

Mõeldud
OÜ Utilitas Wind

Dokumendi liik
Aruanne

Kuupäev
Septembril 2024

SAARE-LIIVI MERETUULEPARK, EESTI

HINNANG TÕMMUVAERA JA AULI KOHTA



Saare-Liivi Meretuulepark - Eesti

Mõjuhinnang Tõmmuvaerasele ja Aulile – Väljatõrjumine

Projekti nimi **Saare-Liivi Offshore Windfarm - Estonia**
Projekti nr. **1870000336**
Adressaat **OÜ Utilities Wind**
Dokumendi liik **Tehniline aruanne**
Versioon **3.0**
Kuupäev **17. september 2024**
Koostanud **EMIB, JCCN, MSTB,**
Kontrollitud **ULZE**
Heaks kiitnud **MARWO**
Kirjeldus

Ramboll Polska Sp. z o.o.
Bitwy Warszawskiej 1920 r.
7
02-366 Varssavi
Poola
T +48 22 372 00 50
<https://pl.ramboll.com>

Ramboll Polska Sp. z o.o.
Bitwy Warszawskiej 1920 r. 7
02-366 Varssavi
m.st. Varssavi ringkonnakohus
XII Majandusosakond
KRS:0000029189
Soovitus: 526-02-06-652
REGON: 002202297
Aktsiakapital: 127 540,00 PLN
Sissemakstud kapital: 127 540,00
PLN
Jacek Czerwonka - haldusnõukogu
esimees

Sisu

1.	Projekti taust	2
2.	Ülesanne	3
3.	Kirjanduse ülevaade	3
3.1	Tõmmuvaeras (<i>Melanitta fusca</i>)	3
3.2	Aul (<i>Clangula hyemalis</i>)	5
4.	Meetodid	6
4.1	Metoodika ülevaade	7
4.2	Uuringu andmed	8
4.3	Hindamise piirkond	10
4.4	Kaugushinnanguline valim (<i>distance sampling</i>)	10
4.5	Liikide leviku modelleerimine	11
4.6	GIS analüüs	13
4.7	Suremuse analüüs	14
4.8	Kumulatiivne meetod	15
4.9	Populatsiooni elujõulisuse analüüs (PVA)	17
5.	Tulemused	19
5.1	Kaugushinnanguline valim (<i>distance sampling</i>)	19
5.2	Tiheduse kaardid	21
5.3	Väljatõrjumisriski hinnangud (GIS-analüüs)	26
5.4	Suremus	27
5.5	Kohalik PVA (soovitav projektipiirkond)	28
5.6	PVA kumulatiivne	30
5.7	Hinnang ja järeldused	31
6.	Leevendusmeetmed	33
7.	Määramatus	33
8.	Viited	34
9.	Tuvastatavuse ja arvukuse hindamise mudelid	37
10.	Üldiste lisaainete mudelid (GAM)	56
11.	III lisa – populatsiooni elujõulisuse analüüs	61

1. Projekti taust

Saare-Liivi meretuuleparki kavandab Utilitas Pärnumaa merepiirkonda Liivi lahte. Tuulepark koosneb vesiniku tootmisest läbi meretuulepargi infrastruktuuri.

Meretuulepark asub Liivi lahe kirdeosas Kihnu saarest läänes asuvates merevetes (vt Joonis 1). Vee sügavus jääb vahemikku umbes 10–35 m. Tuulepargi pindala on ligikaudu 214 km² ja see paikneb Tõstamaa rannajoonest umbes 21,5 km edelas.



Joonis 1 Saare-Liivi OWF planeeringuala asukoht.

Tuulepargi koguvõimsus on eeldatavasti umbes 1,2 GW. Turbiinide maksimaalne kõrgus võib ulatuda kuni 310 m. Turbiinide vahekaugus on 1–1,25 kilomeetrit. Pargi lõplik paigutus ei ole praegu fikseeritud. Eeldatakse, et turbiinimassiivid katavad umbes 60 % Joonis 1 näidatud alast.

Rambollil on palutud läbi viia peatuvate lindude hindamine.

2. Ülesanne

Tellija eesmärk on integreerida rahvusvahelisi parimaid tavasid Saare-Liivi meretuulepargi KMH-protsessi, eelkõige seoses mõjuhinnanguga linnustikule. Liivi lahel on oluline roll nii rändlindude kui ka peatuvate lindude jaoks. Käesolev ülesanne keskendub spetsiaalselt võimalikele mõjudele kahele peatuvale linnuliigile: **aulile** ja **tõmmuvaerasele**. Need kaks linnuliiki on tuvastatud arenduspiirkonnas ja selle ümbruses suurte arvukustena ning on teadaolevalt tundlikud meretuuleparkidest põhjustatud väljatõrjumise suhtes. Teiste aspektide, näiteks kokkupõrkeohtu või teiste liikide väljatõrjumise hindamine, ei kuulu selle ülesande raamesse.

Tellija poolt soovitud kavandatavad ülesanded on järgmised:

I. Kirjanduse ülevaade

Asjakohane kirjandus, sealhulgas viited muudest projektidest, vaadatakse läbi, keskendudes järgmistele aspektidele:

- Andmed ja teadmised auli ja tõmmuvaerase leviku kohta Läänemeres.
- Andmed ja teadmised nende kahe liigi väljatõrjumismäärade (sealhulgas puhvertoonide) ja võimaliku harjumise kohta.
- Näited mõjuhinnangutest konkreetsetes projektides.
- Hindamismetoodikad.
- Mõju olulisuse kriteeriumid.
- Järelmonitoring ehitusejärgselt.
- Tuuliku suuruse ja tuulepargi paigutuse mõju mõjudele.
- Leevendusmeetmed.

II. Mõju hindamine

- Andmete kogumine ja ettevalmistamine analüüsiks; jaotuskaartide koostamine vaatlusuuringute ja avalikult kättesaadavate andmete põhjal.
- Kaugushinnanguline valim linnuvaatluse andmestikust (kui klient seda ei esita).
- Väljatõrjumise arvutamine kolme paigutusstsenaariumi põhjal.
- Väljatõrjumise arvutamine puhvertoonipiire kolme paigutusstsenaariumi põhjal.
- Kohaliku mõju hindamine.
- Kumulatiivse mõju hindamine

III. Leevendusmeetmete ettepanekud

- Soovitused leevendusmeetmete kohta seoses paigutusstsenaariumidega

3. Kirjanduse ülevaade

3.1 Tõmmuvaeras (*Melanitta fusca*)

Jaotus

Tõmmuvaerase leviala hõlmab nii Palearktika piirkonda Euroopas kui ka Aasias. Pesitsusperioodil leidub tõmmuvaerast riikides nagu Norra, Rootsi, Soome ja Venemaa põhjaosa. Nad pesitsevad mageveejärvede ja -jõgede ääres boreaalsetes metsavööndites. Venemaal pesitsevad nad Lääne-Siberi piirkondades, kus on sobivad boreaalsed metsaelupaigad.

Mittepesitsusperioodil rändavad tõmmuvaerased rannikuvetesse. Olulised talvitusladad hõlmavad Läänemerd, Põhjamerd ning Taani, Saksamaa, Poola, Balti riikide, Madalmaade ja Ühendkuningriigi rannikuäärseid alasid. Osa populatsioonist kasutab ka Kaspia ja Musta mere

rannikualasid. Aprillis ja mais rändavad linnud tagasi oma pesitsusaladele põhjas. Sel perioodil võib suuri tihedusi täheldada Ida-Läänemere piirkondades, sealhulgas Liivi lahes, mis toimib peatuspaigana enne pesitsusaladele jõudmist. Liivi lahel on kevadisel perioodil selle liigi jaoks väga suur tähtsus. Kevadine tipp oli nähtav ka uuringuandmetes, millele antud hinnang tugineb (Luigujõe & Kuus, 2024).

Populatsioon

Tõmmuvaerase globaalne populatsioon on hinnanguliselt 141 000–268 000 isendit (BirdLife International, 2020A). Praegune populatsiooni suurus ja trend on siiski ebaselged. Ajavahemikul 1992–2009 on täheldatud langustrendi (Skov jt, 2011). Hiljem on arvukus peamistes talvitus-alades olnud enamasti stabiilne või kasvav, viimaste hinnangute kohaselt on see vahemikus 202 000–384 000 (BirdLife International, valmimas) ja 320 000–550 000 (Dagys & Hearn, 2018). Kohalikud uuringud, nagu Taani NOVANA talvemonitoringu aruanne 2020, viitavad sellele, et tõmmuvaerase arvukus võib Taani vetes olla suurenenud (Nielsen jt, 2023). Sarnast trendi on täheldatud Laholmi lahes Rootsi lääneosas (Haas & Nilsson, 2018).

Väljatõrjumine

Tõmmuvaerase väljatõrjumise kohta meretuuleparkidest leidub vähe teavet. Dierschke jt (2016) klassifitseerivad tõmmuvaerase liigina, kellel on nõrk vältimiskäitumine, kuigi tuuleparkide ümber esineb jaotuslünki. Statutory Nature Conservation Bodies (JNCC, 2022) soovituslike juhiste järgi on merepartid üldiselt tundlikud tuulikute põhjustatud väljatõrjumise suhtes. Liikidele, kellel on kõrge tundlikkus häiringute suhtes, nagu tõmmuvaeras, peetakse tõenäoliseks 90–100% väljatõrjumise määra ning hinnangutes soovitatakse kasutada 4 km puhvertsooni.

NIRAS (2020) eeldas Omø Lõuna- ja Jammerlandi lahe tuuleparkide puhul 70% väljatõrjumise määra ja lineaarset vähenemist kuni 5 km kauguseni, tuginedes Petersen jt (2014) tulemustele. Skov & Heinänen (2015) tuvastasid Sejerø Bugti tuulepargis tõmmuvaerasele 75% väljatõrjumise ja 50% vältimise 3 km puhvertsoonis, viidates samadele allikatele nagu NIRAS (2020).

Käesolevas hinnangus tuletatakse väljatõrjumismäärad teistest merepartidest, nagu mustvaeras ja aul (vt tabel 1). Bradbury jt (2014) kasutavad hindamismetoodikat, mis hindab linnuliikide tundlikkust meretuuleparkide põhjustatud väljatõrjumise ja häiringute suhtes. Tõmmuvaeras on nende tundlikkuse edetabelis pisut kõrgemal (tundlikum) kui aul ja mustvaeras. Siiski ei võimalda need hinnangud otseselt konkreetset väljatõrjumismäära määrata ning sobivad ainult liikidevahelise tundlikkuse võrdlemiseks. Kuna tõmmuvaerase tõendus põhine väljatõrjumismäär ja puhvertsoon puuduvad, valib Ramboll käesolevas uuringus veidi konservatiivsema lähenemise: 80% väljatõrjumismäär tuulepargis ja lineaarne vähenemine 4 km puhvertsooni ulatuses. See vastab JNCC (2022) soovitustele ja on piisavalt konservatiivne, et vältida väljatõrjumise alahindamist.

Harjumine

Rambollil puudub teave tõmmuvaerase harjumise kohta. Siiski on teada, et mustvaeras võib tuuleparkidega harjuda. On täheldatud, et mustvaerased naasevad viie aasta möödudes samadele tihedustasemetele kui enne, tuginedes vaatlusele Horns Revi piirkonnas (Petersen jt, 2014). Sarnast harjumist on täheldatud Fehmarnbelti piirkonnas Taani ja Saksamaa vahel, kus mustvaerased on täheldatud Nystedi ja Rødsand II tuuleparkide sees (Aegir, 2024). Kuid need andmed ei ole veel kvantitatiivselt analüüsitud ja viitavad ainult sellele, et mustvaerased esinevad

tuulepargi aladel. Ei ole selge, kas tõmmuvaerasel esineb sarnast kalduvust. Seetõttu jäetakse käesolevas aruandes tõmmuvaerases harjumine arvestamata.

Tabel 1 Illustratsioon taustteabest, mida kasutati tõmmuvaerases ja auli väljatõrjumise hinnangu kvalifitseerimiseks. Selle aruande edasises hindamises kasutatavad väärtused on esile tõstetud rasvaselt.

	Väljatõrjumisriski määr OWF	Väljatõrjumisriski puhver
Mustvaeras	70% (tuletatud Petersen et al. 2014, kasutatud NIRAS 2020)	5 km, väheneb 70–0 % (tuletatud Petersen et al. 2014, kasutatud NIRAS 2020)
Aul	75 % (tuletatud Petersen et al. 2014, kasutatud Mortensen et al. 2020)	2 km, 50 % (tuletatud Petersen et al. 2014, kasutatud Mortensen et al. 2020)
Aul (käesolev aruanne)	75 % (tuletatud Petersen et al. 2014, kasutatud Mortensen et al. 2020)	4 km, väheneb 75% kuni 0 % (JNCC 2022. aasta soovitus puhvri kohta, ettevaatusprintsiiip)
Tõmmuvaeras	80% (ettevaatushinnang, võttes arvesse kõrgemat tundlikkuse skoori Bradbury et al. 2014)	4 km, väheneb 80 %–0 % (soovitus JNCC 2022 puhvri ja ettevaatusprintsiiibi kohta)

3.2 Aul (*Clangula hyemalis*)

Jaotus

Aul on levinud Arktika piirkondades enamiku põhjapoolkera ulatuses, kus ta pesitseb nii rannikualadel kui ka järvede ja jõgede ääres. Euroopas pesitseb liik Norras, Rootsis, Soomes ja Venemaa põhjaosas. Kogu Lääne-Siberi ja Põhja-Euroopa populatsioon rändab mittepesisusperioodil Läänemerele. Suurem osa Läänemeres talvitavast populatsioonist viibib kolmes piirkonnas: Põhja-Pommeri lahes, Irbe väinas ja Liivi lahes, ning Hoburgi madalikul ja Midsjö madalikel (BirdLife International 2024).

Läänemeres esineb enamik aule veesügavustes 10–30 meetrit, kus nende peamine toiduallikas on rannakarbid. Kuid auli toitumine on paindlik ja hõlmab ka teod ja muud bentaalsed loomad, samuti krevetid ja väikesed kalad. Toitumispaindlikkus kajastub ka eelistatud veesügavuste lokaalses varieeruvuses. Skov jt (2020) märgivad Adler Grundi / Rønne Banke piirkonnas eelistatava veesügavusena 10–20 meetrit, samas kui Sonntag (2009) leidis, et Saksamaa Läänemere piirkonnas esineb aulide suurim tihedus vahemikus 6–15 meetrit. Viimased uuringud Saare-Liivi arendusalal viitavad sellele, et eelistatud veesügavus on selles Liivi lahe piirkonnas 25–30 meetrit (Luigujõe & Kuus 2024).

Populatsioon

Läänemere talvitava populatsiooni uuringud ja mudelid näitavad liigi järsku langust, kus arvukus vähenes 1992–1993. aasta umbes 4 272 000 isendilt 2007–2009. aasta umbes 1 486 000 isendini (Skov jt, 2011). Arv 1,5 miljonit vastab siiski viimastele hinnangutele, mille kohaselt on populatsioon umbes 1,6 miljonit (Wetlands International 2022).

