et paradisaea</i>)	Madal	madal	ebaoluline



Joonis 86. Rahvusvahelise tähtsusega linnualad kavandatava tuulepargi piirkonnas (Eesti Ornitoloogiaühing 2022)

Kuna Saare-Liivi kavandatava meretuulepargi esialgne uuringuala omab suurt tähtsust veelindude nagu aul, tõmmu- ja mustvaera peatumisalana ja sellega seonduv suur potentsiaalne väljatõrjuv mõju on käesoleval juhul nimetatud lindudega seonduvaks peamiseks probleemiks, vajab teema täpsemat analüüsi.

1) Kasutatavad algandmed ja alade varieeruvus. Peatuvate veelindude (aul, tõmmu- ja musvaeras) arvukus varieerub nii sesoonide piires (erinevate loenduste vahel), sesoonide vaheliselt kui ka erinevate aastate vaheliselt. Veelinnud on rändlinnud. Nad saavad alale, veedavad seal teatud aja ja liiguvad edasi. Loendustel fikseeritakse teatud hetkede seise selle

muutuse jooksul. Maksimaalse loendustulemuse kasutamine on praktikas kõige reaalsem võimalus ala tähtsuse hindamiseks sesooni jooksul. Oluline sesooni piires on ka see, et mõni loendustest langeks lindude peatumise maksimaalse arvukuse ajale. Näiteks on telemeetria andmetel auli peatumised sügisrände ajal Eestit ümbritsevates vetes kestnud emastel enamasti ainult 9-15 päeva, isastel 13-17 päeva (Quillfeldt *et al.* 2022). Sellised lühiajalised rändepeatused on lindudele eluliselt vajalikud energiavarude täiendamiseks ja elutsükli järgnevate etappide edukaks läbimiseks. Madal lindude arvukus mõnel aastal ei pruugi ilmtingimata tähendada ala vähest olulisust, vaid seda, et linnud vajavadki edukaks toimetulekuks erinevaid alasid. Suured sukelpartide salgad võivad vähendada toiduobjektide rohkust ühe ala piires ning viimased vajavad aega taastumiseks (Kõuts 2010).

2) Ala kui veelindude peatumisala tähtsuse ja väljatõrjumisrisi olulisuse hindamisel saab lähtuda nii maksimaalsetest kui keskmistatud arvukustest alal. Oleme seisukohal, et lähtuda tuleks maksimumidest ja arvukuste keskmistamised võivad tingida alade tähtsuse põhjendamatu alahinnangut. Aastatevahelised keskmistamised võiksid olla õigustatud pikkade aegriade olemasolu korral. Maksimumide kasutamist on soovitatud ka seniseid loendus- ja seiretulemusi käsitlevate kirjandusallikate koondanalüüsis (Jacobsen & Tjørnløv 2024). Igaks juhuks kontrollisime siiski ka sesoonide maksimumide keskmisi arvukushinnanguid (tabel 26).

3) Lindude arvukus ja mõjutatava ala (puhvertsooni) suurus, millest lähtutakse ala kui veelindude peatumisala tähtsuse ja väljatõrjumisrisi olulisuse hindamisel. Sukelpartide kui käesoleval juhul kõige olulisema linnurühma puhul on peetud varasema info alusel vajalikuks 4 km laiuse puhvriga arvestamist (JNCC 2022). Kauride puhul võib väljatõrjuv mõju ulatuda isegi 10 ja enama kilomeetri kaugusele (JNCC 2022). Puhvri laiuse osas on kogunenud täiendavat infot juba rajatud meretuulepargi järeelseire alusel ning kasutusel on erinevate liikide puhul ja erinevatel aladel ka erineva laiusega puhvrit (Jacobsen & Tjørnløv 2024). Viimaste aastate jooksul kogunenud teadmiste ja andmete analüüsimisel jõuti viimati viidatud (Jacobsen & Tjørnløv 2024) töös järeldusele, et konservatiivse lähenemise korral on sukelpartidele mõistlik rakendada 4 kilomeetri laiust puhvrit, ning vähemalt mõnede liikide (s.h. aul) puhul ka 2 km laiuse puhvriga.

Tabel 26. Auli ja tõmmuvaera arvukushinnangute maksimumid ja keskmised variandi nr. 2 korral. (Oranžil taustal on arvukushinnangud, mis ületavad 1% liigi biogeograafilise asurkonna arvukusest.)

Liik	Loendus	Arvukushinnang
aul (Clangula hyemalis)	24.10.2023	4089,5
aul (Clangula hyemalis)	02.11.2023	27846,3
aul (Clangula hyemalis)	16.11.2023	10337,0
aul (Clangula hyemalis)	sügis 2023, max	27846,3
aul (Clangula hyemalis)	sügis 2022, max (24.10.2022)	131,3
aul (Clangula hyemalis)	sügis, eriaastaste maksimumide keskmine	13988,8
aul (Clangula hyemalis)	27.01.2023	74880,6
aul (Clangula hyemalis)	09.03.2023	5721,4
aul (Clangula hyemalis)	talv 2022/2023 max	74880,6
aul (Clangula hyemalis)	21.12.2023	92788,6
aul (Clangula hyemalis)	26.01.2024	12437,8
aul (Clangula hyemalis)	27.01.2024	9908,9
aul (Clangula hyemalis)	talv 2023/2024 max	92788,6
aul (Clangula hyemalis)	talv, eriaastaste maksimumide keskmine	83834,6
tõmmuvaeras (Melanitta fusca)	25.04.2022	10641,1
tõmmuvaeras (Melanitta fusca)	06.05.2022	43986,0
tõmmuvaeras (Melanitta fusca)	kevad 2022, max	43986,0
tõmmuvaeras (Melanitta fusca)	10.04.2023	349,0
tõmmuvaeras (Melanitta fusca)	04.05.2023	293,3
tõmmuvaeras (Melanitta fusca)	kevad 2023, max	349,0
tõmmuvaeras (Melanitta fusca)	kevad, eriaastaste maksimumide keskmine	22167,5

4) Määramatus arvukushinnangute koostamisel on lindude puhul tavaliselt äärmiselt suur ja vahemikhinnangud hõlmavad väga suuri vahemikke (tabel 27).

Tabel 27. Auli ja tõmmuvaera arvukus olulisematel loendustel variandi nr 2 korral (Oranžil taustal on arvukushinnangud, mis ületavad 1% liigi biogeograafilise asurkonna arvukusest.)

Liik	Loendus	Loendustulemus	Punkthinnang	95% usaldusvahemik	
				Alumine piir	Ülemine piir
aul (Clangula hyemalis)	27.01.2023	11891	74880,6	10365,0	541091,9
aul (Clangula hyemalis)	09.03.2023	551	5721,4	915,9	36248,9
aul (Clangula hyemalis)	24.10.2023	876	4089,5	1184,9	14146,5
aul (Clangula hyemalis)	02.11.2023	1602	27846,3	7618,4	115393,0
aul (Clangula hyemalis)	16.11.2023	1376	10337,0	1504,3	71032,2
aul (Clangula hyemalis)	21.12.2023	10767	92788,6	26326,0	373352,9
aul (Clangula hyemalis)	26.01.2024	3123	12437,8	4021,7	40993,4
aul (Clangula hyemalis)	27.01.2024	594	9908,9	827,4	118720,7
tõmmuvaeras (Melanitta fusca)	25.04.2022	3161	10641,1	5175,4	23531,9
tõmmuvaeras (Melanitta fusca)	06.05.2022	7902	43986,0	11911,6	164231,3
tõmmuvaeras (Melanitta fusca)	10.04.2023	108	349,0	79,8	1574,7

5) Senised järeseiretööd olemasolevates teistes meretuuleparkides kinnitavad muutusi peatuvate veelindude levikus pärast avamere tuuleparkide rajamist. Käitumuslik reaktsioon tuuleparkidele on erinevate veelindude puhul erinev: vaerastel, aulil ja kauridel tõrjutakse peatuvad linnud teatud määral varasematelt peatumisaladelt välja, haha ja tiirude reaktsioon võib olla neutraalne, kormorani ja kajakaid võivad tuulepargid juurde meelitada (Dierschke *et al.* 2016). Sukelpartide puhul võib arvukus tuulepargi alal väheneda märkimisväärselt, kuid väljatõrjumine ei pruugi hõlmata kõiki alal peatuvaid isendeid (Petersen 2024; Jacobsen & Tjørnløv 2024). Väljatõrjumisest kõige tugevamini mõjutatud liikide hulka kuuluvad kaurid, auli puhul peetakse väljatõrjuvat mõju väiksemaks.

Olemasolevate kirjandusallikate ja elluviidud projektide koondanalüüsi tulemusel jõudsid eksperdid soovituseni, mille puhul tuleks rakendada väljatõrjumisriski osas järgnevaid väärtusi: kauridel vastavalt 100 ja 90% peatuvatest lindudest, vaerastel 90 ja 70% ning aulil 70 ja 30% (Jacobsen & Tjørnløv 2024). Nii tuulepargi piires kui selle puhvertsoonis soovitati kasutada samasugust väljatõrjutud isendite osakaalu. Hinnang väljatõrjutud lindude arvule olulisemate liikide puhul on toodud tabelites 28 ja 29. Leevendusmeetmena kavandatud piirivariandi nr 3 kasutuselevõtt vähendaks märkimisväärselt väljatõrjutud isendite arvu ja selle osakaalu rändetee asurkonna arvukusest.

Tabel 28. Hinnang väljatõrjutud lindude arvule variandi nr 2 korral (Piirivariant nr 2 koos 4 km laiuse puhvriga. Oranžil taustal on arvukushinnangud, mis ületavad 1% liigi biogeograafilise asurkonna arvukusest)

Liik	Maksimaalne arvukushinnang alal	Väljatõrjutud isendite arv, ekspertide soovitatud konservatiivne väljatõrjumismäär (Jacobsen & Tjørnløv 2024).	Väljatõrjutud isendite arv, ekspertide soovitatud liberaalne väljatõrjumismäär (Jacobsen & Tjørnløv 2024).
Aul (<i>Clangula hyemalis</i>)	92789	64952 (70 % arvukushinnangust)	27837 (30% arvukushinnangust)
Tõmmuvaeras (<i>Melanitta fusca</i>)	43986	39587 (90% arvukushinnangust)	30790 (70% arvukushinnangust)
Mustvaeras (<i>Melanitta nigra</i>)	8048	7243 (90% arvukushinnangust)	5634 (70% arvukushinnangust)

Tabel 29. Hinnang väljatõrjutud lindude arvule variandi nr 3 korral (Piirivariant nr 3 koos 2 km laiuse puhvriga auli ning 4 km laiuse puhvriga vaeraste puhul. Oranžil taustal on arvukushinnangud, mis ületavad 1% liigi biogeograafilise asurkonna arvukusest)

Liik	Maksimaalne arvukushinnang alal	Väljatõrjutud isendite arv, ekspertide soovitatud konservatiivne väljatõrjumismäär (Jacobsen & Tjørnløv 2024).	Väljatõrjutud isendite arv, ekspertide soovitatud liberaalne väljatõrjumismäär (Jacobsen & Tjørnløv 2024).
Aul (<i>Clangula hyemalis</i>)	45558	31891 (70% arvukushinnangust)	13667 (30% arvukushinnangust)
Tõmmuvaeras (<i>Melanitta fusca</i>)	4139	3725 (90% arvukushinnangust)	2897 (70% arvukushinnangust)
Mustvaeras (<i>Melanitta nigra</i>)	8048	7243 (90% arvukushinnangust)	5634 (70% arvukushinnangust)

6) Väljatõrjutud isendite arvu leidmiseks kasutatavatesse protsentidesse tuleks siiski suhtuda teatud ettevaatusega. Tegemist on üldistatud väärtustega. Väljatõrjutud isendite osakaal konkreetsel alal võib sõltuda paljudest teguritest, nagu ala ja selle ümbruse füüsilisgeograafilised tingimused, toidurohkus, lindude peatumisaeg alal ja tuulikute ning nende paigutuse parameetrid (Jacobsen & Tjørnløv 2024).