Euroopa populatsioonitrendide osas on märkimisväärne ebakindlus, eriti seoses sellega, kas negatiivne trend jätkub. Rahvusvaheliste veelinnuloenduste (IWC) kümneaastased statistilised andmed hindavad Läänemere talvitavat populatsiooni ajavahemikul 2009–2018 stabiilseks (Wetlands International 2022). Taani vetes on aulide talvine populatsioon stabiliseerunud (Nielsen jt, 2023).

Väljatõrjumine

Aulid võivad meretuuleparkide mõju all kannatada ning Dierschke jt (2016) ülevaade viitab sellele, et nad väldivad tuuleparke erineval määral. Täpsed andmed tuuleparkide ja puhvertsoonide väljatõrjumismäärade kohta on siiski piiratud, kuid Nystedi tuulepargi andmed annavad teatavat teavet (Petersen jt, 2014). Võrdlused enne ja pärast ehitust näitasid, et aulide arv vähenes kuni 2 km kaugusel tuulepargist, kuid statistiliselt oluline vähenemine ilmnis ainult tuulepargi sees, kui arvesse võeti tuvastuspiiranguid, kohalikku pinnamustrit ja autokorrelatsiooni (Petersen jt, 2014).

Mortensen jt (2020) kasutasid neid andmeid aulide väljatõrjumismäära määramiseks, mis oli tuulepargis 75% ja 2 km puhvertsoonis 50%. Ehitusjärgne uuring Kriegers Flaki meretuulepargis ei leidnud selgeid ja järjepidevaid märke elupaikade väljatõrjumise kohta (Nielsen jt, 2023). Selles uuringus registreeriti tuulepargi sees ja lääneosas kõrgeid aulide arvukusi, kuid andmete puudumise tõttu ei saa teha kindlaid järeldusi enne ja pärast ehitust toimunud muutuste kohta.

Käesolevas hinnangus võttis Ramboll kasutusele tuulepargi sees 75% väljatõrjumise määra ja laiendas puhvertsooni JNCC (2022) soovitude kohaselt 4 kilomeetrini (vt tabel 1). 4 km puhvertsooni valik on kooskõlas tõmmuvaerase puhul kasutatava väärtusega ning rakendab ettevaatusprintsipi, vältides mõju alahindamist.

Harjumine

Teadmised aulide harjumise kohta on piiratud. Ehitusjärgsed seireuuringud, mida viis läbi Taani Keskkonnakeskus (DCE), keskendusid veelindude jaotusele tuuleparkides Horns Rev 1 ja 2, Nystedis ja Rødsand II-s (Petersen jt, 2006, 2011, 2018; Petersen & Fox 2007). Neis uuringutes ei viidata aulide harjumisele.

Harjumise märke täheldati uues Kriegers Flaki ehitusjärgses uuringus (Nielsen jt, 2023), kus tuulepargis ja selle läheduses registreeriti kõrgeid aulide arvukusi. Uuringu autorid järeldavad, et selles uuringus on väljatõrjumise mõju ebaselge. Ulatuslikud seiretegevused Fehmarnbelti piirkonnas viidi läbi enne ja ehituse ajal (Aegir 2024). Need hõlmasid ka Nystedi ja Rødsand II tuuleparke ning näitasid aulide regulaarset esinemist tuuleparkide sees ja ümbruses. Andmeid ei ole siiski veel põhjalikult analüüsitud, mistõttu ei saa teha kindlaid järeldusi harjumise kohta.

Käesolevas aruandes jäetakse aulide harjumine arvestamata.

4. Meetodid

Meie meetodikas järgitakse järkjärgulist lähenemisviisi, et hinnata avamere tuuleparkide mõju linnupopulatsioonidele. Eesmärk on esiteks kvantifitseerida nende lindude arv, kes tuulepargi alalt ja seda ümbritsevatelt puhvervöönditelt eeldatavasti välja tõrjutakse, ning teiseks hinnata, millised on tagajärjed populatsiooni tasandil. Meetod on jagatud mitmeks võtmeosaks:

1. Uuringu andmed
2. Hindamise valdkond
3. Kaugushinnanguline valim
4. Liikide leviku modelleerimine
5. GIS-analüüs
6. Suremuse analüüs
7. Kumulatiivne meetod

8. Populatsiooni elujõulisuse analüüs (PVA)

4.1 Metoodika ülevaade

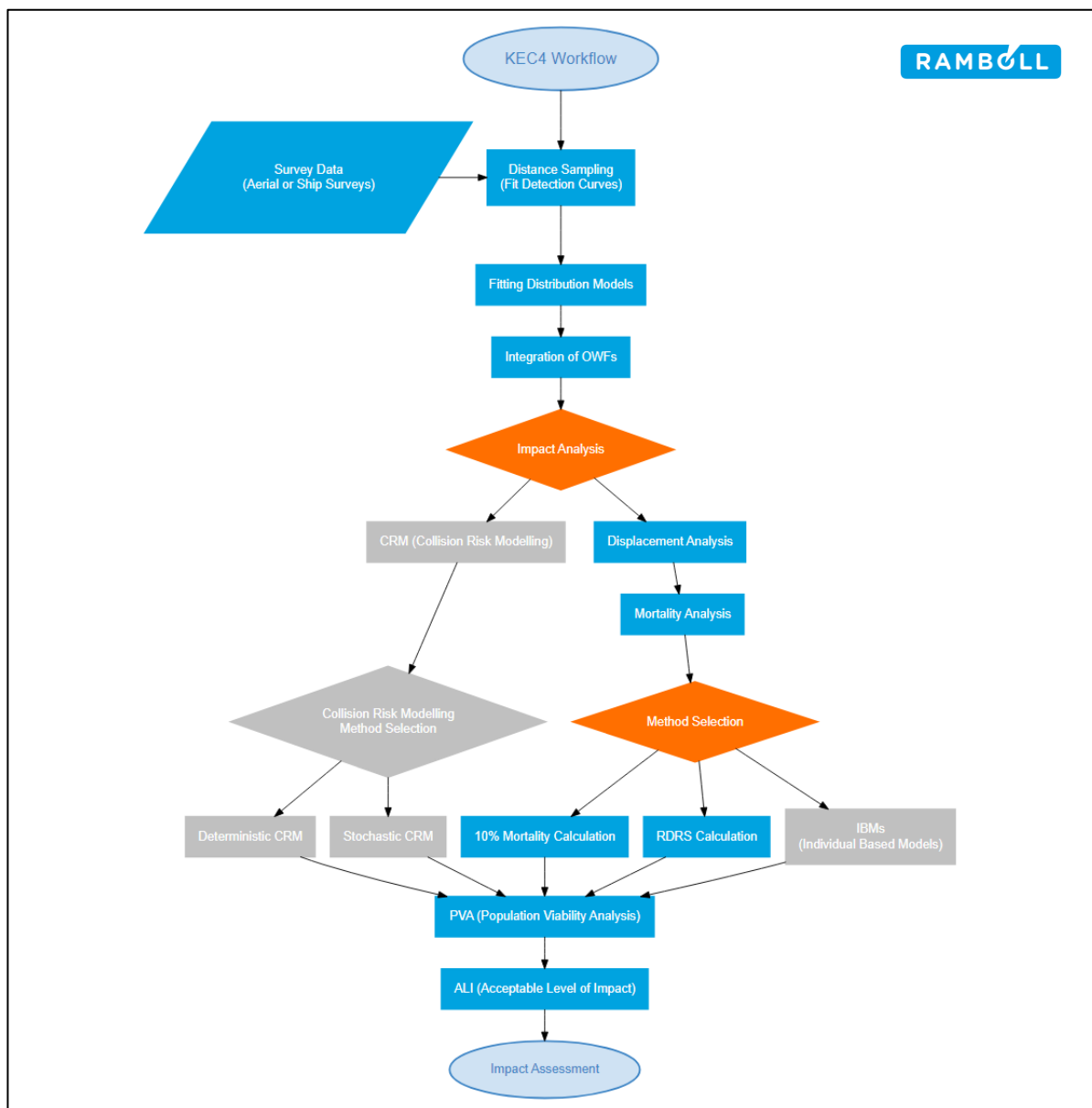
Kuigi ELi õigusaktid sisaldavad üksikasjalikke nõudeid keskkonnamõju hindamise dokumentide sisu kohta, on kohaldatav metoodika jäetud enamasti liikmesriikide otsustada. Enamik riike delegeerib metoodilised otsused siiski konkreetsetele projektidele. Avamere taastuenergia rajamises osalevate riikide seas paistavad silma Madalmaad ainsana, kes on välja töötanud põhjaliku hindamisraamistiku, mida tuntakse nime all KEC4 (Kader Ecologie en Cumulatie 4.0). KEC esindab Madalmaade lähenemisviisi avamere tuuleenergia keskkonnamõju hindamiseks kogu Põhjamere kesk- ja lõunaosas. See on ainus kättesaadav terviklik lähenemisviis, millega välditakse teiste riikide juhtumipõhist metoodikat. KEC hõlmab andmete kogumise, töötlemise, modelleerimise ja mõju hindamise meetodeid, muutes selle kõige arenumaks ja terviklikumaks metoodikaks, mis praegu saadaval on.

KEC versioonis 4.0 sisalduvad tuuleparkide stsenaariumid hõlmavad kõigi olemasolevate ja kavandatavate Hollandi tuuleparkide kumulatiivset hindamist kuni 2030. aastani (Soudjin et al. 2020). See raamistik hõlmab ka kumulatiivset stsenaariumi, milles võetakse arvesse rahvusvahelisi tuuleparke Põhjamere kesk- ja lõunaosas, sealhulgas Ühendkuningriigist, Norrast, Taanist, Saksamaalt ja Belgiast pärit tuuleparke. Arvestades, et kõiki olemasolevaid ja kavandatavaid Madalmaade tuuleparke on hinnatud KECi abil, peetakse seda parimaks tavaks. Sellest tulenevalt on Ramboll otsustanud kohaldada käesoleva ülesande suhtes KECi raamistikku.

KECi raamistikus käsitletakse konkreetselt kahte liiki mõjusid: kokkupõrkeohtu ja väljatõrjumist. See ei hõlma siiski barjääriefekti. KEC koosneb omavahel seotud meetodite loogilisest seeriast, kus ühe meetodi väljund liigub järgmisse. Joonis 2 illustreerib kasutatud meetodite vooskeemi.

Tuleb märkida, et vooskeemis halliga kujutatud elemendid Joonis 2 ei ole käesolevasse projekti kaasatud, kuna hindamine piirdub väljatõrjumisriskiga ega laiene kokkupõrkeohule. Lisaks on Ramboll suremusanalüüsi meetodite valimisel otsustanud mitte kasutada individuaalseid mudeleid (IBM), kuna neid liigispetsiifilisi mudeleid ei ole veel välja töötatud sametise scoteri või pika sabaga pardi jaoks.

Lisaks KEC4-le on eri riikide teistes avamereprojektides kohaldatud erinevaid metoodikaid, kusjuures mõned kasutavad sarnast lähenemisviisi, samas kui teised kasutavad vähendatud meetodite kogumit. Näiteks Taani meretuulepark Sejerø järgib KEC-sarnast lähenemisviisi, kuid kasutab suremuse arvutamiseks teistsugust metoodikat (Skov & Heinänen 2015, vt punkt 4.7) ega sisalda põhjalikku populatsiooni elujõulisuse analüüsi.



Joonis 2 Näide töövoost lindude hindamiseks KEC4 raamistikus. Märkus: hallid kastid tähistavad meetodeid, mida käesolevas aruandes ei ole kasutatud.

4.2 Uuringu andmed

Ramboll kasutas toorandmeid, mis pärinevad 2022–2024. aastatel läbi viidud lennuloendusest, mille eesmärk oli jälgida arendusalal toimuvat (joonis 3). Need on samad andmed, mida Luigujaõ ja Kuus (2024) kasutasid Utilitas Windi aruandes. Nende vaatluslendude meetoodika põhineb rahvusvaheliselt soovitatud standarditel (Pihl & Frikke 1992; Camphuysen jt, 2004), millele Fox jt (2006) on teinud järgnevaid täiendusi. Vaatlusi viidi läbi kahe erineva lennumarsruudi alusel ajavahemikus 2022–2024. Esimest marsruuti kasutati 2022. aastal ja 2023. aasta alguses, pärast mida see muudeti. Kahe lennumarsruudi andmed on kombineeritud tiheduskaartidel, mis sisaldavad tegelikke loendusi nii tõmmuvaerase kui ka auli kohta (joonis 8 ja joonis 10, lõik 5.2).

Igas vaatluslennus osales kaks kvalifitseeritud linnuvaatlejat, kellest üks istus kummalgi pool lennukit, et tagada ulatuslik katvus. Nende ülesandeks oli visuaalselt tuvastada ja loendada linde,

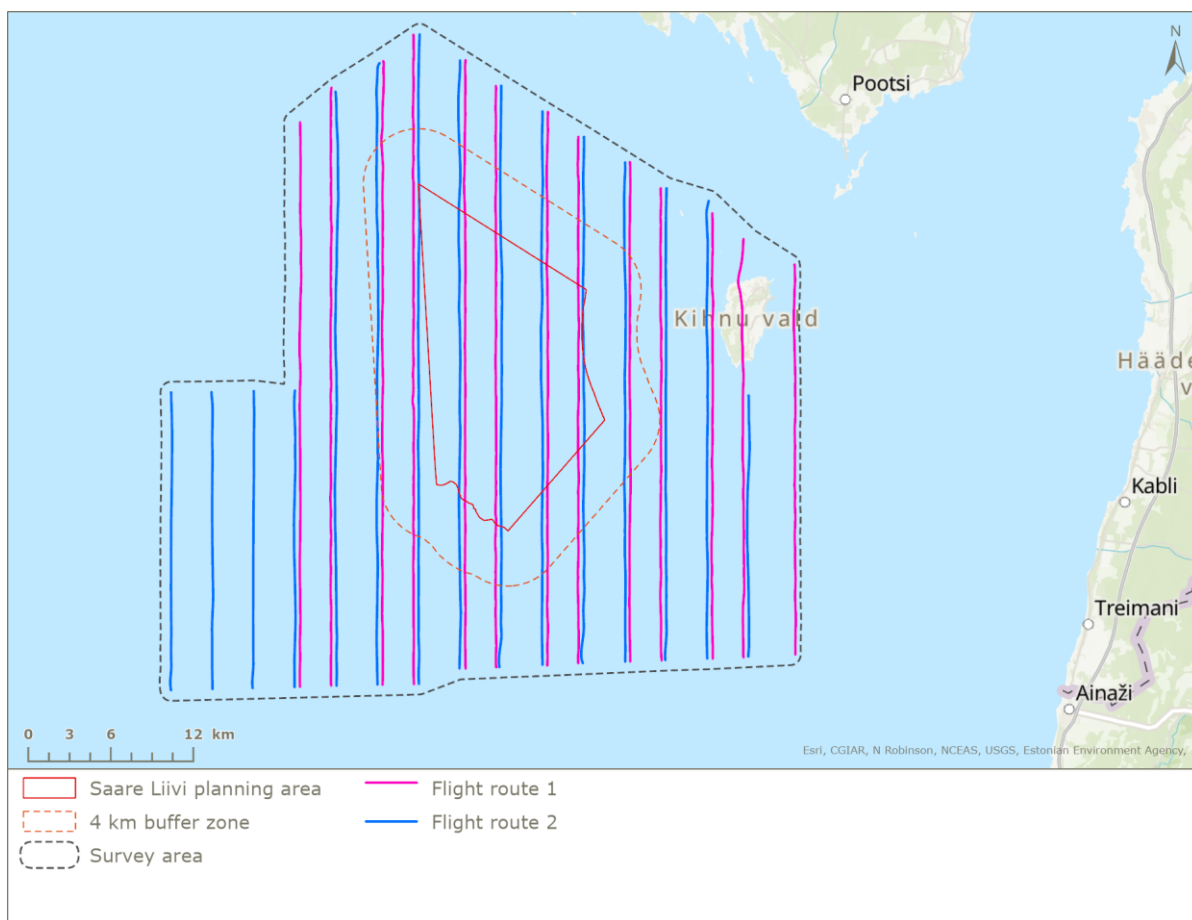
salvestades kõik vaatlused salvestusseadmele. Juhtvaatleja vastutas raadioside hoidmise eest piloodiga, et tagada planeeritud lennutee, kõrguse, kiiruse ja suuna järgimine.