7) On väidetud, et tuulikute suuruse ja nende väljatõrjuva mõju vahel puudub oluline seos (Lamb *et al.* 2024). Taanis tehtud uuringute puhul oli siiski mustvaera ja kauride väljatõrjumise risk suurte üksteisest kaugemal paiknevate tuulikute puhul väiksem kui väikeste tuulikute puhul (Scott-Hayward *et al.* 2024). Nii suuri tuuliku, nagu planeeritakse meie merealadele, veel olemas ei ole ja andmed nende tegeliku mõju kohta puuduvad. Tuulikute suuruse mõju lindude väljatõrjumisriskile ei saa välistada. Koos tuulikute mõõtmete kasvuga võib nende väljatõrjuva mõju isegi väheneda, kuna suurte tuulikute vahele jäävad laiemad veealad.

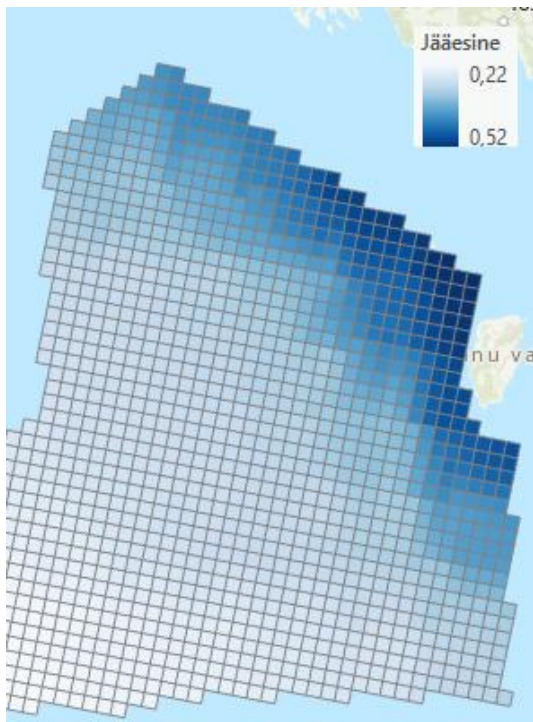
8) Aja jooksul võivad linnud tuulepargiga harjuda. Võime tuulikutega harjuda on ala- ja liigispetsiifiline. Lisaks liikidevahelistele erinevustele esinevad individuaalsed liigisisese erinevused (Fox & Petersen 2019). Taanis läbi viidud seiretööd näitasid auli puhul, et kuigi pärast lindude arvukuse järsku langust pärast tuulepargi rajamist hakkas nende arvukus aja jooksul uuesti suurenema, ei saavutanud see tuulepargi eelset taset isegi 15 aasta jooksul. Paremini tulid parki tagasi mustvaerad (Petersen 2024; Scott-Hayward *et al.* 2024). Konkreetseid uuringuid tõmmuvaera harjumise kohta pole veel teada.

9) Sukelpartide võimet tuuleparkidega harjuda võib mõjutada toiduresursside olemasolu alal (Jacobsen & Tjørnløv 2024). Tuulikute vundamendid hõlmavad suhteliselt väikese pindala, nende poolt põhjakooslustele avaldatavat mõju hinnatakse tõenäoliselt vastava ala spetsialistide poolt.

Piirivariant 3 puhul ei kavandata tuulikuid arendusalal tuvastatud karide elupaigatüübile, seega otsene mõju sealsetele põhjakooslustele on välistatud ning aulidele sobiv toidulaud jääb puutumata. Mitmed uuringud on näidanud, et eriti merepartide puhul on tõenäoline, et aja jooksul toimub harjumine ja linnud suudavad turbiinidega koos eksisteerida, kui piirkonnas on piisavalt toiduresse (Jacobsen & Tjørnløv 2024). Tuulikute vundamendid võivad luua ise täiendava substraadi põhjaorganismide kui lindude toiduobjektide kasvuks.

10) Naaberalade kasutamine. Mõnedes töodes on väljatõrjumisrisi hindamisel arvestatud ühe komponendina lindudele sobivate peatumisalade esinemist lähikonnas (Sciara Offshore Energy LTD 2006, Ramboll Polska 2024). Ideaalis, kui ümberasunud linnud satuksid naaberaladel samasugustesse tingimustesse (samasugused toiduresse, konkurents, röövlus ja häirimine), ei tohiks väljatõrjumine algselt alalt asurkonnale mõju avaldada. Tavaliselt avaldab lindude ümberasumine siiski mõju nende kehaseisundile, mis põhjustab omakorda suremuse kasvu või taastootmisvõime vähenemist (Petersen 2024). Käesoleval juhul võiksid alternatiivseid peatumisvõimalusi pakkuda arendusalast kirdes Kihnu ümbruses asuvad madalamad merealad, piirivariandi nr 3 korral ka algselt arendusalast välja jäetud peatumisalad.. Sobivate alade "mahutavusvõime" on täpselt teadmata, linnud võivad hakata mõjutama liigne konkurents. Lisaks viitavad loendustevahelised erinevused lindude levikus sellele, et linnud võivad edukaks eksisteerimiseks vajada mitut erinevat peatumisala.

Üheks naaberaladele ümberasumist mõjutavaks teguriks on jääkate. Arendusalast kirdesse jäävatel madalamatel merealadel on jääkatte esinemise tõenäosus suurem (joonis 87.). Jääkatte suurem esinemistõenäosus tähendab, et sealsed merealad võivad olla lindudele talvel kättesaamatud ning linnud ei saaks neid alati kasutada alternatiivse peatumisalana, kui nad tuulepargi alalt välja tõrjutakse. Valitseva kliima soojenemise teooria valguses võib jääkatte esinemise tõenäosus aja jooksul väheneda. Samas võib kliima soojenemisega kaasneda järjest tugevam konkurents lindude vahel, kuna järjest suurem osa neist jääb meile talvituma.



Joonis 87. Keskmine jää esinemise tõenäosus 2001-2016 (Uiboupin ja Pärn 2018)

Kokkuvõttes omab arendusala piirivariant nr 2 kõrget väärtust auli, tõmmu- ja mustvaera peatumisalana. Tuulepargi rajamine avaldaks neile olulist negatiivset väljatõrjuvat mõju ning seetõttu piirivarianti 2 kirjeldatud ruumilises mahus ei saa pidada sobivaks. Leevendusmeetmena välja töötatud vähendatud piirivariandi nr 3 kasutuselevõtt vähendab märkimisväärselt võimalikku väljatõrjuvat mõju (vt tabel 29).

Elupaikade hävimine

Elupaikade otsene hävimine võib mõjutada peatuvaid veelinde. Elupaikade otsene hävimine tuulikute vundamentide all moodustab ainult väikese osa tuulepargi pindalast. Lisaks võib teatud hulk elupaiku hävida kitsa kaablitrassi all. Käesoleval juhul on arendusalal peamiseks ohuteguriks oluline negatiivne väljatõrjuv mõju ning elupaikade hävimine omab sellega võrreldes vähest tähtsust.

Barjääriefekt

On järeldatud, et üksiku tuulepargi poolt põhjustatud lennutee pikkuse ja sellega kaasneva energiakulu kasv on väike ja selle mõju mõne liigi asurkonnale tervikuna on vähetõenäoline (Masden *et al.* 2009, Speakman *et al.* 2009). Käesoleval ajal valitseb aga tõeline tuuleparkide arendamise buum. Kõik kavatsused tõenäoliselt ei realiseeru, aga isegi osalise elluviimise korral oleks võivad kaasneda kumulatiivsed mõjud. Mitmete tuuleparkide rajamisega võib

kaasnedamärkimisväänebarjääriefekti ka läbirändajatele. Sellist mõju on põgusalt käsitletud kumulatiivsete mõjude peatükis.

Traditsiooniliselt vaadeldakse keskkonnamõjude hindamisel barjääriefekti mõju läheduses pesitsevatele lindudele. Barjääriefekt võib osutada märkimisväärseks juhul, kui tuulepark jääb läheduses asuvate pesitsuskolooniate ja neis pesitsevate lindude toitumisalade vahele (Speakman *et al.*, 2009). Käesoleval juhul algab planeeritava meretuulepargi idapiiri lähedal Pärnu lahe rahvusvahelise tähtsusega linnuala (olenemata sellest, millist tuulepargi piirivarianti me vaatleme). Pärnu lahe linnualal asuvad olulised lindude pesitsusaared. Pesitsevate liikide hulgast valiti välja 4 olulisemat tunnusliiki, kelle lennutrajektorid ulatuvad tuulepargi aladele: kalakajakas, rand-, jõgi- ja tutt-tiir. Kõigi nimetatud liikide arvukused piirkonnas ületavad 1% Eesti arvukusest (tabel 30) ja alade tähtsus nende jaoks on vastavalt kasutatud metodikale kõrge.

Tabel 30. Pesitsejate arvukus piirkonnas

Liik	Pesitsejate keskmine arvukus tuulepargi mõjupiirkonnas, paari (Burger <i>et al.</i> 2024)	Eesti keskmine arvukus, paari (Elts <i>et al.</i> 2019)	Mõjupiirkonnas pesitsejate osakaal Eesti arvukusest, %
kalakajakas (<i>Larus canus</i>)	244,6	8500	2,88
jõgitiir (<i>Sterna hirundo</i>)	954,12	6000	15,9
randtiir (<i>Sterna paradisaea</i>)	320,65	10000	3,21
tutt-tiir (<i>Thalasseus sandvicensis</i>)	217,94	950	22,94

Erinevate liikide käitumuslikud reaktsioonid tuulepargile kui takistusele (kas sellest möödumine või selle läbimine) on erinevad. Barjääriefekti poolt põhjustatud riski on hinnatud luikedel, hanedel, ännidel, kajakatel ja tiirudel madalaks; sukelpartidel, kauridel, kormoranil ja alklstel keskmiseks (Langston 2010).

Barjääriefekti puhul on oluliseks teguriks see, kui suure osa moodustab tuulepargi ala nende poolt toitumiseks kasutatavast alast. Olulisemate liikide ruumikasutuse uurimiseks varustati olulisemate liikide esindajad saatjatega (Burger *et al.* 2024). Telemeetriauringu tulemused võtsime aluseks barjääriefekti olulisuse hindamisel (tabelid 31 ja 32).

Tabel 31. Barjääriefekti olulisuse skaala

Kasutatav ala (“utilization distribution”)	Tundlikkus barjääriefekti suhtes (Langston 2010)	
	Keskmine	Madal
Põhiline toitumisala - ala, mille piires linnud veetsid poole ajast	kõrge	keskmine
Ala, mille piiresse jäi 95% lindude poolt veedetud ajast	keskmine	madal
Juhuslikult kasutatav ala	madal	väga madal

Tabel 32. Barjääriefekti olulisus piirivariant variant nr 2 korral

Liik	Ala tähtsus	Ohustatus tuulepargi poolt	Barjääriefekti olulisus
Kalakajakas (<i>Larus canus</i>)	Kõrge	madal	Madal
Randtiir (<i>Sterna paradisaea</i>)	Kõrge	madal	Madal
Jõgitiir (<i>Sterna hirundo</i>)	Kõrge	Väga madal	Ebaoluline
Tutt-tiir (<i>Thalasseus sandvicensis</i>)	Kõrge	madal	Madal

Põhilised kasutatavad alad, kus linnud veetsid rohkem kui poole ajast, jäid kõigil juhtudel väljapoole Saare-Liivi tuulepargi piirivarianti nr 2. Osade kalakajaka, rand- ja tutt-tiiru isendite puhul ulatus arendusalale piirkond, mille piiresse jäi 95% fikseeritud asukohtadest. Arendusala kasutusintensiivsus oli siiski madal, arendusalale jäi ainult 0,36 (tutt-tiir) kuni 0,81% lindude fikseeritud asukohtadest.

Kuna barjääriefekti mõju oli madal - ebaoluline juba variandi nr 2 korral, on mõju hinnang veel väiksema pindalaga variandi nr 3 puhul sarnane. Kokkuvõttes võib barjääriefekti mõju lugeda väheseks negatiivseks.

Kokkupõrkerisk

Kokkupõrkeriski hinnati läbirändajate (Castillo, Liedtke & Welcker 2024) ja pesitsejate puhul (Burger *et al.* 2024). Mõlemal juhul kasutati täiendatud Band mudelit ja selle rakendamiseks loodud tarkvara (R pakett “stochLAB”, Caneco *et al.* 2022). Modelleerimise meetoodika ja täpsemad tulemused on esitatud iseseisva aruandena.

Läbirändajate kokkupõrkerisk modelleeriti 15 olulisema liigi või liigirühma jaoks. Rühmadena vaadeldi liike, kelle puhul liigini määramata isendite arv visuaalvaatlustel oli suur. Peamisteks liikideks rühmade puhul on järgmised: kauridel järve ja punakurk-kaur; hanedel ja lagledel rabahani, suur-laukhani ja valgepõsk-lagle; kahlajatel rüüt, plüü, vöötsaba-vigle, soorüdi ja suurkoovitaja; tiirudel jõgi- ja randtiir. Ännide puhul oli konkurentsituult valdavaks liigiks söödikänn. Tuulikute töökõrgustena kasutatud kahte võimalikku varianti.

Aastase kokkupõrgete arvu vahemikhinnang päeval rändavate liikide jaoks ulatus kuni 296-ni (haned ja lagled tuuliku variandi B puhul; tabel 33). Öörändurite (tõenäoliselt peamiselt värvulised) aastaseks keskmiseks kokkupõrgete arvuks hinnati 3536 (tuulikute variant A) – 4841 (tuulikute variant B), vahemikhinnang ulatus 6080 kokkupõrkeni aastas. Öörändurite puhul peaks arvestama, et algandmed on kontaktides, mitte isendites (üks kontakt võib tähistada ka salka), ja tegelik hukkumisrisk isendites võib olla suurem mudeli poolt pakutud tulemustest.

Enamuse vaadeldud liikide puhul oli hinnatud kokkupõrgete arv väga väike; tähelepanu väärivad lisaks ööränduritele veel sookurg ja haned-lagled. Üheks oluliseks teguriks sookure ja hanede-lagled suurema kokkupõrkeriski puhul on suurem lennukõrgus, mis kattub märkimisväärselt rootorite töökõrgusega.

Kõigil juhtudel näitasid modelleerimise tulemused suuremat hukkumisriski tuulikute variandi B puhul, kus käsitleti suuremaid tuulikuid. Suurematel tuulikutel on rootorite töötsoonid suuremad ja katavad suurema pindala. Samuti algab suuremate tuulikute puhul rootorite töötsoon madalamal, suurendades madalal lendavate lindude ohustatust. Tuulikute tüübi erinevused ei oma väga suurt praktilist tähtsust – tuulepargi rajamisel kasutatavate tuulikute tüüp on määratud eelkõige sellega, milliseid tuulikuid sellel hetkel toodetakse.

Alalt läbi rändavate lindude arvukushinnang leiti keskmiste lennu intensiivsuste põhjal (hukkumisriski aruande tabel A3). Keskmise lennu intensiivsus (isendit tunnis kilomeetri kohta) korrutati päevaste (või ööränduritel öiste) tundide arvu ja tuulepargi maksimaalse laiusega kagu-loode suunas (risti peamise rändesuunaga). Kuude kaupa leitud arvukushinnangud liideti sesooni kaupa (kevad, sügis). Öörändurite puhul on saadud arvukushinnangud võrreldavad eespool toodud *bootstrap* meetodil leitud arvukushinnangutega, jäädes viimaste usaldusvahemikku. Ala tähtsuse hindamisel läbirändajatele võeti aluseks kevade või sügise arvukushinnang olenevalt sellest, kumb oli suurem.

Kõigi vaadeldud veelindude puhul ületas tuulepargi alalt läbi rändavate lindude arvukushinnang 1% biogeograafilise asurkonna koguarvukusest (tabel 34). Kõige olulisem oli arendusala sookurele: ala läbis kasutatud metoodika andmetel 59% biogeograafilise asurkonna isenditest. Tõmmuvaeral läbis arendusala 38% biogeograafilise asurkonna isenditest.

Tabel 33. Läbirändajate kokkupõrgete arvu hinnang aastas piirivariandi nr 2 korral (Castillo, Liedtke & Welcker 2024)

Liik / grupp	Tuulik A 275 m		Tuulik B 310 m	
	Keskmine \pm SD	95% usaldusvahemik	Keskmine \pm SD	95% usaldusvahemik
Kaurid (<i>Gavia stellata</i> , <i>G. arctica</i>)	0,88 \pm 0,1	0,68 - 1,08	1,35 \pm 0,14	1,07 - 1,63
Kormoran (<i>Phalacrocorax</i> <i>carbo</i>)	2,32 \pm 0,27	1,8 - 2,87	3,56 \pm 0,4	2,78 - 4,34
Haned ja lagled	193,02 \pm 17,93	158,19 - 228,28	249,81 \pm 23,25	204,65 - 295,64
Viupart (<i>Mareca penelope</i>)	23,28 \pm 1,94	19,49 - 27,1	28,23 \pm 2,28	23,75 - 32,67
Merivart (<i>Aythya marila</i>)	0,9 \pm 0,12	0,69 - 1,13	1,44 \pm 0,15	1,16 - 1,74
Mustvaeras (<i>Melanitta nigra</i>)	0,25 \pm 0,05	0,17 - 0,35	0,32 \pm 0,06	0,22 - 0,45
Tõmmuvaeras (<i>Melanitta fusca</i>)	0,98 \pm 0,16	0,69 - 1,32	1,57 \pm 0,23	1,15 - 2,04
Aul (<i>Clangula hyemalis</i>)	0,09 \pm 0,02	0,05 - 0,13	0,17 \pm 0,03	0,11 - 0,24
Sookurg (<i>Grus grus</i>)	76,23 \pm 8,74	59,35 - 93,18	88,58 \pm 10,14	68,94 - 108,24
Kahlajad	11,14 \pm 1,53	8,21 - 14,19	12,34 \pm 1,67	9,14 - 15,69
Ännid (<i>Stercorarius parasiticus</i>)	0,57 \pm 0,06	0,45 - 0,7	0,75 \pm 0,08	0,59 - 0,9
Kalakajakas (<i>Larus canus</i>)	0,99 \pm 0,14	0,72 - 1,27	1,55 \pm 0,2	1,17 - 1,95
Väikekajakas (<i>Hydrocoloeus</i> <i>minutus</i>)	0,34 \pm 0,04	0,27 - 0,42	0,5 \pm 0,05	0,4 - 0,59
Tiirud (<i>Sterna hirundo</i> , <i>S.</i> <i>paradisaea</i>)	0,11 \pm 0,02	0,07 - 0,16	0,18 \pm 0,03	0,13 - 0,24
Öörändurid	3535,69 \pm 456,24	2646,22 - 4432,27	4840,89 \pm 629,52	3610,25 - 6079,88

Öörändurite puhul on täpne liigiline ja arvuline koosseis teadmata. Öiste audiosalvestiste andmetel oli arvukaimaks linnurühmaks värvulised, eriti sügisel, kui nende arvele langes üle 90% kontaktidest. Arvukaimateks liikideks olid audiosalvestiste andmetel punarind, laulu- ja vainurästa. Laulurästa kontaktid moodustasid sügisel (suurema öörändurite kontaktide arvuga sesoon) 30%, vainurästa kontaktid 10% ja punarina kontaktid 27% kõigist registreeritud kontaktidest. Kui oletada, et audiosalvestiste põhjal leitud protsendid kehtivad kõigi öörändurite puhul, läbiks arendusala sügisel 2,2% Euroopa laulurästastest, 2,1% vainurästastest ning 0,9% punarindadest. Sellise arvutuse tulemused on väga ligikaudsed, kuid arvestades ka öörändurite arvukushinnangute suurt absoluutväärtust on arendusala väärtus hinnatud väga kõrgeks.

Tabel 34. Läbirändajate sesoonsed arvukushinnangud ning nende osakaal biogeograafilise asurkonna suurusel

Liik / rühm	Sesooni arvukushinnang	Sesoon	1% biogeograafilise asurkonna suurusel (Wetlands International)	Läbirändajate osakaal biogeograafilise asurkonna suurusel, %
Kaurid (<i>Gavia stellata</i> , <i>G. arctica</i>)	32928	kevad	4453*	7,4
Kormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	67566	sügis	6200	10,9
Haned ja lagled	130469	kevad	12316*	10,6
Viupart (<i>Mareca penelope</i>)	87993	sügis	14000	6,3
Merivart (<i>Aythya marila</i>)	42733	sügis	2600	16,4
Mustvaeras (<i>Melanitta nigra</i>)	102152	kevad	7500	13,6
Tõmmuvaeras (<i>Melanitta fusca</i>)	112613	kevad	3000	37,5
Aul (<i>Clangula hyemalis</i>)	466922	kevad	16000	29,2
Sookurg (<i>Grus grus</i>)	88022	sügis	1500	58,7
Kahlajad	18514	kevad	11179*	1,7
Ännid (<i>Stercorarius parasiticus</i>)	12868	kevad	1000**	12,9
Kalakajakas (<i>Larus canus</i>)	70790	sügis	16400	4,3
Väikekajakas (<i>Hydrocoloeus minutus</i>)	12296	sügis	1300	9,5
Tiirud (<i>Sterna hirundo</i> , <i>S. paradisaea</i>)	61038	kevad	16606*	3,7
Öörandurid	4399785	sügis	?	?

* 1% leiti rühma kuuluvate peamiste liikide ühtede protsentide kaalutud keskmisena.

Kaaludena kasutati vastavate liikide osakaalu visuaalsetel vaatlustel.

** Wetlands International ei anna selle liigi arvukushinnanguid. 1% söödikänni asurkonna arvukusest arvutati Euroopa populatsiooni arvukuse põhjal ([Stercorarius parasiticus \(Arctic Jaeger\)](https://www.iucnredlist.org/species/12868) ([iucnredlist.org](https://www.iucnredlist.org)))

Kokkupõrkeriski ohustatuse hindamiseks kasutatud skaala on toodud tabelis 35. Väga madala mõju piiiriks lugesime kokkupõrgete prognoosi alla 1 isendi aastas. Madala ja keskmise mõju vahelist piiri on raske täpselt määrata. Keskmiseks lugesime kokkupõrkeriski ohustatuse sookure ja öörandurite puhul. Sookure puhul lähtusime kokkupõrgete arvu suhteliselt suurest absoluutväärtusest ja alade väga suurest tähtsusest sookure läbirändealana. Mõningaid kaalutlusi seoses sookurele avalduva kumulatiivse mõjuga on toodud tagapool vastavas peatükis. Öörandurite puhul arvestasime lisaks kokkupõrgete prognoosi suurele absoluutväärtusele ka nendega seotud suurt teadmatust nii arvukuse kui liigilise koosseisu osas, tuuleparkide ohutusvalgustuse võimalikku ligimeelitavat mõju ja tavaliikide arvukuses valitsevaid langustrende. Hanede puhul piirdusime madala olulisusega. Kokkupõrkeriski hinnang kehtib liigirühma kohta, jaotudes kolme peamise liigi vahel (rabahani, suur-laukhani ja valgepõsk-lagle), kes on tänapäeval heas seisundis.

Tabel 35. Ohustatus kokkupõrkeriski poolt

Ohustatus	
kõrge	Kokkupõrgete arv on väga suur, tuulepark üksi avaldaks asurkonnale olulist negatiivset mõju.
keskmine	Kokkupõrgete arv on märkimisväärne, arvestades tuuleparkide suurt arvu ja sellega seotud raskelt prognoositavat kumulatiivset mõju võib avaldada negatiivset mõju asurkonnale tervikuna.
madal	Aastas toimuvad üksikud kokkupõrked. Mõju liigi asurkonnale tervikuna esineb, kuid on loodetavasti nõrk.
väga madal	Kokkupõrgete arv on tühine, igal aastal ei pruugi toimuda ühtki kokkupõrget.

Kokkupõrgete arvu prognoosid moodustavad väikese osa biogeograafiliste asurkondade suuruselt (tabel 36). Ohustatus kokkupõrkeriski poolt jääb erinevatel liikidel ja liigirühmadel vahemikku väga madal - keskmine. Arendusala tähtsus läbirändealana on väga kõrge ja kokkupõrkeriski olulisus ulatub madalast kuni tugevani (sookurg, öörandurid; tabel 37). On võimalik, et tuulepark avaldab koos teiste tuuleparkide raskelt prognoositava kumulatiivse mõjuga negatiivset mõju lindude asurkondadele. Negatiivse mõju vähendamiseks oleks vajalik leevendusmeetmete kasutamine.