Iga vaatluslend kestis tavaliselt umbes neli tundi, sõltuvalt tuuleoludest. Ohutuse ja nähtavuse tagamiseks kasutati kahte mootorit ja kõrge tiivaga lennukit, mis lendas 76 meetri kõrgusel ja kiirusega 185 km/h. See seadistus võimaldas maksimeerida linnuliikide avastamist ja tuvastamist, kuigi suuremad lennukõrgused võivad raskendada tundlike liikide märkamist.

Vaatluse meetodika hõlmas kolme transektivööndi kasutamist uuringuala katmiseks, mis võimaldas teha statistilisi kohandusi absoluutsete linnutiheduste (linnud/km²) hindamiseks vastavalt Buckland jt (2001) ja Thomas jt (2006) juhistele. Vaatlejad kasutasid klinomeetreid, et täpselt mõõta iga transektivööndi nurki, tagades andmete täpse kogumise. Transektribade ülevaade, sealhulgas nende laius ja nurgad horisondi suhtes, kui lennuk lendab 76 meetri kõrgusel, on esitatud tabelis 2.

Tabel 2. Kindlaksmääratud transektribad, sealhulgas laius ja nurk horisondi suhtes, kui õhusõiduk lendab 76 meetri kõrgusel.

	Transektidega risti olev laius (m)	Nurk horisondi suhtes (°C)
Band A	44-163	60-25
Band B	164-432	25-10
Band C	433-1000	10-4
(D)	(>1000)	(<4)



Joonis 3 Lennutransiidid uuringutest aastatel 2022–2024. Märkus: marsruudi 1 transekdid on näidatud väikese nihkega, et muuta need sellel joonisel nähtavaks.

4.3 Hindamise piirkond

Üksiku projekti mõju analüüsimisel ja sellele järgnevatel mereliste arenduste kumulatiivsete mõjude hindamisel on vajalik määratleda hindamise viiteala. See võib hõlmata kogu Läänemerd või selle asjakohaseid osi. Ramboll on otsustanud piirata hindamise piirkonnaga, mis on piisavalt suur, et mahutada märkimisväärne osa kahe hinnatava liigi Läänemere populatsioonidest. Hindamisala on määratletud nii, et see hõlmab mitte ainult kogu Liivi lahte, vaid ka sellega külgnevaid alasid Läänemeres, mis jäävad Irbe väinast lääne poole, ja põhja pool asuvaid piirkondi, mis ulatuvad Saaremaa ja Hiiumaa vaheliste madalike suunas. See ulatuslik käsitlus põhineb ökoloogilisel ühenduvusel, mida täheldatakse Liivi lahe madalaveelistes elupaikades, mis on olulised auli ja tõmmuvaerase populatsioonidele. Need liigid sõltuvad nendest madalatest aladest toitumiseks. Tõmmuvaeras pesitseb samuti selles piirkonnas. Irbe väinast läänes, Saaremaast ja Hiiumaast põhja ning lääne suunas ja saartevahelistel madalikel asuvate alade kaasamine on hinnangute kohaselt kriitilise tähtsusega kahe liigi populatsioonidünaamika hindamisel. Eeldatakse, et hindamisala on piisavalt suur, et väljatõrjutud linnud jaotuksid peamiselt selle piiridesse. Hindamisala on illustreeritud joonisel 1. Lõplikult hinnatud viitepopulatsioonide suurused on esitatud tabelis 9.

4.4 Kaugushinnanguline valim (*distance sampling*)

Kaugushinnanguline valim on laialdaselt tunnustatud kui parim tava lindude tuvastatavuse ja arvukuse hindamiseks uuringuandmete põhjal (Buckland et al., 2001). Kaugushinnangulise valimi analüüsid viidi läbi R tarkvaraversiooni 4.2.2 abil. Ramboll kasutas R-paketti Distance. Ramboll otsustas mitte kasutada kaugushinnangulise valimi hinnanguid, mis esitati Utilitas Windi linnuaruandes (Luigujõe & Kuus, 2024), kuna see analüüs põhines teistsugusel ala piiritlemisel. Sellest ajast alates on märkimisväärne osa algsest lõunapoolsest arenduspiirkonnast välistatud. Seetõttu viis Ramboll läbi iseseisva kaugushinnangulise valimi analüüsi, kohandas avastamisfunktsioonid ja hindas avastatavust ning arvukust uue arenduspiirkonna piires, lisades ka 4 km puhvertsooni.

Analüüsis kohandas Ramboll kõigil juhtudel „poolnormaalse“ avastamisfunktsiooni. See funktsioon modelleerib avastamise tõenäosust vastavalt kaugusele vaatelejast, eeldades, et avastatavus väheneb sümmeetriliselt kauguse suurenedes, järgides kellukakujulist kõverat. Selline lähenemine aitab arvestada avastamisvõimaluse vähenemisega, kui kaugus transektijoone suhtes suureneb.

Avastatavus arvutati individuaalloenduste põhjal määratletud kaugusvööndites (vt tabel 2, lõik 4.1).

Arvukus (N) arvutati järgmise valemi abil:

$$N = \frac{C}{P} \times \frac{A_d}{A_c}$$

Kus:

C on loenduste arv

P on avastamise tõenäosus

A_d on arenduspiirkond

A_c on kaetud ala (määratletud punktis 4.1)

Algul arvutati arendusala, sealhulgas 4 km puhvertsooni, arvukus kõigi lennuloenduste põhjal nii tõmmuvaerase kui ka auli puhul. Siiski on mõlema liigi arvukuses hooajaline varieeruvus: tõmmuvaerase arvukus saavutab haripunkti kevadel, samas kui auli arvukus on kõige suurem talvel. Ramboll kasutas edasistes arvutustes kõrgeimat arvukuse hinnangut, et tagada väljatõrjumise hinnangu võimalikult konservatiivne käsitlus.

Kogu hindamisala arvukuse edasiseks arvutamiseks kasutas Ramboll kõigi lennuloenduste arvukuse hinnangute keskmist. Selline lähenemine arvestab merepartide arvukuse ja ruumilise jaotuse kõikumisi Liivi lahes ja selle külgnevates piirkondades, kus nende arv ja asukohad võivad päev-päevalt märkimisväärselt muutuda.

Kõik kokkuvõtted ja avastamisfunktsioonide graafikud on esitatud lisas I (lõik 9).

4.5 Liikide leviku modelleerimine

Lindude väljatõrjumise kvantifitseerimine põhineb tiheduskaartidel, mis annavad detailse ülevaate kahe meripardiliigi jaotusest arenduspiirkonnas ja kogu viitealas (hindamisala). Kuna vaatlusandmed olid saadaval ainult arenduspiirkonna kohta, viis Ramboll läbi liikide jaotuse modelleerimise, et katta kogu hindamisala. Selleks kasutati mgcv paketi Generalized Additive Model (GAM) meetodit sobivuskaartide koostamiseks.

GAM-mudeli põhimõte on olemasolevate andmestike statistiliste omaduste ekstrapoleerimine, et prognoosida lindude tihedusi piirkondades, kus andmeid pole. Mudelis arvestati järgmisi muutujaid: batümeetria, settekihi tüüp, kaugus laevaliiklusest, kaugus rannikust ja merre voolavate hoovuste kiirus. Need muutujad valiti hoolikalt, et vältida mudeli üleliigset kohandamist (overfitting), mis võib põhjustada ebarealistlikke jaotusi ja anomaalselt kõrgeid tihedusi.

Erinevalt kaugushinnangulise valimi modelleerimisest kasutas Ramboll kogu olemasolevat vaatlusandmestikku nii arenduspiirkonnas kui ka sellest väljaspool, sealhulgas 4 km puhvertsooni, et tagada maksimaalselt usaldusväärsed andmed.

Mudeli toetamiseks viidati varasematele sarnastele meetodikatele. Näiteks Skov jt (2011) kasutasid üldistatud aditiivseid mudeleid (GAM), integreerides erinevaid keskkonnaparameetreid, nagu batümeetria, põhja reljeef, bentaalne keerukus, kaugus maismaast, kaugus laevateedest, temperatuur, soolsus, püknokliini sügavus, stratifikatsiooni parameeter, hoovuste kiirus, frontaalindeks ja filtritoiduliste indeks. Need parameetrid võimaldasid modelleerida sobivust elupaikade ja liikide jaotuse prognoosimiseks merelistes keskkondades.

Siiski on GAM-mudelite puhul oluline vältida üleliigset parameetrite lisamist, mis võib põhjustada üleliigset kohandamist (overfitting). Selline mudel püüab kirjeldada juhuslikke andmemustreid, mitte tegelikke seoseid, mistõttu selle üldistusvõime väheneb. Kuna lennuloendused hõlmasid ainult piiratud ala, mis sisaldas kindlaid settekihte (segalised setted, liivmudad, mudad), otsustas Ramboll vältida liiga keerukaid mudeleid, mis võivad viia ebausaldusväärsete prognoosideni kogu hindamisala ulatuses.

Selles uuringus valis Ramboll batümeetria ja laevaliikluse tiheduse pidevate kovariaatidena ja setete tüübi kategoorilise muutujana. See valik lähtus nii hindamisala omadustest kui ka nende muutujate teadaolevast ökoloogilisest tähtsusest. Batümeetria on teadaolevalt oluline merepartide jaotuse mõjutaja. Sedimenttüüp on toiduvaru näitaja, eriti tõmmuvaerase jaoks, kes toitub peamiselt bentaalsetest organismidest, nagu rannakarbid.

Mitmeid teisi parameetreid, mida Skov jt (2011) kasutasid, ei kaasatud mudelitesse konkreetsetel põhjustel. Näiteks ei peetud kaugust maismaast asjakohaseks, kuna lennuloendused ei hõlmanud suurt ulatust ranniku kaugustest, piirates seega selle teguri varieeruvust ja võimalikku mõju. Samuti jäeti välja sellised tegurid nagu temperatuur ja soolsus, kuna vaatlusandmete lokaalne iseloom ei võimaldanud piisavat katvust, et jäädvustada nende muutujate sisukaid gradientide mustreid.

Selle põhjenduse alusel koostas Ramboll neli erinevat mudelit tõmmuvaerase jaoks, kasutades erinevaid keskkonnamuutujate kombinatsioone. Nendes mudelitesse kaasati batümeetria ja laevaliikluse kaugus pidevate kovalentidena ning settekihi tüüp kategoorilise muutujana. Lennuloendused hõlmasid hindamisalast ainult piiratud osa ja sisaldasid seetõttu ainult järgmisi settekihte: segalised setted, liivmudad ja mudad. Hindamisala tervikuna koosneb aga kokku kaheksast settekihist, mille hulka kuuluvad lisaks: kivimid ja rahnud, kareteraline sete, liiv, mudane liiv, mudast mudase liivani (sorteeritud kõvaduse järgi, kõige kõvemast kõige pehmemani).

Et võimaldada prognoose kogu hindamisala ulatuses, koondas Ramboll settekihid lihtsamaks klassifikatsiooniks, nagu on näidatud tabelis 3. Lisaks määrati andmevaakumitega rannikuäärsetele aladele lähima andmega ala väärtus.

Tabel 3 Setete tüüpide jämedam klassifikatsioon. Tabelis on mõõdistatud settetüüpidele lisatud mõõdistatud settetüübid (segasetted, liivane muda ja muda) ning lisatüübid (kivimid ja rändrahnud, jämedateralised setted, mudast mudase liivani, mudane liiv ja liiv).

Segatud setted	Liivane muda	Muda
Kaljud ja rändrahnud	Liiv	Muda mudaseks liivaks
Jämedateralised setted	Mudane liiv	-

Ramboll teisendas numbrilise vastuse muutujate arvu ja paigaldas kõik mudelid log link funktsiooniga, et stabiliseerida dispersioon ja saavutada jääkide normaalsem jaotus, parandades mudeli sobivust.

Auli puhul paigaldas Ramboll ainult kaks mudelit, mis sisaldasid erinevaid fikseeritud efekte, sealhulgas batümeetria ja laevaliikluse kauguse kombinatsioone. Ramboll ei lisanud settetüüpi fikseeritud efektina, kuna see ei ole liigi laia toitumise tõttu bioloogiliselt põhjendatud (Petersen jt, 2019). Lisaks logaritmiseeriti numbriline vastuse muutujate arv ja kõik mudelid paigaldati logaritmilise lingifunktsiooniga, et stabiliseerida dispersiooni ja saavutada jääkide normaalsem jaotus, mis parandas mudeli sobivust.

Kõik paigaldatud mudelid ja nende vastavad AIC väärtused (Akaike teabekriteerium) on esitatud tabelis 14 ja tabelis 14 II lisas (lõik 10). Nii tõmmuvaerase kui ka auli puhul oli madalaim AIC väärtus mudelil, mille ainukeseks fikseeritud efektiks oli batümeetria. Ramboll otsustas kasutada just seda mudelit.

Seetõttu põhinevad kõik aruandes esitatud tiheduskaardid nii tõmmuvaerase kui ka auli kohta, samuti kõik väljatõrjumise ja suremuse arvutused mudelitel, mille fikseeritud efektiks on ainult batümeetria.

Lõpuks tegi Ramboll prognoose tõmmuvaerase ja auli isendite arvu kohta kogu hindamisalal, skaleerides kaugushinnangulise valimi andmete põhjal arvatud lindude keskmise arvu kõigi liikide lennuloenduste lõikes arenduspiirkonnas, sealhulgas 4 km puhvertsoonis, ja ekstrapoleerides selle kogu hindamisalale, kasutades sobivuskaarte.

4.6 GIS analüüs

GIS-analüüsis määratakse väljatõrjutud isendite arv. See tehakse tiheduskaartide alusel. Igas ruudustiku lahtris kasutatakse eelmääratud väljatõrjumismäära, et arvutada isendite arvu vähenemine. Seejärel summeeritakse kõigi lahtrite vähenemised ja lahutatakse algsest kogu arvust.

Väljatõrjumismäärad pärinevad kirjandusest või, kui andmed puuduvad, hinnatakse neid sarnaste liikide põhjal (tabel 1). Kasutatud väljatõrjumismäärad on esitatud tabelis 4. Täpsemat teavet väljatõrjumismäärade valiku kohta on esitatud jaotises 5.3.