Tabel 36. Läbirändajate kokkupõrgete arvu osakaal biogeograafilise asurkonna suuruselt piirivariandi nr 2 korral

Liik / rühm	Aastane kokkupõrgete arvu hinnang	1% biogeograafilise asurkonna suuruselt	Kokkupõrgete osakaal biogeograafilise asurkonna suuruselt, %
Tuulik A			
Kaurid (<i>Gavia stellata</i> , <i>G. arctica</i>)	0,88	4453	0,000198
Kormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	2,32	6200	0,000374
Haned ja lagled	193,02	12316	0,015672
Viupart (<i>Mareca penelope</i>)	23,28	14000	0,001663
Merivart (<i>Aythya marila</i>)	0,9	2600	0,000346
Mustvaeras (<i>Melanitta nigra</i>)	0,25	7500	0,000033
Tõmmuvaeras (<i>Melanitta fusca</i>)	0,98	3000	0,000327
Aul (<i>Clangula hyemalis</i>)	0,09	16000	0,000006
Sookurg (<i>Grus grus</i>)	76,23	1500	0,050820
Kahlajad	11,14	11179	0,000997
Ännid (<i>Stercorarius parasiticus</i>)	0,57	1000	0,000570
Kalakajakas (<i>Larus canus</i>)	0,99	16400	0,000060
Väikekajakas (<i>Hydrocoloeus minutus</i>)	0,34	1300	0,000262
Tiirud (<i>Sterna hirundo</i> , <i>S. paradisaea</i>)	0,11	16606	0,000007
Öörandurid	3535,69	?	?
Tuulik B			

Liik / rühm	Aastane kokkupõrgete arvu hinnang	1% biogeograafilise asurkonna suurus	Kokkupõrgete osakaal biogeograafilise asurkonna suurusel, %
Kaurid (<i>Gavia stellata</i> , <i>G. arctica</i>)	1,35	4453	0,000303
Kormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	3,56	6200	0,000574
Haned ja lagled	249,81	12316	0,020283
Viupart (<i>Mareca penelope</i>)	28,23	14000	0,002016
Merivart (<i>Aythya marila</i>)	1,44	2600	0,000554
Mustvaeras (<i>Melanita nigra</i>)	0,32	7500	0,000043
Tõmmuvaeras (<i>Melanitta fusca</i>)	1,57	3000	0,000523
Aul (<i>Clangula hyemalis</i>)	0,17	16000	0,000011
Sookurg (<i>Grus grus</i>)	88,58	1500	0,059053
Kahlajad	12,34	11179	0,001104
Ännid (<i>Stercorarius parasiticus</i>)	0,75	1000	0,000750
Kalakajakas (<i>Larus canus</i>)	1,55	16400	0,000095
Väikekajakas (<i>Hydrocoloeus minutus</i>)	0,5	1300	0,000385
Tiirud (<i>Sterna hirundo</i> , <i>S. paradisaea</i>)	0,18	16606	0,000011
Öörandurid	4840,89	?	?

Tabel 37. Kokkupõrkeriski olulisus läbirändajatele piirivariandi nr 2 korral

Liik / rühm	Ala tähtsus	Ohustatus tuulepargi poolt	Kokkupõrkeriski olulisus
Kaurid (<i>Gavia stellata</i> , <i>G. arctica</i>)	väga kõrge	madal	keskmine
Kormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	väga kõrge	madal	keskmine
Haned ja lagled	väga kõrge	madal	keskmine
Viupart (<i>Mareca penelope</i>)	väga kõrge	madal	keskmine
Merivart (<i>Aythya marila</i>)	väga kõrge	madal	keskmine
Mustvaeras (<i>Melanita nigra</i>)	väga kõrge	väga madal	madal
Tõmmuvaeras (<i>Melanitta fusca</i>)	väga kõrge	madal	keskmine
Aul (<i>Clangula hyemalis</i>)	väga kõrge	väga madal	madal
Sookurg (<i>Grus grus</i>)	väga kõrge	keskmine	tugev
Kahlajad	väga kõrge	madal	keskmine
Ännid (<i>Stercorarius parasiticus</i>)	väga kõrge	väga madal	madal
Kalakajakas (<i>Larus canus</i>)	väga kõrge	madal	keskmine
Väikekajakas (<i>Hydrocoloeus minutus</i>)	väga kõrge	väga madal	madal
Tiirud (<i>Sterna hirundo</i> , <i>S. paradisaea</i>)	väga kõrge	väga madal	madal
Öörandurid	väga kõrge	keskmine	tugev

Vähendatud piirivariandi nr 3 korral väheneb nii tuulepargi laius kui ka tuulikute arv, millega kaasneb ka hukkumisriski vähenemine. Hukkumisriskid vähendatud piirivariandi jaoks leiti sama tarkvara kasutades (R pakett “stochLAB”, Caneco et al. 2022). Samaks jäi ka enamus

modelleerimisel kasutatud parameetreid (Castillo, Liedtke & Welcker 2024), muudeti ainult tuulepargi laiust (13,67 km) ja tuulikute arvu (80). Olulisemate linnurühmade hukkmisriskid piirivariandi nr 3 korral ning selle võimalik mõju on toodud tabelites 38 ja 39. Ülejäänud liikide ja liigirühmade kokkupõrkeriskid olid väga madalad juba suurema piirivariandi nr 2 korral ja nende ümberarvutamine piirivariandi nr 3 jaoks ei oma praktilist tähtsust.

Tabel 38. Läbirändajate kokkupõrgete arvu osakaal biogeograafilise asurkonna suuruselt piirivariandi nr 3 korral

Liik / rühm	Aastane kokkupõrgete arvu punkthinnang	Aastase kokkupõrgete arvu 95% usaldusvahemik	1% biogeograafilise asurkonna suuruselt	Kokkupõrgete osakaal biogeograafilise asurkonna suuruselt, %
Tuulik A				
Haned ja lagled	144,18	117,50 - 171,55	12316	0,011707
Sookurg (Grus grus)	49,33	38,25 - 60,75	1500	0,032887
Öörandurid	2617,4	1950,5 - 3288,0	?	?
Tuulik B				
Haned ja lagled	187,17	152,45 - 222,71	12316	0,015197
Sookurg (Grus grus)	58,32	45,19 - 71,81	1500	0,038880
Öörandurid	3635,0	2705,4 - 4577,0	?	?

Tabel 39. Kokkupõrkeriski olulisus läbirändajatele piirivariandi nr 3 korral

Liik / rühm	Ala tähtsus	Ohustatus tuulepargi poolt	Kokkupõrkeriski olulisus
Haned ja lagled	väga kõrge	madal	keskmine
Sookurg (Grus grus)	väga kõrge	keskmine	tugev
Öörandurid	väga kõrge	keskmine	tugev

Pesitsejate puhul vaadeldi kokkupõrkeriski nelja projektiala mõjutsoonis kõige olulisema liigi (kalakajakas, rand-, jõgi- ja tutt-tiir) puhul. Projektiala tähtsus kõigi nimetatud liikide puhul on kõrge, arvukused pesitsejana ületavad 1% Eesti arvukushinnangust (tabel 30). Kokkupõrkeriskide prognoosid olid kõigi vaadeldud liikide puhul madalad (tabel 40) ja kokkupõrkeriski olulisus pesitsejate jaoks on kokkuvõttes madal (tabel 41).

Tabel 40. Pesitsejate kokkupõrgete arvu hinnang aastas (Burger et al. 2024)

Liik	Tuulik A 275 m		Tuulik B 310 m	
	Keskmine ± SD	95% usaldusvahemik	Keskmine ± SD	95% usaldusvahemik
kalakajakas (<i>Larus canus</i>)	0,07±0,03	0,01-0,14	0,09±0,05	0,02-0,2
jõgitiir (<i>Sterna hirundo</i>)	0	0	0	0
randtiir (<i>Sterna paradisaea</i>)	1,19±0,52	0,3-2,27	1,51±0,66	0,39-2,89
tutt-tiir (<i>Thalasseus sandvicensis</i>)	3,63±1,81	0,94-7,85	4,5±2,24	1,17-9,72

Tabel 41. Kokkupõrkeriski olulisus pesitsejatele

Liik / rühm	Ala tähtsus	Ohustatus tuulepargi poolt	Kokkupõrkeriski olulisus
kalakajakas (<i>Larus canus</i>)	kõrge	Väga madal	ebaoluline
jõgitiir (<i>Sterna hirundo</i>)	kõrge	Väga madal	ebaoluline
randtiir (<i>Sterna paradisaea</i>)	kõrge	Madal	madal
tutt-tiir (<i>Thalasseus sandvicensis</i>)	kõrge	Madal	madal

Eesti rannikul asub hulgaliselt I kaitsekategooria liigi merikotka (*Haliaeetus albicilla*) pesi. Ohutuse tagamiseks peetakse vajalikuks maksimaalselt 6 km laiust tsooni pesa ümber (Eesti Ornitoloogiaühing ja Kotkaklubi 2022). Käsitlev tuulepargi ala asub lähimast merikotka pesast rohkem kui 10 km kaugusel ja kokkupõrkeriski arvutamiseks ei ole merikotka puhul sisulist vajadust.

Kaudsed mõjud

Sarnaselt ehitusfaasile võivad ka eksploatatsioonifaasis peatuvaid veelinde mõjutada nii saagirohkuse muutused kui ka reostusohu. Saagirohkust võib mõjutada merepõhja kadu tuulikute vundamentide all, veealune tuulikute ja hoolduslaevade poolt põhjustatud müra, uue kõva substraadi kui põhjaorganismide kinnituskoha lisandumine, elektromagnetilised väljad, setete soojenemine kaablite kohal ja kalapüügile seatavad piirangud (Moray West 2018). Erinevalt enamusest tuulikutega seotud teguritest võivad uue kõva substraadi lisandumine ja kalapüügile seatavad piirangud avaldada positiivset mõju.

Reostusohu võivad põhjustada kahjulike ainete eraldumine keskkonda tuulikute ja nende hooldamiseks kasutatava tehnikaga toimunud avariide ning lekete tagajärjel. Avariide ja lekete realiseerumise tõenäosus tööde hoolikal läbiviimisel on väike. Tuulikute hooldusel kasutatavad laevad on tõenäoliselt väiksemad kui ehitusfaasis kasutatavad, järelikult on väiksem ka nende pardal olev ja avarii korral keskkonda eralduda võiva kütuse hulk.

Tuulepargi ekspluatatsiooniga seotud mõju põhjaorganismidele ja kaladele ning võimalikku reostusohu hinnatakse täpsemalt keskkonnamõju teiste teemade raames.

Keskkonnameetmed

Käesoleval juhul vajavad leevendamist meretuuleparkide rajamisega kaasnevad mõjud nagu väljatõrjumis-, kokkupõrke- ja ehitusaegne häirimisrisk. Lindudega seotud ohtude leevendamiseks on välja pakutud rida leevendusmeetmeid (Croll *et al.* 2022, Drewitt and Langston 2006, Gode 2020, Gove *et al.* 2013, May *et al.* 2015, Mägi ja Saag 2024). Väljatõrjumisrisiki puhul on reaalsete meetmete arv piiratud, rohkem võimalusi on kokkupõrkeriski leevendamiseks.

Väljatõrjumisrisiki leevendusmeetmed

Kavandatava meretuulepargi rajamisega kaasnevaks suurimaks probleemiks on käesoleval juhul tuulepargi potentsiaalne väljatõrjuv mõju. Väljatõrjuva mõju puhul on kõige efektiivsemaks ja reaalseks leevendusmeetmeks vältida lindude jaoks olulisemate peatumisalade hõivamist. Saare-Liivi uuringute tulemustena selgus, et uuringuala on erinevates osades oluline sukelpartide peatumisala. Käesoleval juhul vajavad tähelepanu eelkõige kaks liiki - aul ja tõmmuvaeras. Mõlema liigi levik alal on erinev ja sellest tulenevalt asuti rakendama välistavat leevendusmeetmet, et otsida vähendatud alternatiivi arendustegevuseks, millega olulised liikide peatumisalad tagada. Üheks teguriks variantide väljatõrjutamisel oli ka meretuulepargi hinnanguline koguvõimsus, et säiliks projekti majanduslik tasuvus ning teostatavus. Töö käigus tekkis mitmeid alternatiive, millest käesoleva aruande hindamise jõudsid vähendatud arendusalternatiivid, n° piirivariandid nr 2 ja 3.

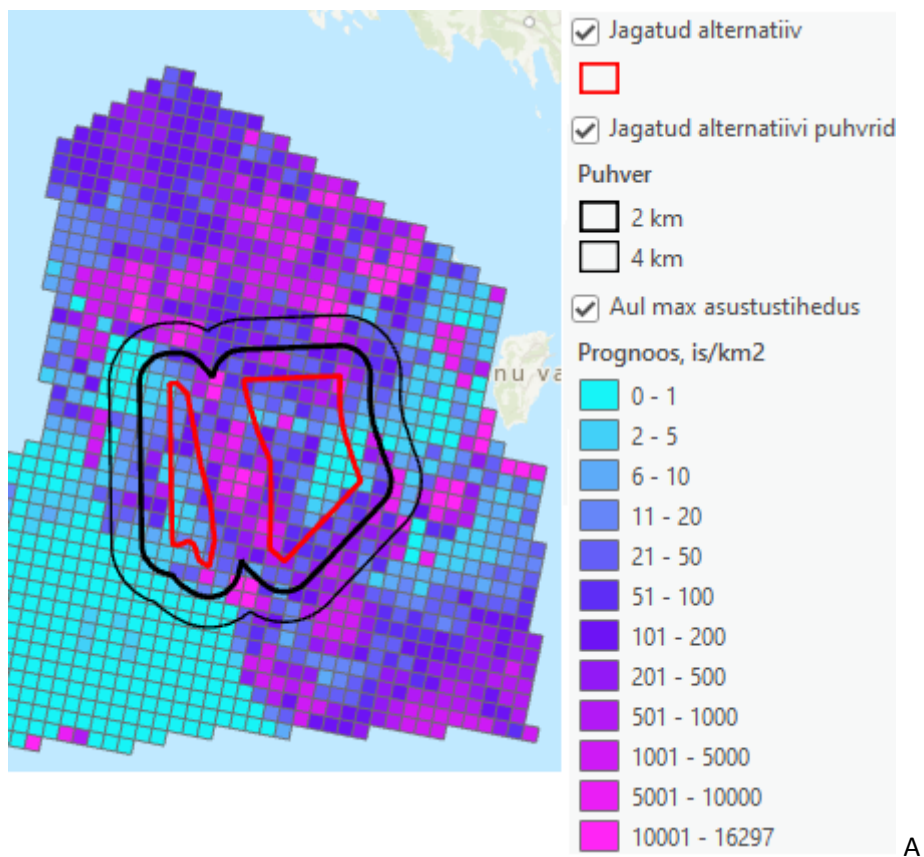
Mõlema leevendusmeetmena välja töötatud variandi puhul loobuti algse ala (piirivariant nr 1) lõunaotsast, kus esinesid auli kõrged asustustihedused. Samuti jäeti välja hiljem piirivariandi nr 1 ja 2 põhjaosa, kus esinesid samuti auli kui ka tõmmuvaera kõrged asustustihedused. Vahepealsete võimalike variantidena hinnati vähendatud arendusala variandina, mille puhul tuulepark jagati kaheks osaks, jättes nende vahele laiema koridori (joonis 88). Jagatud vähendatud variant oleks eelistatud auli puhul, kui oletada, et linnud jätkavad ala keskel asuvate karide kasutamist ja koridor kergendab ligipääsu karidele. Teise vaatluse all oleva variandi puhul vähendati veelgi tuulepargi ala kirdenurka, mis on tõmmuvaera olulise peatumisala osa (joonis 89). Teise variandi puhul ei kavandata tuulikuid karide elupaikadele kuid selle variandi puhul ei teki võimaliku koridori ja ligipääsu karideni.

Kahest vähendatud piirivariandist osutus valituks vähendatud kirdenurgaga variant ehk piirivariant 3. Peamiseks põhjuseks see, et jagatud ja jäetava koridori variandi puhul jäeksid karid siiski kavandatava tuulepargi võimalikku mõjualasse ehk mõlema poole puhvid, arvestatuna 2 km laiuse puhvriga, kataksid siiski karide osa ning ala kasutamine aulide poolt on siiski ebaselge. Teiseks arvatakse olemasolevate kirjandusandmete põhjal, et tõmmuvaera puhul on tegelikult tuulepargi alalt välja tõrjutud lindude osakaal suurem (70-90 %) kui auli puhul (30-70%; Jacobsen & Tjørnløv 2024). Auli talvine levik vähendatud piirivariandi nr 3 puhul oli seotud peamiselt ala keskel paiknevate karidega. Otseselt karidele tuulikute paigaldamist ei kavandata. Karid jäävad siiski naabruses paiknevate tuulikute mõjutsooni ja nende kasutamine lindude poolt on ebaselge (joonis 90). Mitmed uuringud samas näitavad, et merelindude väljatõrjumine avamere tuuleparkide tõttu ei pruugi olla püsiv ning et mõned liigid on võimelised harjuma ja koos elama avamere tuuleparkidega (Jacobsen & Tjørnløv 2024; Scott-Hayward et al. 2024).

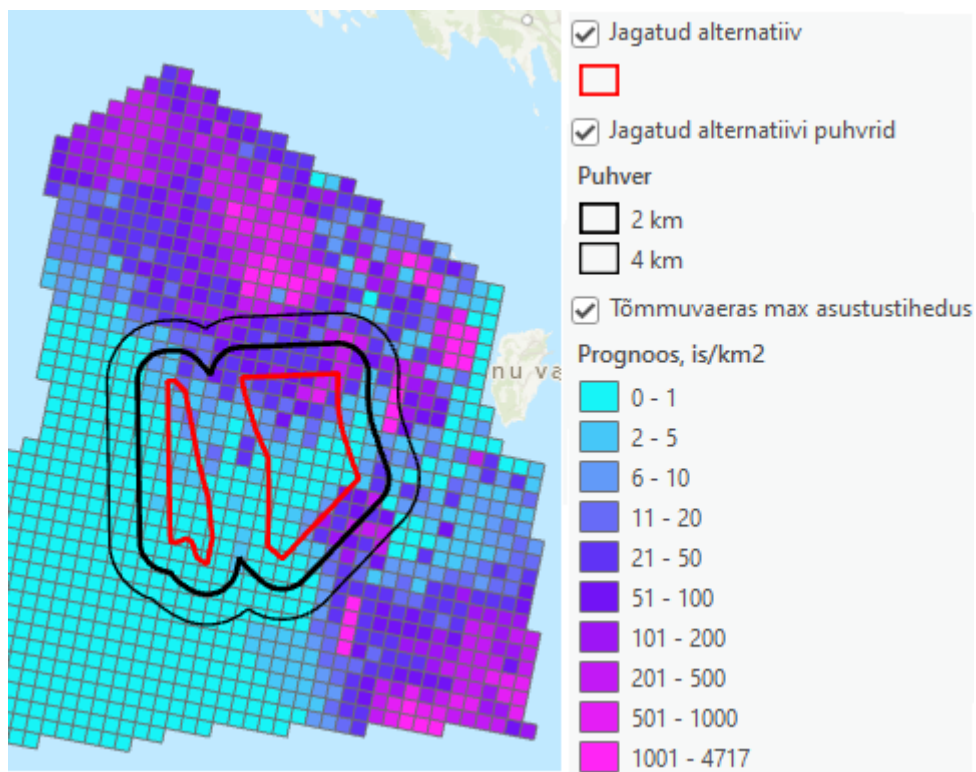
Peatuvate veelindude arvukust ja võimalikku tuulepargi väljatõrjuvat mõju piirivariandi nr 3 korral on käsitletud eelnevalt vastavates peatükkides. Sellise piirivariandi puhul on alal peatuvate veelindude arvukus tunduvalt väiksem. Mõju hindamistes aluseks võetud väljatõrjumäärasid arvestades (Jacobsen & Tjørnløv 2024) jäävad välja tõrjutud lindude arvud ekspertide soovitatud liberaalse väljatõrjumismäära variandi korral alla 1% biogeograafilisest asurkonnast (tabel 29).

Kokkuvõttes, kuna kavandatava Saare-Liivi meretuulepargi esialgse ala põhja kui ka lõunaosa on oluline peatumisala eelkõige aulide ja tõmmuvaerastele, on olulise ebasoodsa mõju vähendamiseks vajalik rakendada järgnevaid meetmeid:

- 1) Saare-Liivi arendusala vähendamine, et tagada olulisemad peatumisalad sukelpartidele uuringuala erinevates osades. Arendustegevusena on võimalik üksnes vähendatud arendusala piirivariant nr 3 ulatuses, et vähendada olulise keskkonnamõju teket.
- 2) Lisaks esialgse arendusala vähendamisele oleks oluline tagada piirivariandist 3 väljapoole jäävate peatumisalade (joonis 89) puutumatus edasistest arendustegevustest. Käesoleva aruande järelalusena neile peatumisaladele praeguses menetluses tuulikut ei kavandata. Meetme efektiivsuse tagamiseks (ja teistes võimalikes menetlustes tagamiseks) on vajalik olulised peatumisalad liita olemasoleva kaitsealade võrgustikuga.
- 3) Piirialternatiiv nr 3 rakendamisel tuleb jätta tuulikute vahel karide elupaigatüübid kui võimalikud olulised sukelpartide peatumisalad. Edaspidi on oluline järelseire, et selgitada välja kui suures ulatuses hakkavad sukelpardid tuulikute vahel paiknevat väikese pindalaga ala kasutama. Sellise seire tulemused on olulised järgmiste tuuleparkide arendajate jaoks.