Tabel 4 GIS-analüüsis kasutatud väljatõrjumismäärad. Puhvertsoonis on oodata lineaarset langust, mis langeb 4 km pärast 0 %ni.

Liik	Väljatõrjumisrisk arengupiirkonnas (%)	Väljatõrjumise vähenemine (%/km) puhvertsoonis (4 km)			
		0-1 km	1-2 km	2-3 km	3-4 km
Aul	75	65,6	46,9	28,1	9,4

Tõmmuvaeras	80	70	50	30	10
-------------	----	----	----	----	----

4.7 Suremuse analüüs

Selles uuringus põhines suremuse arvu arvutamine KEC4 raamistikul (Soudijn et al., 2022), mis käsitleb kolme suremuse hindamise meetodit.

Suremuse arvutamiseks kasutas Ramboll kahte KEC4-s kasutatud meetodit: "10%-eeldus" ja RDRS-meetod, mis on sisse viidud järgmiselt:

„10%-oletuses“ tugineb KEC4 raamistik (Leopold jt, 2014) Bradbury jt (2014) lähenemisele, mis hindab konservatiivselt, et väljatõrjutud lindudest sureb 10%. Selle arvutuse jaoks võetakse tiheduskaartidelt lindude arv tuulepargi alal ja 4 km puhvertsoonis ning korrutatakse väljatõrjumismääradega (tuulepargi ja puhvertsooni kohta), et saada väljatõrjutud lindude arv. Aastane suremus määratakse seejärel 10% ulatuses sellest väärtusest.

Võrdluseks arvutatakse suremus ka suhtelise väljatõrjumisriski skoori (RDRS) abil, järgides Bradbury jt (2014) meetodikat. RDRS on väärtus, mis võimaldab arvutada põhjustatud suremusi otse tuulepargis viibivate lindude arvu põhjal. See meetod ei nõua liigispetsiifilisi väljatõrjumismäärasid, vaid kasutab liigi häiringutundlikkust ja elupaiga spetsialiseeritust liigipõhiste parameetritena.

RDRS määratakse järgmise valemi abil:

$$RDRS = \frac{I \times J}{250}$$

Kus:

I on Häirete vastuvõtlikkus

J on Elupaikade spetsialiseerumine

Hinnangud häiringutundlikkuse ja elupaikade spetsialiseerumise kohta võeti vastu Bradbury jt (2014) põhjal ning need on esitatud koos arvutatud RDRS-iga auli ja tõmmuvaera jaoks Tabel 5.

Tabel 5 Suhtelise väljatõrjumisriski skoori (RDRS) väärtused, mis on arvutatud auli ja tõmmuvaera jaoks

Liik	Mina	J	RDRS
Aul	3	4	0.048
Tõmmuvaeras	5	3	0.060

Suhtelise väljatõrjumisriski skoori (RDRS) liigipõhiseid hinnanguid saab nüüd kasutada suremuse arvutamiseks, kasutades järgmist valemit:

$$C = B \times RDRS \times E$$

Kus:

C on aastane suremuse arv meretuulepargi piirkonna kohta

B on lindude keskmine tihedus OWF-alal, sealhulgas 500-meetrises puhervööndis

RDRS on suhtelime väljatõrjumisriski skoor (kirjanduse väärtused)
E on OWF-i eeldatav pindala

Meretuulepargi (OWF) ala keskmine lindude tihedus (*B*) on määratletud kui OWF-i piires asuvate lindude tiheduse keskmine, hõlmates ka kohustuslikku 500-meetrist puhvertsooni OWF-i ümber. OWF-i hõivatud pindala (*E*) hinnatakse, korrutades arendusala pindala skaala teguriga. Skaala tegur on tavaliselt määratud väärtusega 1,0 täielikult valminud OWF-ide ja hilises arendusetapis olevate OWF-ide puhul. Algsjärgus olevatel OWF-idel on skaala tegur sageli alla 1,0, sest arendusala on tavaliselt oluliselt suurem kui kavandatud GW installimiseks vajalik ala. Saare-Liivi OWF-i puhul saab 1,2 GW saavutada, kasutades vaid 45% kogu arenduspiirkonnast. Kuna praegu on ebaselge, kui suur osa kavandatud piirkondadest on vajalik plaanitud GW saavutamiseks, on kõikides käesoleva aruande arvutustes skaala tegur konservatiivselt määratud väärtusega 1,0, et hinnata kõige ebasoodsamat stsenaariumi.

KEC4 raamistikus käsitletakse ka individuaalsete simulatsioonimudelite (IBM) kasutamist, et hinnata OWF-i põhjustatud elupaikade kaotuse mõju lindude ellujäämisele. Kuid seda lähenemist käesolevas uuringus ei käsitleta.

Lisanduva suremuse hindamine väljatõrjutud lindude arvu põhjal on üldiselt seotud suurte ebakindlustega, peamiselt seetõttu, et teadmised elupaikade kandevõime ja lindude võimekuse kohta seda ära kasutada on napid. Seetõttu on kasutatud mitmeid asendusmeetodeid või tehtud konservatiivseid oletusi.

Näiteks Taani Sejerø OWF-i mõjuhinnangus (Skov & Heinänen 2015) jaotati väljatõrjutud linnud ülejäänud alale, mis jagati neljaks sobivusklassiks, kus enamik linde paigutati suurima sobivusega aladesse. Oletati, et iga protsendi võrra, mil arvukus suureneb, kasvab suremus 2,5% võrra võrreldes algtaseme suremusega. See oletus põhineb siiski kahlajaliikide (*Haematopus ostralegus*) uuringutel ja kannab endas sarnast ebakindlust nagu KEC4-s või teistes uuringutes tehtud oletused.

Taani OFW "Vesterhav Nordis" arvutatakse väljatõrjutud lindude suremus eeldusel, et 1% ümberasustatud lindudest sureb (Goldberg et al. 2020).

Taani OWF-is "Thor" ei ole väljatõrjutud lindude lisasuremust arvesse võetud (Niras 2024). Siin hinnatakse väljatõrjutumist otseselt Taani ja biogeograafiliste populatsioonide suhtes.

Taani avamere tuulepargis "Omø Syd" on rakendatud suremusvahemikku 1–20 % väljatõrjutud lindudest, mis esindab erinevat konservatiivsuse astet ja kajastab teadmiste ebakindlust (NIRAS 2020).

Natural England on soovitanud 1–10% vahemikku võimaliku suremusmõju ülempiirina, mis järgneb väljatõrjumisele alkide (*Alcidae*) perekonna liikide, sukeldujate ja põhja-tormilinnu (*Morus bassanus*) puhul. Selline hinnang põhineb näiteks Hornsea Project One (Smart Wind, 2014), Hornsea Project Two (Natural England, 2014) ja Norfolk Vanguard (Natural England, 2018) planeerimisavaldustega seotud dokumentatsioonidel.

4.8 Kumulatiivne meetod

Praegune vajadus taastuenergia tootmise taseme mitmekordistamiseks on soodustanud ulatuslike plaanide loomist avamerepiirkondades. Seetõttu suureneb ka keskkonnamõjude ulatus, kusjuures lindude väljatõrjumine on üks keskseid küsimusi. Ramboll on kogunud teadaolevad arendusplaanid hindamisalal, et läbi viia kumulatiivsete mõjude analüüs. Kasutatud metodika on sama, mida rakendatakse üksiku projekti analüüsimisel. Kuid kuna Rambollil ei ole hindamisala

katvaid vaatlusandmeid, kasutatakse modelleeritud tihedusi, mis põhinevad jaotuse mudelil (vt jaotis 4.5).

Kumulatiivse analüüsi jaoks modelleeris Ramboll lindude tihedused kogu hindamisalal, tuginedes lennuloenduste keskmistatud lindude arvudele (mis katavad ainult arendusala). Erinevalt sellest kasutati „üksiku“ Saare-Liivi projekti väljatõrjumise analüüsis arendusala tiheduse modelleerimisel maksimaalseid lindude arvusid, kuna see vastab parimale praktikale.

Praegusel hetkel on ebaselge, kas ja millises ulatuses kavandatud plaanid realiseeruvad. On tõenäoline, et vähem kui 100% potentsiaalsetest aladest kaetakse tuulepargiturbiinidega. Eesti teoreetiline potentsiaal ületab märkimisväärselt tegelikku tehnilist potentsiaali, mis on seotud elektrivõrgu võimsuse ja riigi elektritarbimise vajadustega.

Realistliku ülevaate andmiseks võimalikust arengust ja samal ajal ettevaatusprintsipi rakendamiseks mudelis eeldab Ramboll järgmiste kriteeriumitega projektide realiseerimist:

- asuvad hindamisalal;
- on arvestatud olemasolevates ja siduvates merealade planeeringutes;
- projektid, mille KMH programmid on heaks kiidetud;
- projektid, mille KMH aruanded on kinnitatud.

Ülevaade hindamisalale kavandatavatest meretuuleparkidest on kujutatud Joonis 4, samas kui olekuteave on esitatud Tabelis 6.



Joonis 4 Ülevaade hindamisalal kavandatud meretuuleparkidest, mis on kaasatud kumulatiivsete mõjude analüüsi. Ükski tuulepark ei ole veel ehitamisel ega töövalmis. Seda stsenaariumi kasutati kumulatiivse väljatõrjumise arutamisel.

Tabel 6 Hindamisalal kavandatavate meretuuleparkide seis, sealhulgas Saare-Liivi (kujutatud: Joonis 4)

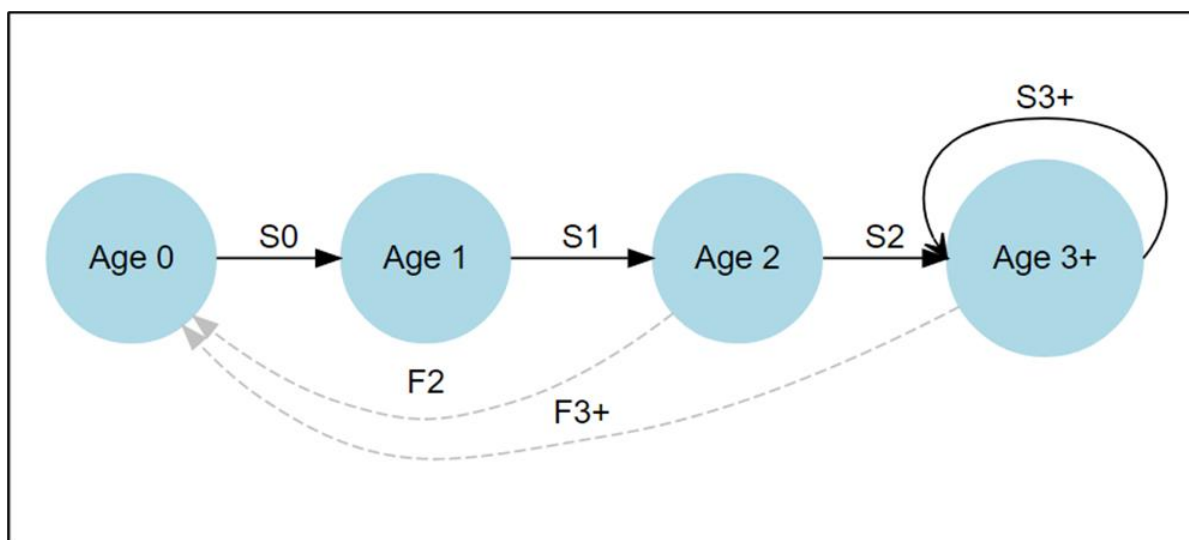
OWF-id hindamisalal	Projekti staatus	Omanik
Liivi Lahe	Kinnitatud KMH programm	Enefit Green AS
Saare Wind Energy	KMH aruanne heaks kiidetud	Saare Wind Energy OÜ, Van Oord NV
Saare-Liivi	Kinnitatud KMH programm	OÜ Utilities Wind
Saare-Liivi täiendav ala	Kinnitatud KMH programm	OÜ Utilities Wind

4.9 Populatsiooni elujõulisuse analüüs (PVA)

Ramboll viis läbi põhjaliku populatsiooni elujõulisuse analüüsi (PVA) tõmmuvaerase ja auli jaoks, et hinnata Saare-Liivi meretuulepargi võimalikku mõju. Seda lähenemist peetakse parimaks praktikaks taastuvenergia projektide mõju kvantifitseerimiseks merelindude populatsioonidünaamikale (Searle jt, 2022).

Tuginedes tõmmuvaerase ja auli demograafilistele näitajatele (Koneff jt, 2017), mis on üksikasjalikult esitatud tabelis 16 lisa III, koostas Ramboll populatsiooni prognoosid ajavahemikuks, mis vastab kolmele põlvkonna kestusele. Tõmmuvaerase ja auli puhul on see 7 aastat (HELCOM, 2013), mis andis kokku 21-aastase simuleeritud perioodi.

Selle lähenemise kohaselt kasutas Ramboll prognooside koostamiseks Leslie maatriksimudelit, mis järgib vanuselise struktuuri, mida on kujutatud joonisel 5.



Joonis 5 Tüüpilise meripartide populatsiooni vanuselise struktuuriga mudeli skemaatiline esitus koos pesitsusjärgse loendusega. Ringid esindavad erinevaid vanuseklasse, kusjuures vanus 0

tähistab järglasi ja vanus 3+ hõlmab kõiki 3-aastaseid või vanemaid inimesi. Tahked nooled näitavad vanusepõhiseid ellujäämistõenäosusi (S0, S1, S2 ja S3+), samas kui katkendjooned kujutavad vanusespetsiifilisi viljakusi (F2 ja F3+). Vanus 3+ sisaldab kahte ellujäämise üleminekut: üks üksikisikutele, kes liiguvad alates 2. eluaastast kuni 3. eluaastani, ja teine neile, kes jäävad vanuseklassi 3+ (esindades neid, kes klassis ellu jäävad). Seda lähenemist rakendatakse projektis nii tõmmuvaera kui auli populatsioonide puhul.

Õmmuvaerase puhul põhinevad kasutatud demograafilised näitajad Koneff jt (2017) andmetel, mis algselt esitati lähedaselt sugulasliigilt valgesilmvaeraselt (Melanitta deglandi). Siiski on valgesilmvaeras ja tõmmuvaeras geneetiliselt väga sarnased ning neid kahte liiki peeti varem üheks liigiks (Collinson jt, 2006). Selle alusel otsustas Ramboll rakendada neid näitajaid ka tõmmuvaerase jaoks.

Tõmmuvaerase ja auli algpopulatsiooni modelleerimisel kasutas Ramboll eigenvektori-põhist lähenemist, et jaotada isendid nelja vanuseklassi vahel. Lisaks kasutas Ramboll aulide sugude suhet, mis põhines isendite talvitamise ajal tehtud pildiantmete analüüsil erinevates Läänemere piirkondades aastatel 2008–2021 (Larsson, 2022). Petersen jt (2019) hindasid samuti auli sugude suhet, märkides ebaühtlasemat jaotust umbes 35% emastega, kuid nende andmestik oli märkimisväärselt väiksem kui Larssonil (2022).

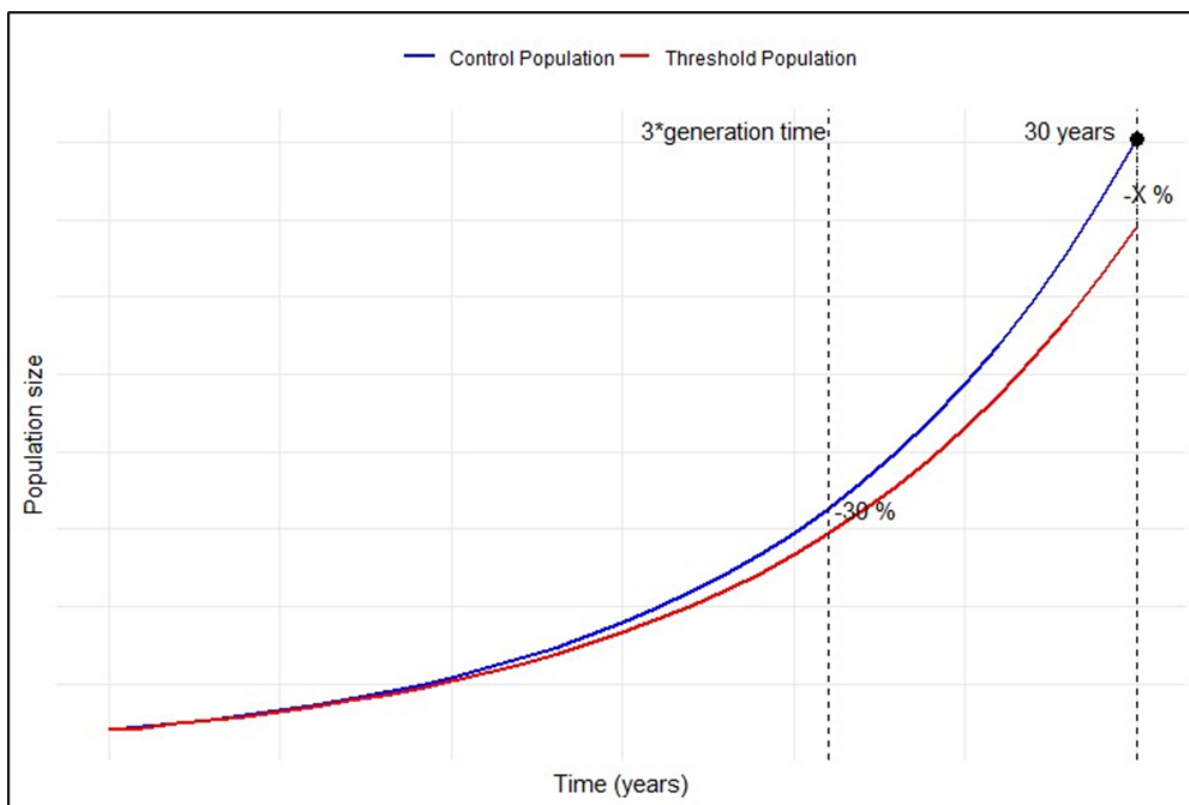
Tõmmuvaerase puhul näitas Petersen jt (2019) sugude suhe veelgi suuremat ebaühtlust, hinnates, et emaste osakaal Taani vetes on vaid 20%. Kuna nende andmestik oli siiski märgatavalt väiksem kui Larssoni (2022) oma, valis Ramboll prognoosides konservatiivsema lähenemise, määratledes sugude suhte 40% emastega.

Ramboll integreeris suremuse määrad populatsiooni elujõulisuse analüüsi (PVA), tuginedes GIS-analüüsist saadud hinnangutele, mis kajastasid väljatõrjumist arenduspiirkonnas ja kumulatiivseid mõjusid hindamisalal. See integreerimine võimaldab hinnata nii Saare-Liivi meretuulepargi kui ka kõikide hindamisalal asjakohaste meretuuleparkide kumulatiivseid mõjusid.

OWF-ide nii kohalikud kui ka kumulatiivsed mõjud hinnatakse KEC4 raamistiku (Potiek jt, 2022) vastuvõetava mõju taseme (Acceptable Level of Impact, ALI) kontseptsiooni alusel. See raamistik pakub struktureeritud lähenemist OWF-ide keskkonnamõjude hindamiseks ja juhtimiseks, tagades, et kumulatiivsed mõjud jäävad aja jooksul vastuvõetavatesse piiridesse.

ALI kasutab IUCN kriteeriume, mis käsitlevad 30% (või rangema lähenemise korral 15%) populatsiooni vähenemist kolme põlvkonna jooksul (IUCN, 2012). ALI väärtust hinnatakse 30 aasta lõikes, mis esindab OWF-i litsentsiperioodi, mille jooksul peab mõju jääma IUCN-i 30% (või rangema 15%) kriteeriumi piiresse. ALI põhimõtete ülevaade on esitatud joonisel 6.

Seetõttu simuleerib Ramboll PVA-d kolme põlvkonna jooksul, võimaldades võrrelda nende mõjude põhjustatud suhtelist vähenemist KEC4 raamistiku IUCN-i kriteeriumitega.



Joonis 6 IUCNi kriteerium populatsiooni suhtelise vähenemise künnise kohta pärast kolme generatsiooni aega, mida kasutatakse KEC4 raamistikus, on esindatud 30% vähendamise kohta, kuid kehtib ka 15% vähendamise kohta. ALI-väärtus dešifreeritakse 30 aasta pärast kontrollpopulatsiooni ja lävipopulatsiooni vahena "-X %" (Potiek et al. 2022).

5. Tulemused

5.1 Kaugushinnanguline valim (*distance sampling*)

Kaugushinnangulise valimi tulemused on illustreeritud tabelites 7 ja 8, kus on näidatud arenduspiirkonnas ja puhvertsoonis hinnanguliselt esinevate lindude arv vastavate loenduste põhjal.

Tabel 7 näitab tõmmuvaerase arvukuses märkimisväärset varieeruvust, ulatudes 49-st kuni 8 008 linnuni. See varieeruvus peegeldab hooajalisi muutusi, kusjuures kevadel (tipperioodil) on eeldatavasti rohkem isendeid kui suvel. See hooajaline varieeruvus kajastub hiljem arenduspiirkonna ja puhvertsooni lindude arvukuse hinnangutes.

Tabel 8, mis illustreerib auli loendusi, näitab samuti märkimisväärset varieeruvust, ulatudes 1-st kuni 11 891 linnuni. Kõrgeimad loendused ja sellest tulenevalt ka kõrgeimad hinnangud arenduspiirkonna ja 4 km puhvertsooni kohta esinevad talve keskpaigas, mis on selle liigi tipperiood. Vastupidiselt on kevadel ja sügisel täheldatud vähem linde.

Tabel 7 Tõmmuvaera lennuloenduste tulemused koos vastavate loendustega, endise arendusala kohta arvatud hinnangud, sealhulgas 4 km puhvertsoon, ja lõplikud hinnangud muudetud arendusala kohta, sealhulgas 4 km

puhvertoon. Linnuvaatluste käigus tehti kokku 20 lendu, kuid see aruanne põhineb 18 lennu tulemustel, mis olid aruande koostamise ajal kättesaadavad. Neist 7 lennu ajal täheldati tõmmuvaerast.

Uuring	Kuupäev	Loendused uusarendusalal (sh 4 km puhver)	Arvukuse hinnang uusarenduspiirkonnas (sh 4 km puhver)
K1	25-04-2022	3,201	13,459
K2	06-05-2022	8,008	41,980
K4	10-04-2023	108	334
K6	04-05-2023	49	372
Su1	31-07-2022	177	951
Su2	31-07-2023	91	445
Su3	17-08-2023	150	936

Tabel 8 Aulide lennuloenduste tulemused koos vastavate loendustega, endise arenguala kohta arvatud hinnangud, sealhulgas 4 km puhvervöönd, ning lõplikud hinnangud läbivaadatud arendusala kohta, sealhulgas 4 km puhvervöönd. Linnuvaatluste käigus tehti kokku 20 lendu, kuid see aruanne põhineb 18 lennu tulemustel, mis olid aruande koostamise ajal kättesaadavad. Neist 11 lennu ajal täheldati aule.

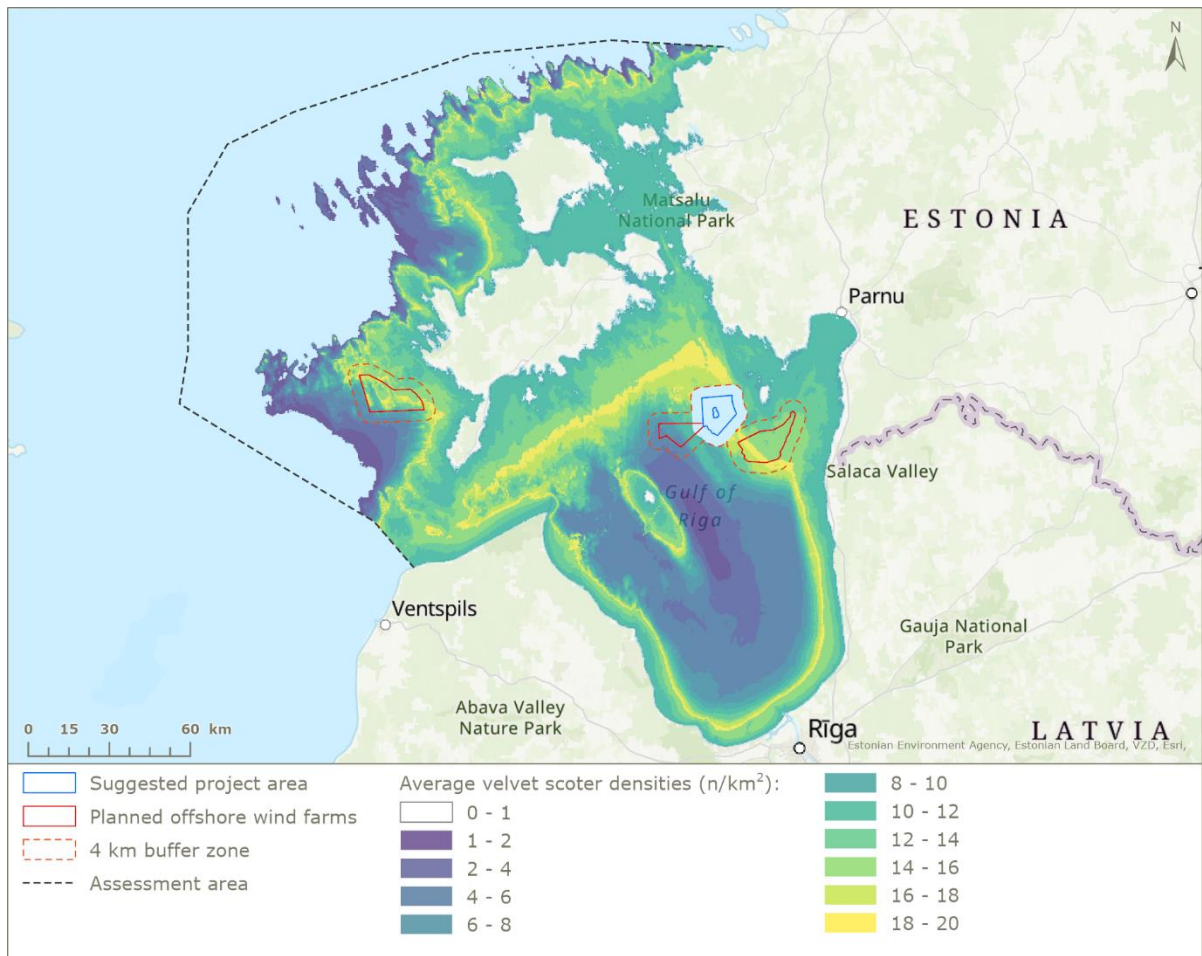
Uuring	Kuupäev	Loendused uusarendusalal (sh 4 km puhver)	Arvukuse hinnang uusarenduspiirkonnas (sh 4 km puhver)
K1	25-04-2022	154	771
K2	06-05-2022	25	152
K4	10-04-2023	2,001	4,601

Uuring	Kuupäev	Loendused uusarendusalal (sh 4 km puhver)	Arvukuse hinnang uusarenduspiirkonnas (sh 4 km puhver)
Sy2	28-11-2022	1	533
Sy3	02-11-2023	1,602	18,979
Sy4	16-11-2023	1,383	12,182
T1	27-01-2023	11,891	98,797
T2	09-03-2023	551	5,020
T3	21-12-2023	10,767	95,001
T4	26-01-2024	3,123	15,326
T5	27-01-2024	594	9,473

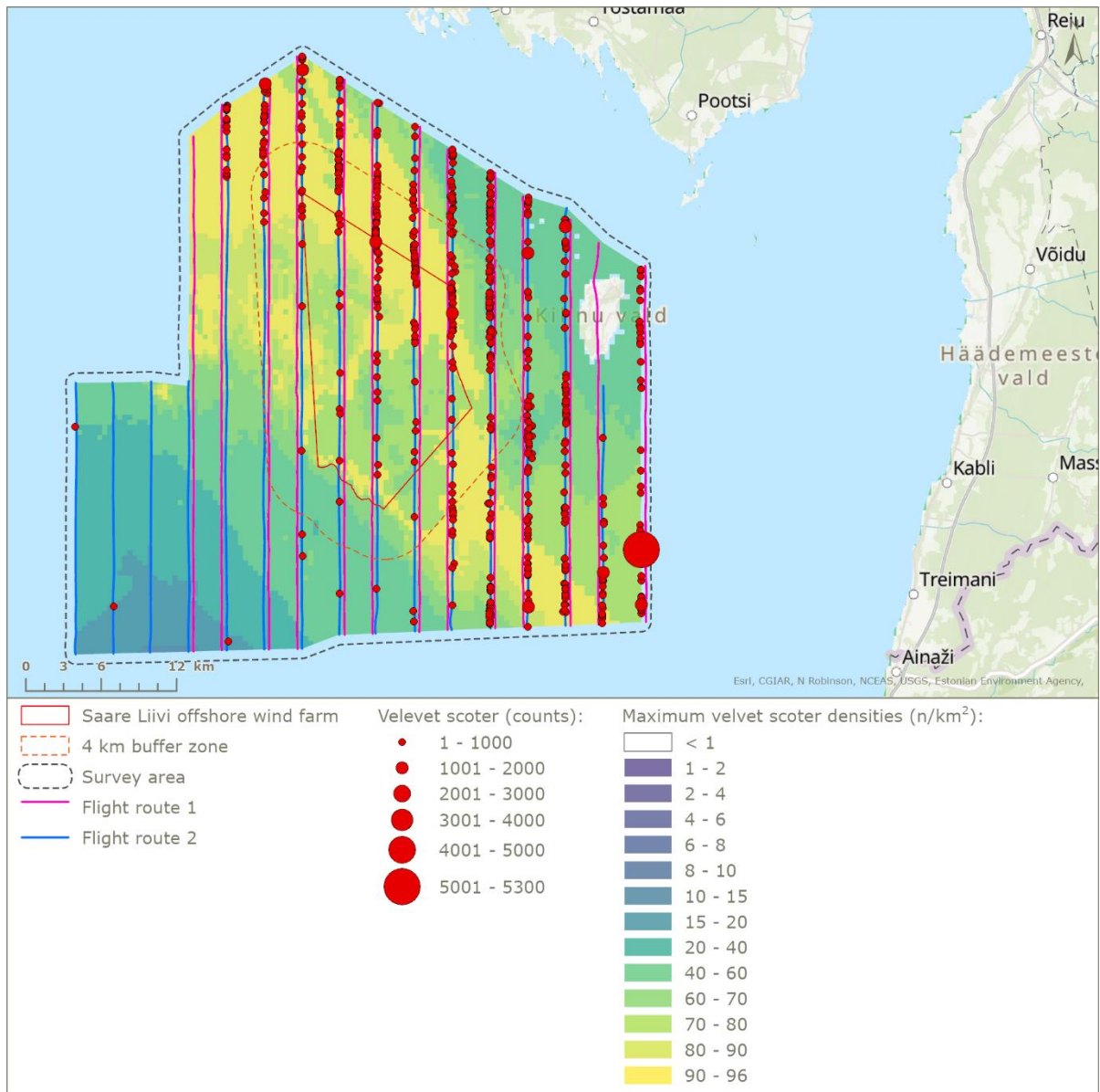
5.2 Tiheduse kaardid

Tiheduskaardid tõmmuvaerase ja auli kohta kogu hindamisalal ja kavandatavas projektialas on illustreeritud järgmistes joonistes. Joonised 7 ja 8 kujutavad tõmmuvaerase tiheduskaarte, samas kui joonised 9 ja 10 esitavad auli tiheduskaarte.