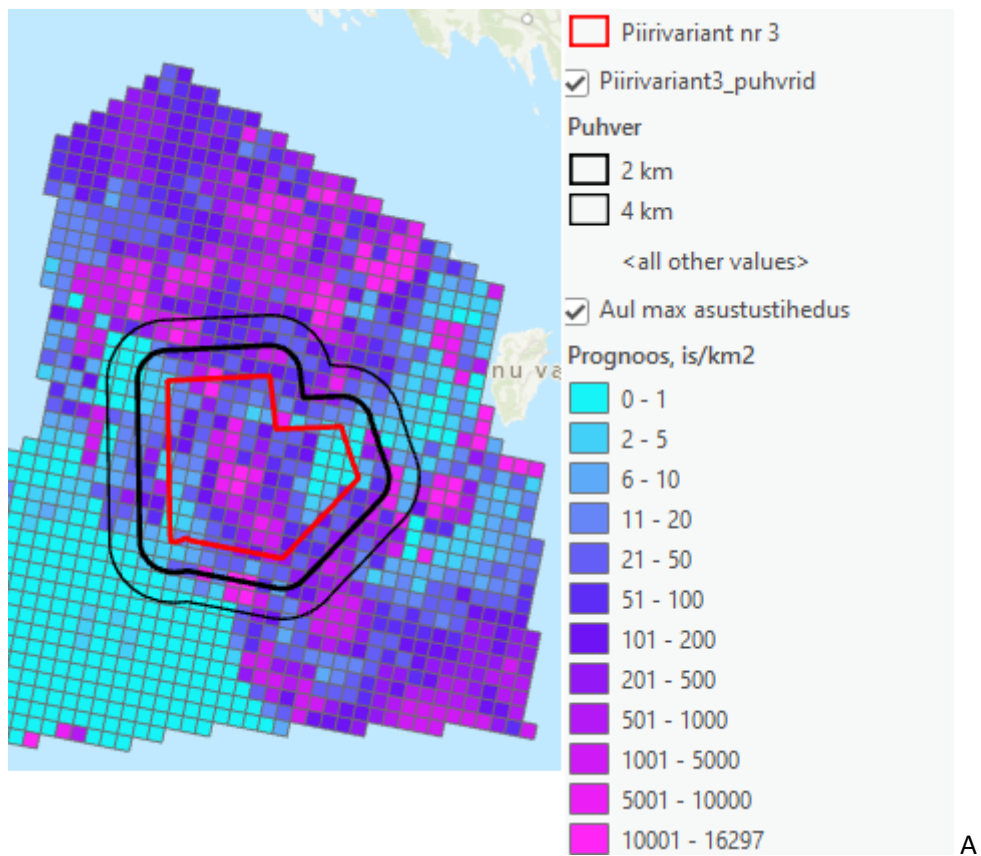


A

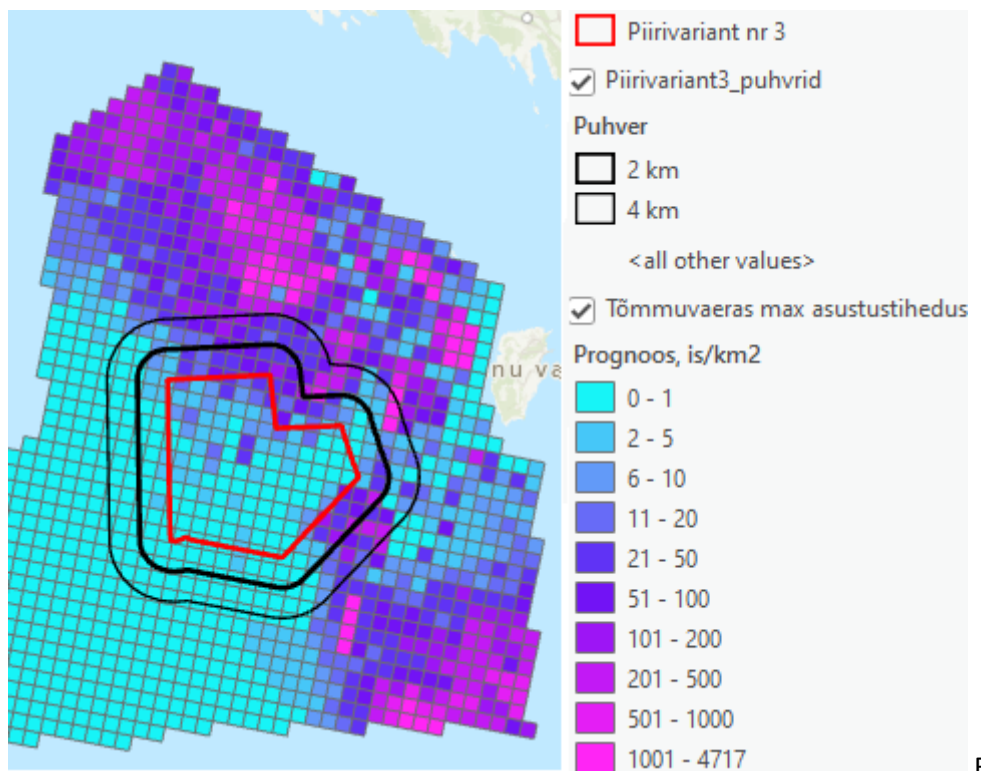


B

Joonis 88. Jagatud vähendatud piirivariant tulenevalt auli (A) ja tõmmuvaera (B) levikust

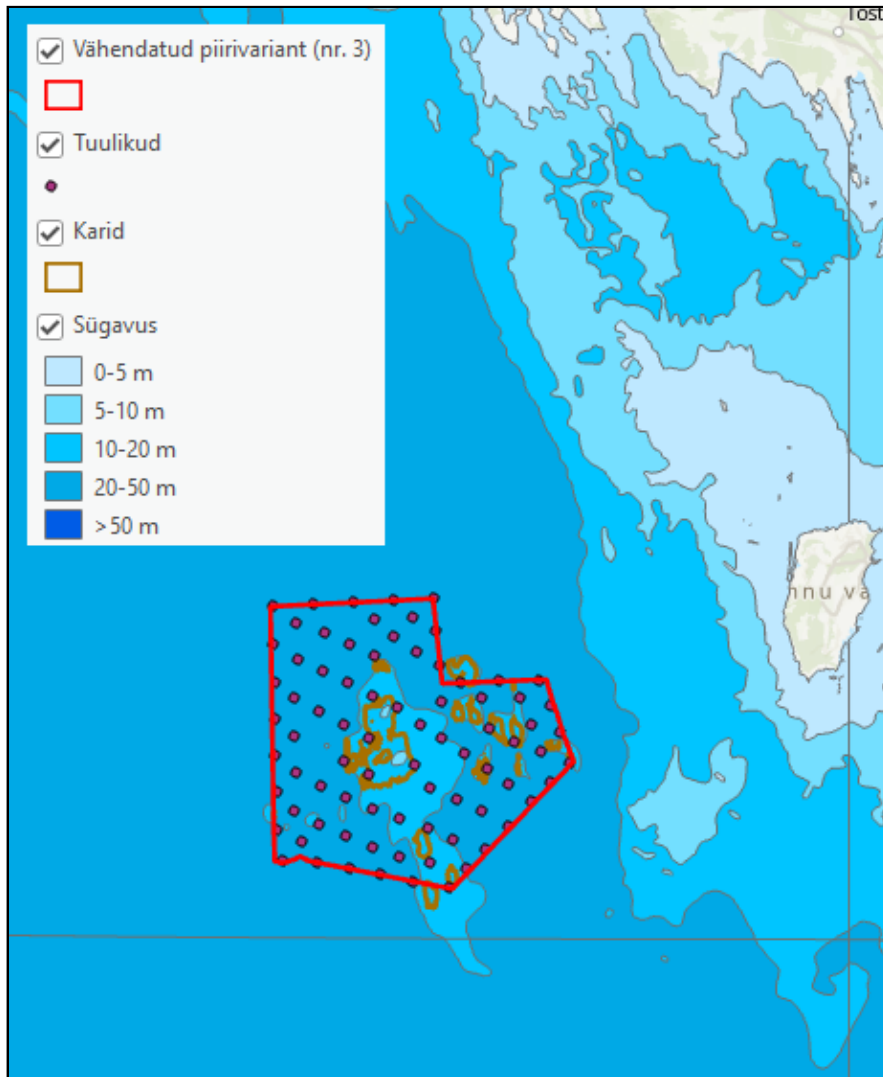


A



B

Joonis 89. Vähendatud piiirivariant nr 3 tulenevalt auli (A) ja tõmmuvaera (B) levikust



Joonis 90. Kavandatud tuulikute võimalikud asukohad

Kokkupõrkeriski leevendusmeetmed

Saare-Liivi kavandatav tuulepargi poolt põhjustatud kokkupõrkeriskid on enamasti madalad. Kuid arvestades raskelt prognoositavate kumulatiivsete mõjudega on vajalik ka leevendusmeetmete rakendamine kokkupõrkeriski vähendamiseks. Käesoleval juhul võiksid olla rakendatavad järgmised.

1) Tuulikute paigutus. Tuulikud oleks soovitatav paigutada ridadesse, mille suund ühtib valdava rändesihiga. Valdavaks rändesihiks on käesoleval juhul kirre-edel. Arendaja on vastavat soovitusi tuulepargi kavandamisel arvestanud (joonis 90).

2) Tuulikute märgatavamaks muutmine. Mitmesuguste meetoditega on võimalik muuta tuulikuid lindudele märgatavamaks (May *et al.* 2015, Drewitt and Langston 2006, Gove *et al.* 2013). Erinevate meetodite efektiivsuse osas märgitakse enamasti täiendavate uuringute vajadust. Üheks viimastest soovitustest on värvida rootori labad ja tuuliku mast kontrastselt musta-valge vöödiliseks (Martin and Banks 2023). Juhul, kui värvida vöödiliseks osa paigaldatavatest tuulikuid, oleks võimalik eksploatatsiooniaegse seire käigus kontrollida sellise meetodi efektiivsust. Sellistest andmetest võiksid olla huvitatud ka tuulikute tootjafirmad.

3) Kui tehniliselt ja seadusandlikult võimalik, vähendaks lindude kokkupõrkeriski lennuohutuse huvides kasutatava valgustuse väljalülitamine ajaks, kui piirkonnas ei ole madalal lendavaid lennukeid.

4) Tuulikute peatamine lindude intensiivse rände ajal. Kokkupõrkeriski on võimalik vähendada rootorite peatamisega kõige intensiivsema rände ajal (May *et al.* 2015). Kõige intensiivsem ränne on sageli koondunud vähestele päevadele, seetõttu ei kaasneks meetme rakendamisega väga suurt majanduslikku kahju. Täpsuse ja efektiivsuse huvides tuleks meetme rakendamist vajavate aegade tuvastamiseks kasutada kõrgtehnoloogilisi vahendeid. Millises vormis kriteeriume intensiivse rände piiritlemiseks suudab kasutatav tehnoloogia rakendada sõltub lõplikult pärast vastava tehnoloogia väljalimist.

Leevendusmeetmete efektiivsuse osas on tänasel päeval veel palju teadmatust (Croll *et al.* 2022). Tehnika areng on väga kiire ja pidevalt pakutakse välja uusi lahendusi. Avamere tuulepargi planeerimise protsess on pikk ja selle aja jooksul võib lisanduda uusi teadmisi ja tehnilisi võimalusi. Soovitatav on hukkumisriski vähendamiseks kasutatavate leevendusmeetmete osa uuesti üle vaadata vahetult enne tuulepargi rajamise algust.

Ehitusaegse häirimisriski leevendusmeede

Ehitusaegset häirimisriski on võimalik leevendada tööde läbiviimise aja valikuga. Erinevad liigid eelistavad alal peatuda erinevatel sesoonidel, kuid piirivariandi nr 3 korral on kõige tundlikumaks liigiks aul talvel ja tõmmuvaeras kevadel. Seega tuleks vältida tuulepargi rajamist talvel (detsember-märts) kogu piirivariant nr 3 alal ja kevadel (aprill-mai) piirivariandi nr 3 põhja- ja kaguosas (joonis 91). Kevadise ehitustöödevaba ala piiritlemisel on lähtutud peatuvate veelindude levikust ja võimalikust ehitustöid teostavate laevade poolt põhjustatud häirimiskaugusest, toetudes kirjanduses avaldatud andmetele (Fließbach *et al.* 2019).



Joonis 91. Ehitusaegse häirimisriski leevendusmeede kevadel.

Täiendavad parendavad meetmed linnustiku kaitseks

Kuigi kõige olulisem ja tõhusam on kasutada vältimis- ja minimeerimismeetodeid meretuuleparkide kaasneva mõju vähendamiseks, on iga lähenemisviisi puhul teostatavate leevendusmeetmete rakendamine piiratud, mis muudaksid kavandatavast tegevusest tuleneva mõju olematuks. Kuna meretuuleparkidega arenduste kohta ei ole kogunenud veel piisavalt keskkonnaalast järelseire infot ning kavandatavate tuuleparkide tehnoloogilised lahendused (sh tuulikute suurus ja parameetrid) on jätkuvas kasvus, kaasneb mõjude prognoosimisel palju määramatust ja ebaselgust. Täiendavaid meetmeid tuleks kasutada, et minimeerida meretuuleparkidega kaasnevat võimalikku negatiivset jääkmõju.

Soovitame järgmiste täiendavate riigipoolsete meetmete kasutuselevõttu:

- 1) Olemasolevate ja arendatavate tuuleparkide andmete koondamine ja kompleksne analüüs. Kumulatiivsete mõjude piisav analüüs käib arendajatele eraldi võetuna ilmselgelt üle jõu. Otsitakse väljapääsu ainult väheste kättesaadavate andmete kasutamises, mis ei anna aga mõjudest terviklikku ja piisavat ülevaadet.
- 2) Seni kaitsmata oluliste veelindude peatumislade kaitse alla võtmine. Ettepanekud kaitsealade moodustamiseks on suures osas juba esitatud Eesti Ornitoloogiaühingu poolt. Täiendavalt vajaksid kaitse alla võtmist veel Utilitase tuulepargi uuringute ajal välja selgitatud olulised veelindude peatumisalad väljaspool vähendatud piirivarianti nr 3. Selleks vajalik alade kaitse alla võtmise ettepanek tuleb koostada iseseisva dokumendina ning eraldiseisvas menetluses.
- 3) merelindude kaitsefondi loomine, kuhu arendaja maksab teatud summa aastas tuulepargi ehituse, opereerimise ja demonteerimise vältel. Fondi vahendeid kasutatakse merelinnustiku kaitsetegevuste elluviimiseks. Utilitas Wind OÜ on kinnitanud, et on valmis linnustiku kaitsetegevusse panustama.