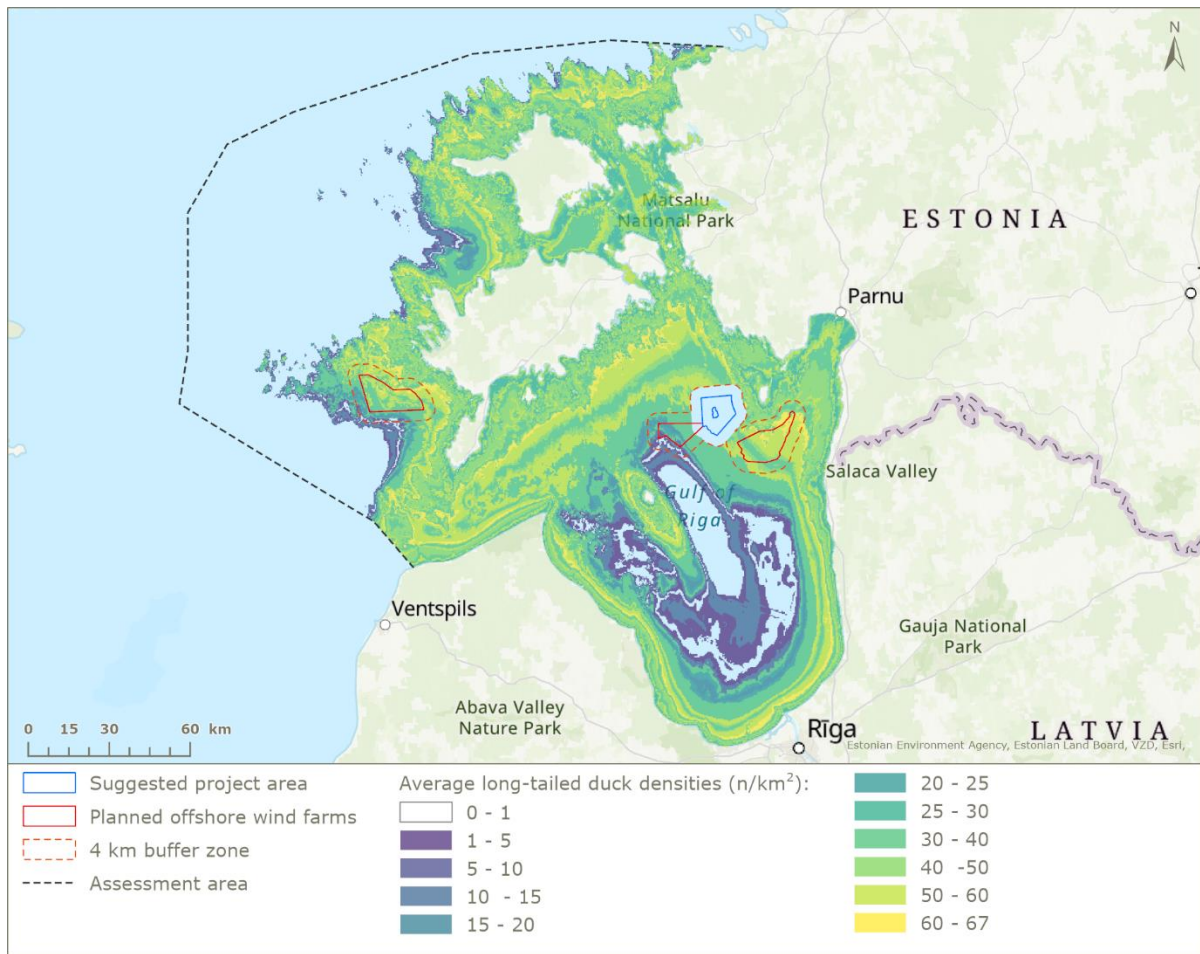
Nagu selgitatud jaotises 4.8, kasutas Ramboll arenduspiirkonna tiheduskaardi koostamiseks maksimaalseid lindude arve vaatlusuuringutest, samas kui kogu hindamisala jaoks kasutati lindude arvukuse keskmistatud väärtusi. See selgitab, miks arenduspiirkonnas modelleeritud lindude tihedused on märgatavalt suuremad, nagu joonistelt näha.



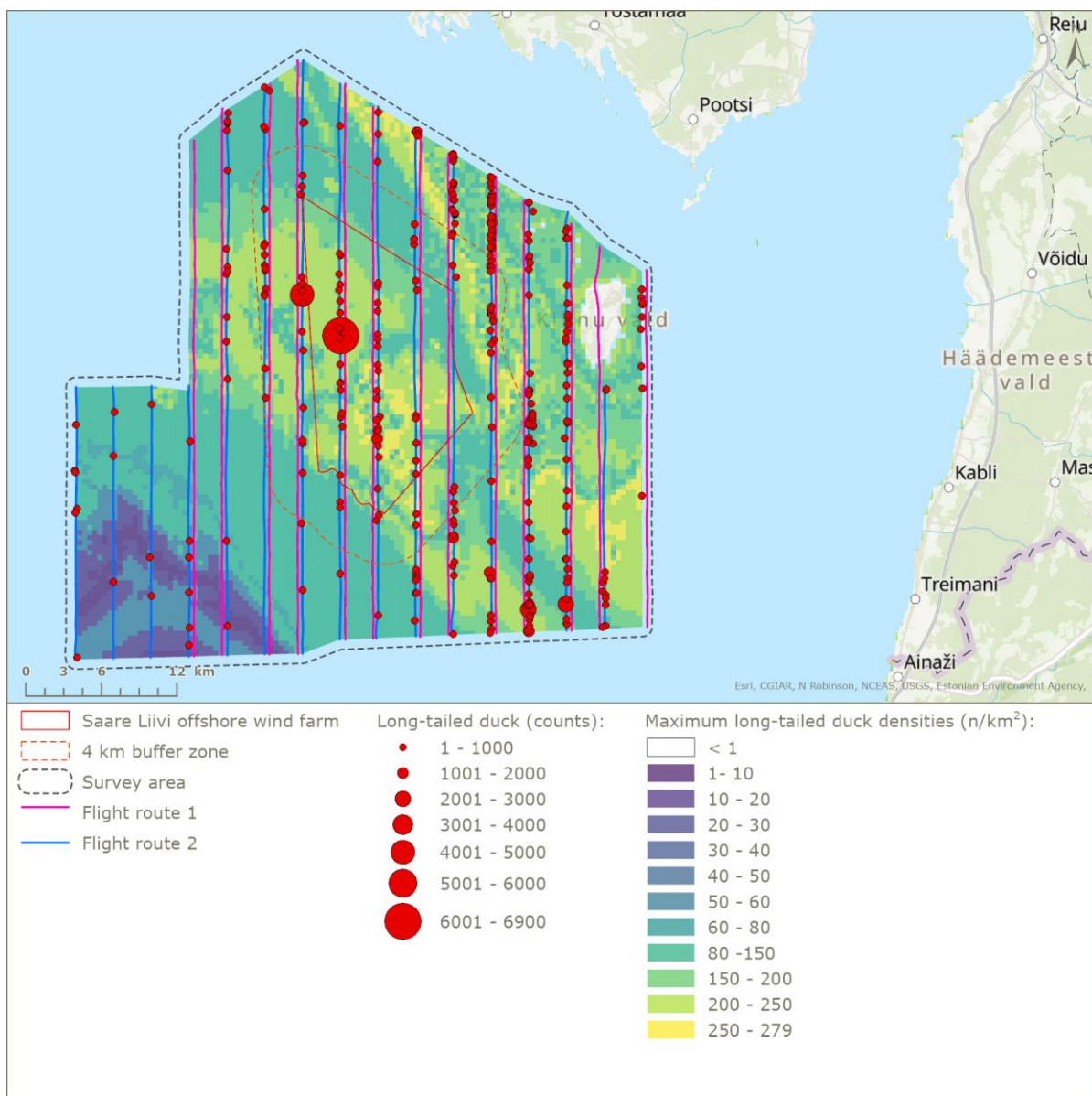
Joonis 7 Jaotusmudeli tulemused, mis illustreerivad tõmmuvaera prognoositavat tiheduskaarti hindamisalal väljaspool soovitatud projektiala. See kaart on arvatud tõmmuvaeraste keskmise arvukuse põhjal uuringualal.



Joonis 8 Jaotusmudeli tulemused, mis illustreerivad tõmmuvaera prognoositavat tiheduskaarti arenduspiirkonnas, sealhulgas kõigi uuringute koguarvud. Tihedused arvutatakse uuringute maksimaalsete arvukuse väärtuste põhjal. Märkus: lennumarsruute (punaseid jooni) on veidi nihutatud, et need oleksid joonisel nähtavad.



Joonis 9 Jaotusmudeli tulemused, mis illustreerivad alide prognoositavat tiheduskaarti hindamisalal väljaspool soovitatud projektiala. See kaart on arvatud alide keskmise arvukuse põhjal uuringualal.



Joonis 10 Jaotusmudeli tulemused, mis illustreerivad arengupiirkonnas ennustatavat auli tiheduskaarti, sealhulgas kõigi uuringute üldarvud. Tihedused arvutatakse uuringute maksimaalsete arvukuse väärtuste põhjal. Märkus: lennumarsruute (punaseid jooni) on veidi nihutatud, et need oleksid joonisel nähtavad.

Lõpuks on Ramboll modelleerinud tõmmuvaerase ja auli isendite arvu kogu hindamisalal, kasutades kaugushinnangulist valimit ja liikide jaotuse modelleerimise kombinatsiooni. Ramboll ekstrapoleeris mõlema liigi keskmise arvukuse kõigi lennuloenduste põhjal, mis arvatati kaugushinnangulise valimi abil, üle kogu hindamisala. Ekstrapoleerimine ei toimunud otseselt 1:1, vaid põhines liikide jaotuse modelleerimise tulemusena saadud sobivusnäitajatel.

Lõplikud hinnangulised viitepopulatsioonide suurused on esitatud tabelis 9. Tuleb märkida, et need arvud on suure ebakindlusega ning kõik tulemused, kus neid numbreid kasutatakse, tuleks tõlgendada, arvestades nende olulist ebakindlust.

Tabel 9 Tõmmuvaera ja auli hinnangulised võrdluspopulatsiooni suurused kogu hindamisalal.

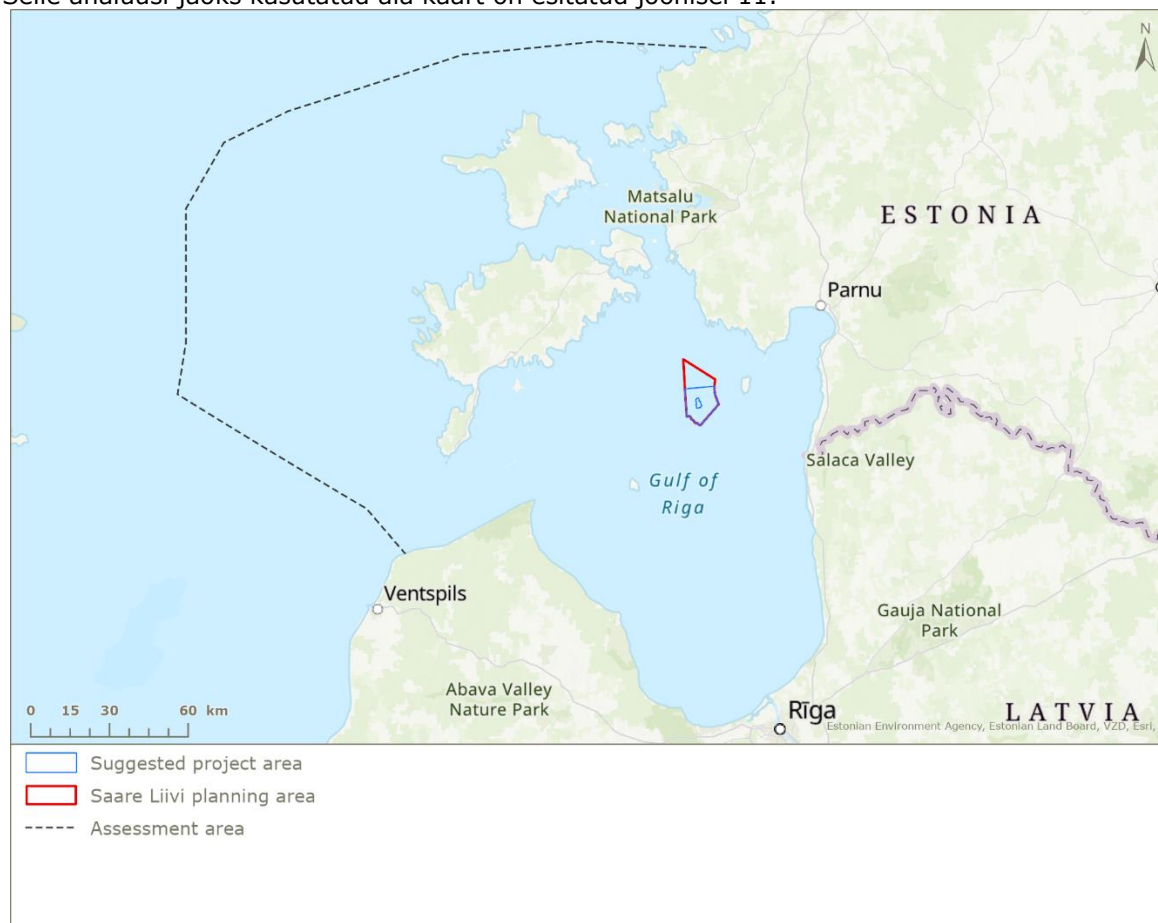
	Hinnang	Standardhälve	SE	Madalam 95 % CI	Ülemine 95 % CI
Tõmmuvaeras	277,210	73,876	27,923	222,482	331,938
Aul	875,981	123,310	37,179	803,110	948,830

5.3 Väljatõrjumisriski hinnangud (GIS-analüüs)

Nagu on üksikasjalikumalt kirjeldatud peatükis 4.6, on väljatõrjumine arvatud tiheduskaartide kombineerimisel arenduspiirkonnaga, sealhulgas 4 km puhvertsooniga. Tõmmuvaerese puhul rakendati tegelikult tuulepargis 80% väljatõrjumist, samas kui 4 km puhvertsooni jaoks kasutati järk-järgult kahanevat väljatõrjumismäära 80%-lt 0%-ni. Auli puhul rakendati tegelikult tuulepargis 75% väljatõrjumist ja puhvertsooni jaoks kahanevat väljatõrjumismäära 75%-lt 0%-ni.

Mõlema liigi jaotus arenduspiirkonnas on ebaühtlane. Kuna mõlema liigi tihedus on arenduspiirkonna põhjaosas suurem ja ainult umbes 60% alast on vajalik ligikaudu 1,2 GW paigaldamiseks, on arendaja välja pakkunud stsenaariumi, mis katab suurema osa ala lõunaosast. Madala veesügavuse tõttu ei sobi mõned selle piirkonna keskosas asuvad alad tuulegeneraatorite jaoks. Need piirkonnad on tuulepargi võrgustikust välja jäetud ja integreeritud puhvertsooni.

Selle analüüsi jaoks kasutatud ala kaart on esitatud joonisel 11.



Joonis 11 Saare-Liivi OWF projektipiirkond.

Väljatõrjumise arvutuste tulemused on esitatud tabelis 10. Tabelis 10 on hindamisala kumulatiivsete meretuuleparkide puhul see arv arvutatud, tuginedes kavandatud projektilalt ja kolmest ülejäänud hindamisalal asuvast meretuulepargist hinnatud väljatõrjumise summale.

Tabel 10 Tõmmuvaera ja auli väljatõrjumisrisk Saare-Liivi projektilal ja kumulatiivne stsenaarium nii maksimaalse kui ka keskmise stsenaariumi puhul. Kõik alad sisaldavad 4 km puhvrit.

OWF-i konfiguratsioonid	Velvet scoter	Pikakarvaline part
Saare-Liivi soovitatud projekti pindala (maksimaalne)	15,378	36,012
Kõik hindamisala OWF-id (maksimaalne)	24,716	63,486
Saare-Liivi soovitatud projektipindala (keskmise)	3,060	8,643
Kõik hindamisala OWF-id (keskmise)	12,398	36,117

5.4 Suremus

Aastane oodatav lisasuremus arvutatakse väljatõrjutud lindude arvu ja RDRS väärtuse abil. Tulemused on esitatud tabelites 11 ja 12. Nagu oodatud, on suremusnäitajad kolme tuulepargi paigutusstsenaariumi (Cut W, N ja S) vahel võrreldavad. Nendest hinnatakse Cut N parimaks võimaluseks, kuna see põhjustab tõmmuvaerese ja auli jaoks kõige madalamat kombineeritud suremust.

Tuleb märkida, et RDRS väärtustest arvutatud suremusnäitajad on märkimisväärselt väiksemad kui 10% oletuse alusel arvutatud väärtused. Selle põhjuseks on see, et 10% oletus, nagu Leopold jt (2014) on välja pakkunud, on üsna konservatiivne.

Tagamaks põhjalikku hindamist ja parimate praktikatega kooskõla, viidi läbi nii RDRS arvutused kui ka 10% oletusel põhinevad arvutused. See lähenemine järgib KEC4 metoodikat, mida tunnustatakse standardina usaldusväärsete mõjuhinnangute jaoks (vt jaotis 4.1). Mõlema meetodi kaasamisega tagab Ramboll, et analüüs hõlmab laia valikut võimalikke mõjusid, pakkudes seeläbi suremusrisiki põhjalikku hindamist.

Tabel 11 Tõmmuvaera aastane indutseeritud suremus.

OWF-i konfiguratsioonid	Suremus (10 %) arvudes	Suremus (10 %) protsendina hindamisala populatsioonist	Suremus (RDRS) arvudes	Suremus (RDRS) protsendina hindamisala populatsioonist
Saare-Liivi OWF soovitatud projektiala	1,538	0.55	616	0.22
Kõik OWF-id hindamisalal	2,472	0.89	1,004	0.36

Tabel 12 Auli iga-aastane indutseeritud suremus.

OWF-i konfiguratsioonid	Suremus (10 %) arvudes	Suremus (10 %) protsendina hindamisala populatsioonist	Suremus (RDRS) arvudes	Suremus (RDRS) protsendina hindamisala populatsioonist
Saare-Liivi OWF soovitatud projektiala	3,601	0.41	1,259	0.14
Kõik OWF-id hindamisalal	6,349	0.72	2,232	0.25

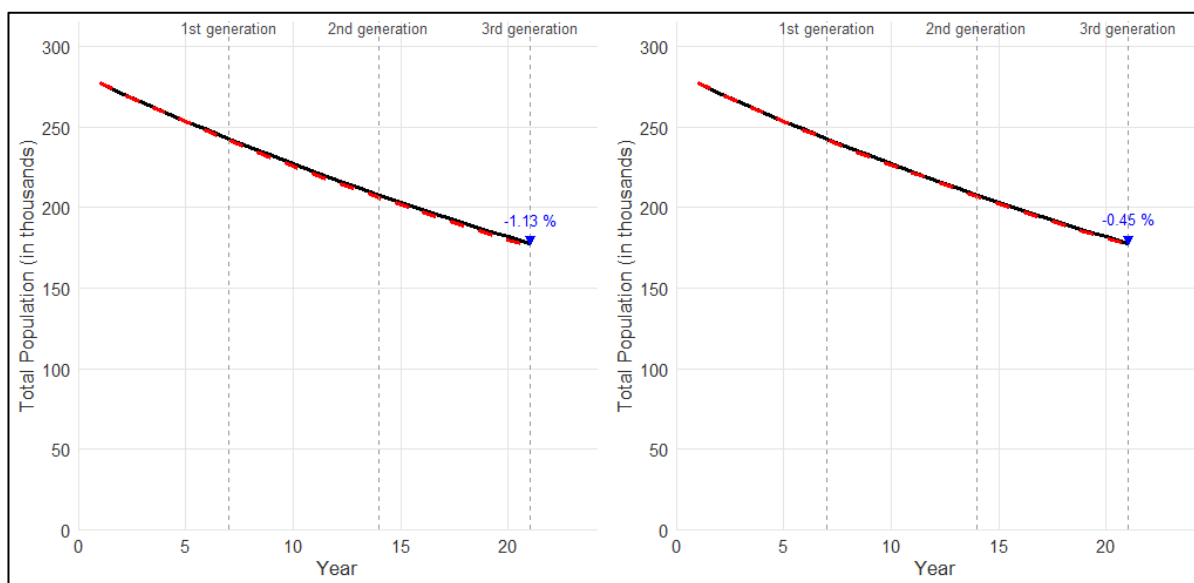
5.5 Kohalik PVA (soovitatav projektiirakond)

Selles jaotises esitab Ramboll tõmmuvaerase ja auli populatsioonide simulatsioonid kolme põlvkonna jooksul, mis vastab 21-aastasele perioodile. Simuleeritud populatsioonitrendid on illustreeritud joonistel 12 ja 13.

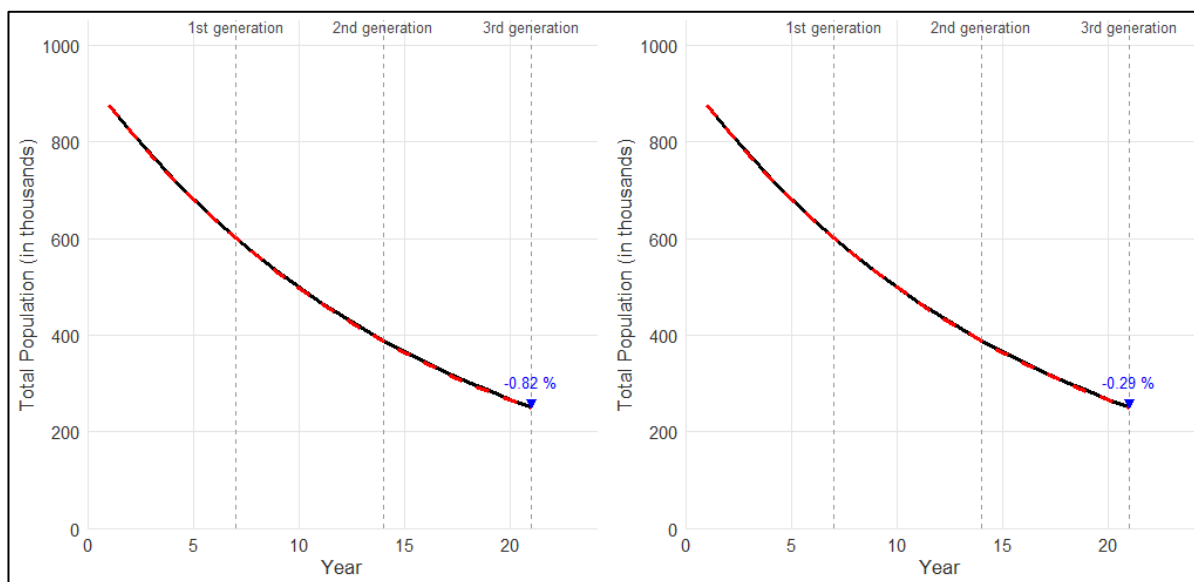
On märkimisväärne, et nende liikide populatsioonidünaamika Läänemeres alates 1990. aastatest on olnud laialdaselt vaidlustatud. Skov jt (2011) ja Larsson (2022) uuringud viitavad märkimisväärsele langusele. Hoolimata dokumenteeritud langusest on suur ebakindlus selles osas, kas populatsioonid stabiliseeruvad aja jooksul madalamatel tasemetel või jätkub langus.

Ramboll otsustas simuleerida langusskeenaariumi, tuginedes Koneff jt (2017) demograafilistele näitajatele ja ebaühtlasele sugude suhtele, mis tuleb Larsson (2022) ja Petersen jt (2019) andmetest. Kohalik PVA simuleeriti, kasutades kahte eelnevalt kirjeldatud aastast suremuse määra: 1. Oletus, et väljatõrjutud lindude suremus on 10%. 2. Aastane suremus, mis arvutati suhtelise väljatõrjumisriski skoori (RDRS) põhjal.

Tõmmuvaerase ja auli kohaliku PVA tulemused on esitatud vastavalt joonistel 12 ja 13. Lõpuks on hinnangulised tõmmuvaerase ja auli populatsioonikadude protsendid hindamisalal nii kohalike kui ka kumulatiivsete elupaikade kadumise mõjude tõttu detailselt esitatud tabelis 13.



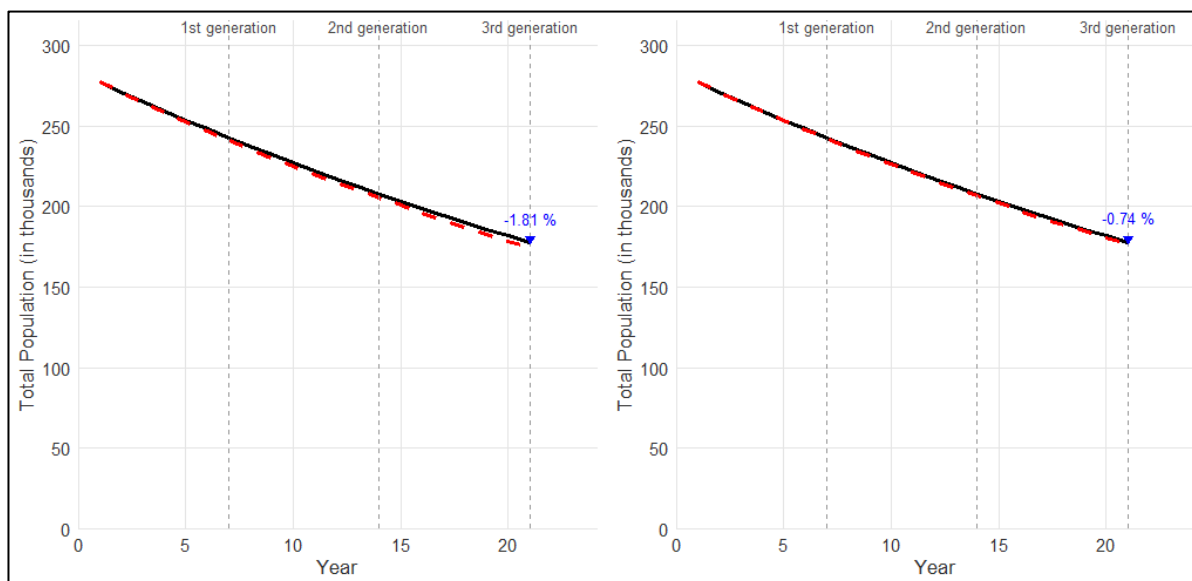
Joonis 12 Kohaliku populatsiooni elujõulisuse analüüs (PVA) **tõmmuvaerale** kogu hindamisalas. Joonise vasakul küljel olev simulatsioon põhineb aastasel suremusel, mis on arvatud eeldusel, et väljatõrjutud lindude suremus on 10 %, samas kui joonise paremal küljel olev simulatsioon põhineb aastasel suremusel, mis on arvatud Suhtelise väljatõrjumisriski skoori (RDRS) alusel. Mõlemad simulatsioonid kujutavad endast prognoositud populatsioonitrendi stsenaariume, mida mõjutab elupaikade kadumine Saare-Liivi OWF-ist, mida simuleeritakse kolme generatsiooni jooksul, mis vastab 21 aastale, tuginedes Koneff jt 2017 ja Larsson 2022 ebaühtlase soo suhte kombinatsioonile. Peaaegu nähtamatu must joon tähistab juhtimisstsenaariumi, millel pole OWF-ide mõju, see on peidetud punase joone taha. Lisaks näitab punane punktiirjoon prognoositavat populatsioonitrendi, mida mõjutab elupaikade kadumine Saare-Liivi OWF-i soovitatud konfiguratsioonist. Kolme põlvkonna tegelik mõju populatsioonile, mida on kujutatud protsentides, on mõlemas simulatsioonis näidatud sinisega.