Kumulatiivsed mõjud

Mitmete meretuuleparkide rajamisega kaasnev kumulatiivne mõju võib olla suurem kui üksikute meretuuleparkidega hinnatud kaasnev mõju. Meretuuleparkide mõju võib aga avalduda kumulatiivsete mõjude kontekstis, mis on seotud mitme muu arenguga liikide levikualadel, samuti muude looduslike ja antropogeensete stressiteguritega ning seega on väga raskesti hinnatav ja prognoositav.

Selleks, et adekvaatselt hinnata tuuleenergia arendamise kumulatiivset mõju merelinnuliikidele, peaksime teadma:

1) Meretuuleparkide mõju ulatust ja selle mõju demograafilistele näitajatele (nt väljatõrjumise osakaal, suremus, vähenenud reproduktsioon), 2) Meretuuleparkide eeldatav ulatus täieliku väljaehitamise korral (nt arenduste arv, turbiinide arv), 3) mõjutatud populatsiooni või liikide osakaal piirkondlikul kui regionaalsel tasandil ja 4) muude stressitegurite mõju demograafilistele näitajatele (nt toitumisalade olemasolu, laevandus, kliimamuutused jne).

Üldiselt viiakse kehtiva praktika alusel kumulatiivse mõju hindamisi läbi juba hindamise läbinud või loa saavutanud üksikute projektide tasandil, kuna need on informatiivsemad ja nende kohta on teada kohapõhised uuringu andmed ja mõju hinnangud kaasnevate mõjude osas. Veelinnud kasutavad oma elutsükli jooksul siiski väga suuri alasid. Anda hinnang ainult mingi väikese osa kohta sellest alast on tänasel päeval sageli ainus võimalus, kuid probleemi tervikuna see siiski ei lahenda

Eesti vetest on meie käsutuses seni käesoleva aruande koostamise ajahetkeks ühe kavandatava tuulepargi (Saare Wind Energy) andmed (Eesti Ornitoloogiaühing 2023). Saare Wind Energy ja Saare-Liivi meretuulepargi esialgne ala asetsevad risti peamise rändesuuna suhtes ja nende vaheline minimaalne kaugus on 87 km. Seega ei ole tõenäoline, et samad linnud kohtuksid läbirändel või pesitsuse ajal mõlema tuulepargiga ja barjääriefektid summeeruksid. Kumulatiivse mõjuna vääriskid tähelepanu kokkupõrkeriskid teatud liikide puhul, nt öörändurid ja sookurg. Saare Wind Energy tuulepark ei ole oluline lindude peatumisala.

Lisaks Saare-Liivi kavandatavale meretuulepargi mõjude hindamisele on samas arendusfaasis lähedale kavandatav teine meretuulepargi arendus – Liivi lahe meretuulepark. Liivi lahe meretuulepargi alal KMH raames läbi viidud linnustiku uuringu aruannet ega KMH aruannet ei ole veel avalikustatud (seisuga 26.11.2024), küll on aga esitletud osalisi linnustiku uuringu tulemusi Liivi lahe kavandatava ala osas (<https://liivimeretuulepark.ee/.resources/liivimeretuulepark/webresources/assets/pdf/KMH-linnustik.pdf>). Esitluse alusel on Liivi lahe meretuulepargi puhul peetud

tähelepanuväärivateks mõjudeks merelindude ümberpaiknemist ehitusjärgselt ja lindude kokkupõrkeriski tuulikutega. Mõju on hinnatud projekti realiseerimisel kogu ruumilise ala ulatuses ebaoluliseks rakendades selleks vajalike leevendusmeetmeid (viimased esitluses nimetamata). Avaldatud andmetest ei selgunud liikide maksimaalsed arvukushinnangud alal Liivi lahe KMH raames läbi viidud uuringute tulemusel. Seega pole käesoleval hetkel võimalik anda täpseid hinnanguid väljatõrjumisrisi ega kokkupõrgete osakaaluga kaasnevate mõjude osas kahe pargi mõjude kumuleerumisel.

Väljaspool Liivi lahe tuulepargi KMH-d läbi viidud uuringute tulemuste põhjal on teada, et tegemist on olulise veelindude peatumisalaga. Näiteks loendati Liivi lahe tuulepargi alal 25.04.2022 15482 tõmmuvaerast ja 18.04.2024 5127 tõmmuvaerast. Mõlemal juhul ületab juba loendustulemus 1% tõmmuvaera biogeograafilise asurkonna suuruselt (3000 isendit). Loendused ei katnud ala täielikult ja tegelik peatuvate lindude arvukus oli mõlemal juhul veelgi suurem.

Olenemata piirivariandist algab arendusala läheduses Pärnu lahe rahvusvahelise tähtsusega linnuala (joonis 77). Nimetatud linnuala kaitse-eesmärkide hulgas on nii kauride kui ka sukelpartide peatumisalade kaitse (Kuus ja Kalamees 2003). Sukelpartide puhul võib tuulepargi mõju ulatuda 4 km kaugusele tuulepargi piirist, kauride puhul võib väljatõrjuv mõju ulatuda veelgi kaugemale (JNCC 2022, Jacobsen & Tjørnløv 2024). Lisaks peatuvate lindude otsesele väljatõrjumisele võib kasvada lindude vaheline konkurents linnualal tuulepargi arendusalalt välja tõrjutud lindude lisandumise tõttu.

Kuigi kõik tuuleparkide rajamise plaanid tõenäoliselt ei realiseeru, on nende kumulatiivse negatiivse mõju oht plaanide rohkust arvestades täiesti reaalne. Kuna puudub selge ülevaade nii kõigist rajada kavatsetavatest tuuleparkidest kui ka nende tuuleparkide tehnilistest parameetritest ja võimalikust mõjust, ei ole võimalik kumulatiivse mõju suurust täpselt ette ennustada. Ettevaatusprintsipiibist lähtudes peaks võimaliku negatiivse mõju vähendamiseks vältima avamere tuuleparkide rajamist lindude jaoks eriti olulistesse kohtadesse (olulised peatumisalad, rände pudelikaelad) ning rakendama rajatavates tuuleparkides leevendusmeetmeid kokkupõrkeriski vähendamiseks. Põhimõtteliselt peaks iga järgnev projekt hindama ja võtma arvesse varasemate tuuleparkide mõjusid. Selles osas võib takistuseks saada andmete kättesaadavus. Hetkel saab hinnanguid anda parimal juhul mõnele samas arengufaasis olevale lähedal asuvale projektile. Kompleksne lähenemine kõigi tuuleparkide kumulatiivsele mõjule on ilmselgelt igale arendajale eraldi võetuna üle jõu käiv ülesanne. Sellise funktsiooni peaks enda kanda võtma riik või isegi mõni rahvusvaheline organisatsioon.

Keskkonna järelseire

Vajalik on seire läbiviimine tuulepargi opereerimisfaasis. Seire eesmärkideks on:

- 1) Leevendusmeetmete korrigeerimine juhul, kui seire tulemused näitavad olulisi negatiivseid mõjusid linnustikule. Juba funktsioneeriva tuulepargi korral on täiendavate leevendusmeetmete kasutuselevõtt võimalik kokkupõrkeriski vähendamiseks.
- 2) Andmete kogumine, mida saab kasutada uute tuuleparkide planeerimisel tulevikus. Käesoleval juhul oleks sellised andmed eriti olulised, kuna senised andmed nii suurte tuuleparkide tegeliku mõju kohta puuduvad.
- 3) Teadmised sukelpartide peatumisalade keskkonnatingimuste osas.

Seire metoodika osas on soovitatav võtta aluseks Saksa avamere tuuleparkide mõjude hindamise standard (STUK4; Federal Maritime and Hydrographic Agency 2013), mida on kasutatud juba ehituseelse seire ajal. Läbi tuleks viia nii peatuvate veelindude seire kui ka ülelendavate lindude seire koos tegeliku kokkupõrgete arvu fikseerimisega. Ülelendavate lindude seire peaks hõlmama nii radar- kui ka visuaalvaatlusi ankrus seisvalt laevalt. Tegeliku kokkupõrgete arvu väljaselgitamiseks tuleks kasutada tuulikutele paigutatud automaatselt töötavaid seadmeid. Seire mahuks on Saksa standardis soovitatud vaatlused vähemalt 3 aasta jooksul, 7 ööpäeva kuus peamistel rändeperioodidel (meie oludes aprill - mai ja juuli 2. pool – oktoober). Peatuvate veelindude seire tuleks läbi viia lennuloendusena 5 aasta jooksul sagedusega 10 loendust aastas.

Kokkuvõte

Saare-Liivi esialgse arendusala piirivariant nr 2 omab analüüsi tulemusena suurt tähtsust veelindude peatumisalana. Kõige olulisemad liigid on aul (*Clangula hyemalis*) ja tõmmuvaeras (*Melanitta fusca*), ühel loendusel on alal üle 1% biogeograafilise asurkonna arvukusest peatunud ka mustvaeras (*Melanitta nigra*). Kõik nimetatud liigid on tundlikud tuuleparkide väljatõrjuva mõju suhtes. Tuulepargi rajamisel esialgses mahus (piirivariant 2) avaldaks see peatuvatele veelindudele olulist negatiivset mõju.

Olukorda parandaks märkimisväärselt leevendusmeetmena välja pakutud piirivariant nr 3. Siiski jääb nii auli kui vaeraste puhul ala peatuvate isendite arvukushinnang, maksimaalse arvukushinnangu puhul ning arvestamata väljatõrjumismäära, suuremaks kui 1% biogeograafilise asurkonna suurusel. Ekspertide soovituslikke (Jacobsen & Tjørnløv 2024) väljatõrjumismäärasid arvestades jäävad välja tõrjutud lindude arvud liberaalse väljatõrjumismäära variandi korral alla 1% biogeograafilisest asurkonnast. Lisaks on oluline tagada piirivariandist 3 väljapoole jäävate sukelpartide jaoks oluliste peatumisalade (joonis 89) puutumatus edasistest arendustegevustest. Käesoleva aruande järelalusena neile peatumisaladele praeguses menetluses tuuliku ei kavandata. Meetme efektiivsuse tagamiseks on vajalik olulised peatumisalad liita olemasoleva kaitsealade võrgustikuga. Selleks vajalik alade kaitse alla võtmise ettepanek tuleb koostada iseseisva dokumendina ning eraldiseisvas menetluses.

Tähelepanu väärivad ka kokkupõrkerisk, ehitusaegne häirimine ja raskelt prognoositavad kumulatiivsed mõjud. Kokkupõrkeriski puhul on võimalike leevendusmeetmete valik suurem ja eriti kumulatiivsete mõjude ohtu arvestades on nende rakendamine vajalik (vt ptk Kokkupõrkeriski leevendavad meetmed). Ehitustegevuse aegset häirivat mõju on võimalik leevendada tööde läbiviimise aja valikuga. Piirivariandi nr 3 korral oleks eriti oluline vältida tööde läbiviimist talvel ja kevadel (vt Väljatõrjumisriski leevendusmeetmed). Barjääriefekti mõju läheduses pesitsevatele lindudele on senistel andmetel vähene.

Kokkuvõttes on Utilitas tuulepargi puhul esmatähtis piirivariandi nr 3 kui peamise väljatõrjumisriski leevendava meetme kasutamine ja ekspluatatsioonieagsete kokkupõrkeriski vähendavate meetmete kasutuselevõtt.

Lisaks leevendavate meetmete rakendamisele tuleks rakendada täiendavaid parendavaid meetmeid, et minimeerida meretuuleparkidega kaasnevat võimalikku ebasoodsat jääkmõju. Utilitas Wind OÜ on kinnitanud, et on valmis linnustiku kaitsetegevusse panustama, kui loodakse selleks sobilikud rakendusmehhanismid.

Kirjandus

Auninš, A., Kuresoo, A. & Luigujõe, L. 2012. Gulf of Riga as a resource for wind energy - GORWIND. Project results: Distribution and numbers of birds in the Gulf of Riga 2011-2012.

BioConsult SH 2020. Method Statement Migratory Bird Monitoring. Ship-based Surveys and Platform.

Buckland ST, DR Anderson, KP Burnham, JL Laake, DL Borchers and L Thomas. 2001. Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations.

Burger, C., Osterberg, J., Castillo, R., Welcker, J. 2024 Analysis of spatial use and collision risk of breeding seabirds based on GPS telemetry data Saare-Liivi 1 and Saare-Liivi 2 offshore wind farm planning areas.

Camphuysen, K., Fox, T, Leopold, M. & Petersen, I. (2004). Towards standardised seabirds at sea census techniques in connection with environmental impact assessments for offshore wind farms in the U.K. Royal Netherlands Institute for Sea Research. 39 pp.
www.offshorwind.co.uk/Downloads/1352_bird_survey_phase1_final_04_05_06.pdf

Caneco, B., Humphries, G., Cook, A. S. C. P. & Masden, E. 2022. Estimating bird collisions at offshore windfarms with stochLAB.

Castillo, R., Liedtke, J. & Welcker J. 2024. Collision risk models for Utilitas offshore wind farm – Primary area.

Croll, D. A. *et al.* 2022. Framework for assessing and mitigating the impacts of offshore wind energy development on marine birds. Biological Conservation 276: 109795, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109795>.

Dierschke., V., Furness, R. W., Garthe, S. 2016. Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. Biological Conservation 202 (2016) 59–68.

Drewitt, A.L., Langston, R.H.W. 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. Ibis, 148 (s1): 29-42. [\(PDF\) Assessing the Impacts of Wind Farms on Birds \(researchgate.net\)](#)

Eesti Ornitoloogiaühing 2019. Lindude peatumisalade analüüs. [Lindude peatumisalad.pdf \(hendrikson.ee\)](#)

Eesti Ornitoloogiaühing 2022. Mereliste rahvusvahelise tähtsusega linnualade uuendamine. [1451 Merelised linnualad aruanne uuendatud.pdf \(eoy.ee\)](#)

Eesti Ornitoloogiaühing 2023. Saare Wind Energy tuulepargi linnustiku uuringud. [Lisa-3.8-SWE-aruanne-v2.pdf](#)

Eesti Ornitoloogiaühing ja Kotkaklubi 2022. Üle-eestiline maismaalinnustiku analüüs. [Üle-eestiline maismaalinnustiku analüüs | Keskkonnaportaal](#)

Elts, J., Leito, A., Leivits, M., Luigujõe, L., Nellis, R., Ots, M., Tammekänd, I. & Väli, Ü. 2019. Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo* 32 (1): 1-39. [Elts et al 2019-1.pdf \(eoy.ee\)](#)

Federal Maritime and Hydrographic Agency 2013. Standard Investigation of the impacts of offshore wind turbines on the marine environment (StUK 4). [BSH - Publikationen - Standard Investigation of the impacts of offshore wind turbines on the marine environment \(StUK 4\)](#)

Fliessbach, K. L., Borkenhagen, K., Guse, N., Markones, N., Schwemmer, P., & Garthe, S. (2019). A ship traffic disturbance vulnerability index for Northwest European Seabirds as a tool for marine spatial planning. *Frontiers in Marine Science*, 6(APR), 1–15. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00192>

Fox, A. D., Desholm, M., Kahlert, J., Christensen, T. K. and Krag Petersen, I. B. 2006. Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. *Ibis*, 148: 129-144. [Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds - FOX - 2006 - Ibis - Wiley Online Library](#)

Fox, A. D., Petersen, I. K. 2019. Offshore wind farms and their effects on birds. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 113: 86-101. [\(PDF\) Offshore wind farms and their effects on birds \(researchgate.net\)](#)

Furness, R. W., Wade, H. M., Robbins, A. M. C., and Masden, E. A. 2012. Assessing the sensitivity of seabird populations to adverse effects from tidal stream turbines and wave energy devices. *ICES Journal of Marine Science*, 69(8): 1466–1479.

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. [\(PDF\) Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: Developing and applying a vulnerability index \(researchgate.net\)](#)

Gode, P. R. 2020. How to design future wind farms to best mitigate their disturbance effects on birds? [\(PDF\) How to design future wind farms to best mitigate their disturbance effects on birds. \(researchgate.net\)](#)

Gove, B., Langston, R., McCluskie, A., Pullan, J., 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. [https://rm.coe.int/1680746245_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 | Tethys \(pnnl.gov\)](https://rm.coe.int/1680746245_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_|_Tethys_(pnnl.gov))

Humphreys, E. M., Cook, A. S. C. P., & Burton, N. H. K. 2015. Collision, Displacement and Barrier Effect Concept Note. 669.

Hüppop, O., Dierschke, J., Exo, K.M., Fredrich, E. & Hill, R. 2006. Bird migration studies and potential collision risk with offshore wind turbines. Ibis 148: 90–109. [\(PDF\) Bird migration studies and potential collision risk with wind turbines \(researchgate.net\)](#)

Jacobsen, E. M. & Tjørnløv, R. S. 2024. Habitat displacement of sea ducks in relation to Saare-Liivi OWF, Estonia.

JNCC 2022. Joint SNCB Interim Displacement Advice Note. [joint-sncb-interim-displacement-advice-note-2022.pdf \(jncc.gov.uk\)](#)

Kuus, A. & Kalamees, A. 2003. Euroopa tähtsusega linnualad Eestis. [Important Bird Areas of European Union Importance in Estonia](#)

Kõuts, M. 2010. Talvituvate sukelpartide ja põhjaloomastiku vahelised toitumissuhted. Bakalaureusetöö. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduse Instituut, Zooloogia osakond, Hüdrobioloogia õppetool.

Lamb, J. G., Gulka, J., Adams, E., Cook, A., Williams, K. A. (2024). A synthetic analysis of post-construction displacement and attraction of marine birds at offshore wind energy installations. Environmental Impact Assessment Review 108.

Langston, R. H. W. 2010. Offshore wind farms and birds: Round 3 zones, extensions to Round 1 & Round 2 sites & Scottish Territorial Waters. RSPB Research Report No. 39. [Offshore wind farms and birds: Round 3 zones, extensions to Round 1 & Round 2 sites & Scottish Territorial Waters \(pnnl.gov\)](#)

Luigujõe, L. 2018. Eesti riikliku keskkonnaseire kesktalvise veelinnuloenduse 2018.a. aastaaruanne. <https://kese.envir.ee/kese/viewProgramNew.action?uid=473581>

Luigujõe, L. & Auninš, A. 2016. Talvituvate veelindude rahvusvaheline lennuloendus. <https://dspace.emu.ee/server/api/core/bitstreams/c6a2c4fa-9b8b-41e1-ab20-dc36bf06294b/content>

Luigujõe, L. & Auninš, A. 2021. Talvituvate veelindude rahvusvaheline lennuloendus Eesti rannikumerel 2021. <https://dspace.emu.ee/server/api/core/bitstreams/d0548a4d-b737-4065-b32c-6d020796a6cf/content>

Luigujõe, L. & Kuus, A. 2024. Arktiliste veelindude lennuloendus Eesti rannikumerel 2024.

Maclean, I. M. D., Wright, L. J., Showler, D. A. and Rehfisch, M. M. 2009. A Review of Assessment Methodologies for Offshore Windfarms. British Trust for Ornithology Report Commissioned by Cowrie Ltd. [\(PDF\) A Review of Assessment Methodologies for Offshore Wind Farms \(researchgate.net\)](#)

Martin, G. R., Banks, A. N. 2023. Marine birds: Vision-based wind turbine collision mitigation. *Global Ecology and Conservation* 42: 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02386>

Masden, E. A., Haydon, D. T., Fox, A. D., Furness, R. W., Bullman, R. and Desholm, M. 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. *ICES Journal of Marine Science*, 66: 746–753. [Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds \(pnml.gov\)](#)

May, R., Reitan, O., Bevanger, K., Lorentsen, S. H., & Nygaard, T. 2015. Mitigating wind-turbine induced avian mortality: Sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42, 170–181. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.10.002>

Miller, D.L., Burt, M.L., Rexstad, E. a., Thomas, L., 2013. Spatial models for distance sampling data: Recent developments and future directions. *Methods Ecol. Evol.* 4, 1001–1010. doi:10.1111/2041-210X.12105

Miller, D.L., Rexstad, E., Thomas, L., Marshall, L., Laake, J.L., 2019. Distance sampling in R. *Journal of Statistical Software* , 89(1), 1–28. <https://doi.org/10.18637/jss.v089.i01>

Moray West 2018, Moray West Offshore Windfarm Offshore EIA Report. <http://marine.gov.scot/sites/default/files/00538033.pdf>

Mägi, M., Saag, P. 2024. Tuugenite mõju loomastikule: leevendus- ja korvamismeetmed.

Nikolopoulos, A., Isæus, M. 2008. Wave Exposure Calculations for the Estonian Coast. AquaBiota Water Research AB, Stockholm, Sweden.

NIRAS consulting Ltd 2018. Hornsea Three Offshore Wind Farm. Environmental Statement. Volume 2, Chapter 5 – Offshore Ornithology. [Hornsea Three Draft ES Chapter 5 Offshore Ornithology \(azureedge.net\)](#)

NNG Ornithology 2012. Neart na Gaoithe Wind Farm Environmental Statement Chapter 12 Ornithology. <https://nngoffshorewind.com/files/offshore-environmental-statement/Chapter-12---Ornithology.pdf>

Petersen, I. K. 2024. UTILITAS Saare-Liivi offshore wind farm site and diving ducks. Seaduck sensitivity to offshore wind farms.

Petersen, I.K, Fox, A.D. 2005. An aerial survey technique for sampling and mapping distributions of waterbirds at sea.

Piggott, A., Vulcano, A., Mitchell, D. 2021. Impact of offshore wind development on seabirds in the North Sea and Baltic Sea: Identification of data sources and at-risk species. [\(PDF\) Impact of offshore wind development on seabirds in the North Sea and Baltic Sea: Identification of data sources and at-risk species. \(researchgate.net\)](#)

Pihl, S. & Frikke, J. 1992. Counting birds from aeroplane. – In: Komdeur, J., Bertelsen, J. & Cracknell, G (eds.) Manual for Aeroplane and Ship Surveys of Waterfowl and Seabirds. IWRB Special Publ. No. 19, p 24-37.

Quillfeldt, P., Morkunas, J., Kruckenberg, H., Kondratyev, A., Loshchagina, J., Aarvak, T., Øien, I.J., Bellebaum, J., Glazov, P. 2022. Year-round movements of Long-tailed Ducks *Clangula hyemalis* from Kolguev Island, Barents Sea. *Polar Biology* 45: 71-87.

Ramboll Polska 2024. Saare-Liivi Offshore Windfarm – Estonia. Impact Assessment Velvet Scoter and Long-tailed Duck – Displacement.

Sciara Offshore Energy LTD 2006. Sheringham Shoal Wind Farm Offshore Environmental Statement. <http://sheringhamshoal.co.uk/downloads/Offshore%20environmental%20statement.pdf>

Scott-Hayward, L., Petersen, I. K., MacKenzie, M., Pedersen, C. L., Isojunno, S., Nielsen, R. D., Sterup, J., Thomsen, H. M., Neergaard, R. S. 2024. Changes in the distribution and abundance of common scoter and diver species in the Horns Rev I, II and III offshore windfarm areas, Denmark.

Speakman, J., Gray, H., Furness, L. 2009. University of Aberdeen report on effects of offshore wind farms on the energy demands on seabirds.

TÜ Eesti Mereinstituut 2018. Eesti mereala elupaikade kaardandmete kaasajastamine.

Uiboupin, R., Pärn, O. 2018. Mereala planeeringu alusuuring: jääolude analüüs ja kaartide koostamine. TTÜ Meresüsteemide Instituut.

Welcker, J. 2019. Patterns of nocturnal bird migration in the German North and Baltic Seas. [\(PDF\) Patterns of nocturnal bird migration in the German North and Baltic Seas. Analysis of radar data from offshore wind farms in the German EEZ \(researchgate.net\)](#)

Welcker, J., Liesenjohann, M., Blew, J., Nehls, G. & Grünkorn, T. 2016. Nocturnal migrants do not incur higher collision risk at wind turbines than diurnally active species. *Ibis* (2016): 1-8. [\(PDF\) Nocturnal migrants do not incur higher collision risk at wind turbines than diurnally active species \(researchgate.net\)](#)

Kasutatud lühendid

h – tund

is – isend

km – kilomeeter

m – meeter

p – paar

sec – sekund

UTC – koordineeritud maailmaeg