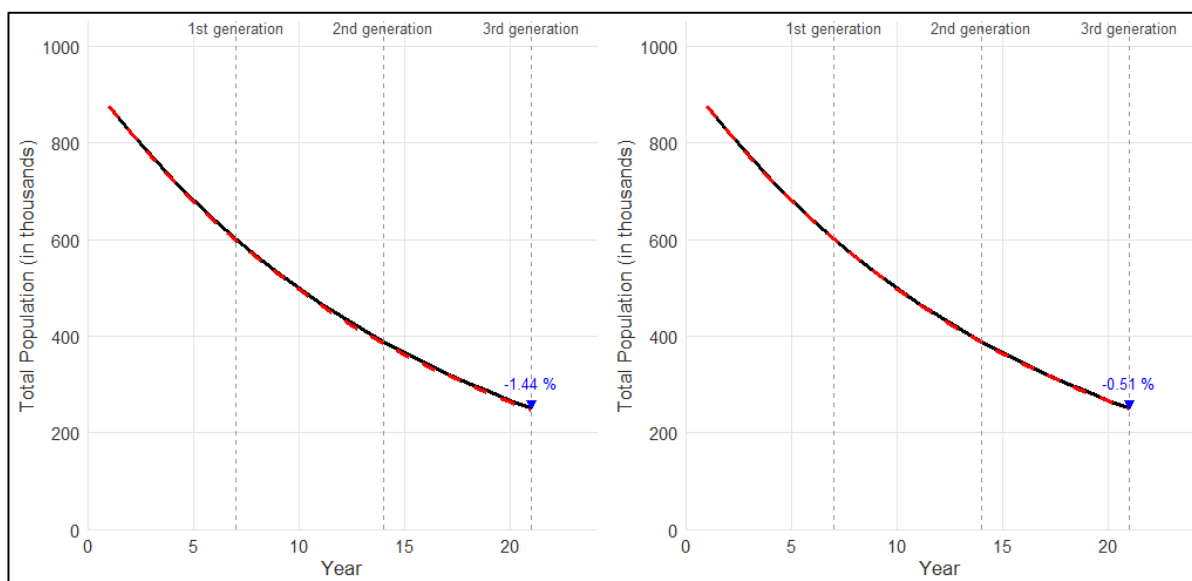
Joonis 13 Kohaliku populatsiooni elujõulisuse analüüs (PVA) **aulile** kogu hindamisalas. Joonise vasakul küljel olev simulatsioon põhineb aastasel suremusel, mis on arvatud eeldusel, et väljatõrjutud lindude suremus on 10 %, samas kui joonise paremal küljel olev simulatsioon põhineb aastasel suremusel, mis on arvatud suhtelise väljatõrjumisriski skoori (RDRS) alusel. Mõlemad simulatsioonid kujutavad endast prognoositud populatsioonitrendi stsenaariume, mida mõjutab elupaikade kadumine Saare-Liivi OWF-ist, mida simuleeritakse kolme generatsiooni jooksul, mis vastab 21 aastale, tuginedes Koneff jt 2017 ja Larsson 2022 ebaühtlase soo suhte kombinatsioonile. Peaaegu nähtamatu must joon tähistab juhtimisstsenaariumi, millel pole OWF-ide mõju, see on peidetud punase joone taha. Lisaks näitab punane punktiirjoon prognoositavat populatsioonitrendi, mida mõjutab elupaikade kadumine Saare-Liivi OWF-i soovitatud konfiguratsioonist. Kolme põlvkonna tegelik mõju populatsioonile, mida on kujutatud protsentides, on mõlemas simulatsioonis näidatud sinisega.

5.6 PVA kumulatiivne

Sarnaselt kohalikule PVA-le simuleeriti kumulatiivset PVA-d, kasutades mõlemat eelnevalt kirjeldatud aastast suuremust: üks arvutati eeldades, et väljatõrjutud lindude suuremus on 10%, ja teine põhineb aastasel suuremusel, mis on arvutatud suhtelise väljatõrjumisriski skoori (RDRS) abil. Tõmmuvaera ja auli kumulatiivse PVA tulemused on esitatud vastavalt Joonis 14 ja Joonis 15. Lõpuks on nii tõmmuvaera kui auli populatsioonikao hinnanguline protsent hindamisalal nii kohaliku kui ka kumulatiivse elupaikade hävimise mõju tõttu üksikasjalikult esitatud Tabel 13.



Joonis 14 Kumulatiivne populatsiooni elujõulisuse analüüs (PVA) **Tõmmuvaera**le kogu hindamisalal. Joonise vasakul küljel olev simulatsioon põhineb aastasel suuremusel, mis on arvutatud eeldusel, et väljatõrjutud lindude suuremus on 10 %, samas kui joonise paremal küljel olev simulatsioon põhineb aastasel suuremusel, mis on arvutatud suhtelise väljatõrjumisriski skoori (RDRS) alusel. Mõlemad simulatsioonid kujutavad endast prognoositud populatsioonitrendi stsenaariume, mida mõjutab elupaikade kadumine Saare-Liivi OWF-ist, mida simuleeritakse kolme generatsiooni jooksul, mis vastab 21 aastale, tuginedes Koneff jt 2017 ja Larsson 2022 ebaühtlase soo suhte kombinatsioonile. Must joon tähistab juhtimisstsenaariumi, millel puudub OWF-ide mõju. Lisaks näitab punane punktiirjoon prognoositavat populatsioonitrendi, mida mõjutab elupaikade kadumine Saare-Liivi OWF-i soovitatud konfiguratsioonist. Kolme põlvkonna tegelik mõju populatsioonile, mida on kujutatud protsentides, on mõlemas simulatsioonis näidatud sinisega.



Joonis 15 Kumulatiivne populatsiooni elujõulisuse analüüs (PVA) **aulile** kogu hindamisalas. Joonise vasakul küljel olev simulatsioon põhineb aastasel suremusel, mis on arvatud eeldusel, et väljatõrjutud lindude suremus on 10 %, samas kui joonise paremal küljel olev simulatsioon põhineb aastasel suremusel, mis on arvatud suhtelise väljatõrjumisriski skoori (RDRS) alusel. Mõlemad simulatsioonid kujutavad endast prognoositud populatsioonitrendi stsenaariume, mida mõjutab elupaikade kadumine Saare-Liivi OWF-ist, mida simuleeritakse kolme generatsiooni aja jooksul, mis vastab 21 aastale, tuginedes Koneff jt 2017 ja Larsson 2022 ebaühtlase soo suhte kombinatsioonile. Must joon tähistab juhtimisstsenaariumi, millel puudub OWF-ide mõju. Lisaks näitab punane punktiirjoon prognoositavat populatsioonitrendi, mida mõjutab elupaikade kadumine Saare-Liivi OWF-i soovitatud konfiguratsioonist. Kolme põlvkonna tegelik mõju populatsioonile, mida on kujutatud protsentides, on mõlemas simulatsioonis näidatud sinisega.

Tabel 13 Hinnanguline protsent nii tõmmuvaera kui auli populatsioonikaost hindamisalal, mis on tingitud nii kohalikust kui ka kumulatiivsest elupaikade kadumise mõjust.

	Kohalik mõju (10 %) populatsioonile (%)	Populatsiooni kohalik vähenemine (%)	Kumulatiivne mõju (10%) populatsioonile (%)	Populatsiooni kumulatiivne mõju (RDRS) (%)
Tõmmuvaeras	-1.13	-0.45	-1.81	-0.74
Aul	-0.82	-0.29	-1.44	-0.51

5.7 Hinnang ja järeldused

Saare-Liivi development area

Selles aruandes on hinnatud auli ja tõmmuvaerese eeldatavat väljatõrjumist ning hinnatud mõju populatsioonitasemel (PVA).

Projekti põhjustatud lisasuremuse hindamiseks rakendati ettevaatusprintsipi Hollandi KEC4-programmi (Leopold jt, 2014) soovitatud väljatõrjutud lindude 10% suremust. Võrdluseks arvatati suremus ka suhtelise väljatõrjumisriski skoori (RDRS) põhjal, järgides Bradbury jt (2014) meetodikat.

Selle alusel ulatub tõmmuvaerase aastane lisasuremus vahemikku 616–1 538 isendit, mis moodustab viitepopulatsioonist 0,22–0,55%. Auli puhul jääb aastane lisasuremus vahemikku 1 259–3 601 isendit, mis vastab viitepopulatsiooni 0,14–0,41%-le.

PVA-s simuleeriti lisasuremuse pikaajalist mõju viitepopulatsioonile kolme põlvkonna jooksul (21 aastat mõlema liigi puhul), kasutades vanusstruktuuriga Leslie maatriksimudelit. Ramboll koostas langusskeenaariumid mõlema liigi jaoks, tuginedes Larsson (2022) populatsioonimudelitele ning Koneff jt (2017) demograafilistele näitajatele, samuti Läänemere ja Taani vetes sugude suhte jaotuse uuringutele (Petersen jt, 2019).

Populatsioonisimulatsioonide tulemused on esitatud jaotises 5.5. Mudel näitab tõmmuvaerase projektiga seotud pikaajalist vähenemist viitepopulatsioonist 0,45–1,13% ja auli puhul vähenemist 0,29–0,82% (vt joonised 12 ja 13).

Järgnevalt arutleb Ramboll selle languse olulisuse üle, võrreldes seda tavapäraselt rakendatavate kriteeriumitega. Siiski tuleb märkida, et siduvad kriteeriumid puuduvad.

Hinnates projekti põhjustatud populatsiooni languse olulisust, rakendas Ramboll Hollandi KEC4-programmi (Potiek jt, 2022) vastuvõetava mõju taseme (Acceptable Level of Impact, ALI) kriteeriumit. Ramboll valis rangema kriteeriumi, mis lubab 15% populatsiooni langust kolme põlvkonna jooksul, mis mõlema liigi puhul on 21 aastat (HELCOM 2013). Saare-Liivi meretuulepargi mõjud on nii tõmmuvaerasele kui ka aulile oluliselt madalamad kui ALI künnis 15%. Selle kriteeriumi alusel ei ole 1,2 GW tuuleenergia rajamine arenduspiirkonda kahe liigi populatsioonile märkimisväärse mõjuga.

Ramboll peab populatsiooni hinnangulise 1% kriteeriumi kõige rangemaks kriteeriumiks, mida üldiselt aktsepteeritakse piirmäärana, et eristada ebaolulisi ja võimalikke olulisi mõjusid populatsioonitasemel (nt Clausen jt, 2019; Dierschke jt, 2003). PVA tulemuste järgi jääb 21 aasta populatsioonimõju alla 1% auli puhul ja veidi üle 1% tõmmuvaerase puhul (1,13%). Arvestades erinevate hinnangusammude konservatiivsust (vt allpool), usutakse, et ka see kriteerium on täidetud.

Kuna Saare-Liivi tuulepargi eeldatav mõju jääb hästi alla ALI künnise ja vastab rangelt 1% kriteeriumile, järeldatakse, et mõlema liigi populatsioonile olulist mõju ei esine.

Esitatud hinnangut peetakse usaldusväärseks, kuna see sisaldab mitmeid konservatiivseid elemente. Esiteks valis Ramboll arenduspiirkonna tiheduse ja arvukuse arvutamiseks erinevatest vaatlustest maksimaalse isendite arvu, et arvutada maksimaalne mõju. Vastupidiselt kasutas Ramboll hindamisala viitepopulatsiooni koguarvu ekstrapoleerimiseks vaatluste keskmisi arve, mis tähendab, et arenduspiirkonnas mõjutatud populatsioon on viitepopulatsiooniga võrreldes suurem ja mõju on ülehinnatud.

Veel üks konservatiivne element on 10% suremuse määra rakendamine väljatõrjutud lindudele. Teadmised suremuse ja väljatõrjumise seosest on siiski napid ja spekulatiivsed. Tõmmuvaerase ja auli puhul on tõenäoline, et 10% suremuse määr on väga kõrge hinnang. Seda seetõttu, et mõlemad liigid on loomulikult väljatõrjutud suurtest talvitamisaladest, kui Liivi laht külmub. Külmal talvedel jääb Liivi laht täielikult, mõõdukate talvede korral osaliselt ja pehmetel talvedel jääb peaaegu jäävabaks (Löptien & Dietze 2014; Dyrz 2017). Seega, jääkatte ajal peavad sajad tuhanded pardid ümber jaotuma ja leidma toitumisalad lõuna pool. Talvitamisperioodil esinevate laiaulatuslike loomulike dünaamikate ja asjaolu tõttu, et pardid on selgelt võimelised leidma alternatiivseid toiduallikaid, tundub ebatõenäoline, et 11 921

tõmmuvaerase ja 28 771 auli väljatõrjumine põhjustaks 10% suremust. RDRS väärtuste põhjal arvatud suremus oli madalam, mida Ramboll kasutas võimalike suremuste vahemiku näitamiseks.

Kumulatiivne mõju

Tulevasi võimalikke meretuuleparke analüüsiti koos Saare-Liivi meretuulepargi arenduspiirkonnaga, et arvutada kumulatiivne mõju kahele liigile. Kumulatiivse mõju hindamiseks valiti viiteala, mis hõlmab Liivi lahte ning saartevahelisi väinu ja veekogusid põhja- ja lääneosas. Ramboll kaasas hindamisse ainult piisavalt kindlaksmääratud projekti plaanid, nagu on näidatud joonisel 4. Kuna puudub teave selle kohta, kui suured OWF võrgustikud nendes planeeringualades tegelikult rajatakse, eeldas Ramboll konservatiivselt, et kogu planeerimisala kaetakse turbiinidega. Väljatõrjumise arvutamiseks lisati nendele aladele 4 km puhvertsoon.

Arvatud kumulatiivne väljatõrjumine on 24 716 tõmmuvaerast ja 63 486 auli, mis vastab lisanduva aastase suremuse 0,36–0,89% ja 0,25–0,72% nende vastavatest viitepopulatsioonidest hindamisalal. PVA tulemused näitavad, et projektiga seotud populatsiooni langus on 21 aasta jooksul 0,74–1,81% tõmmuvaerase puhul ja 0,51–1,44% auli puhul.

Ülal käsitletud ALI kriteeriumi rakendamisel jääb see siiski oluliselt alla piirmäära. Kuid ranget 1% kriteeriumi järgides ei saa välistada võimalikku olulist mõju populatsioonitasemel. Arvestades nii piirkonnas OWF-i arenduse ulatuse kui ka selliste hinnangute täpsusega seotud ebakindlust (vt ka jaotis 7), on vaja põhjalikke uuringuid, et täielikult mõista nende kahe liigi (ja teiste) populatsioonidünaamikat nii piirkonnas kui ka kogu Läänemeres. Lisaks peavad otsustuskogud selgelt määratlema hindamiskriteeriumid.

6. Leevendusmeetmed

Meripardid tajuvad turbiinide olemasolu merekeskkonnas kas ähvardavana või lihtsalt kõrvalekaldena keskkonnast, kus nad eelistavad viibida. Selle tulemusena hoiduvad nad kas täielikult struktuuride lähedusest või kasutavad ala vähem. Kui hinnatud liikide puhul ei saa harjumist eeldada, on elupaikade kadumise mõju leevendamiseks teadaolevalt ainus võimalus tuulepargi asukoha viimine aladele, mis on lindude jaoks vähem olulised, või selle suuruse vähendamine.

Käesolevas aruandes hindas Ramboll stsenaariumi, kus turbiinid paigutatakse ainult arendusala lõunaossa. Seda tehti tõmmuvaerase ja auli elupaikade kadumise ulatuse vähendamiseks.

Kuna viitepopulatsiooni taseme oodatav mõju hinnatakse madalaks ja ebaoluliseks, ei peeta täiendavaid leevendusmeetmeid vajalikuks.

7. Määramatus

Koostatud tiheduskaardid, väljatõrjumise arvutused, suremuse arvutused ja populatsiooni elujõulisuse analüüs (PVA) sisaldavad ebakindlusi ja nende tulemusi tuleks tõlgendada ettevaatlikult. Tõmmuvaerase ja auli vaatlusandmed olid piiratud, vastavalt ainult 7 ja 11 loendusega. Loendused näitasid märkimisväärset varieeruvust mitte ainult hooajaliselt, vaid ka sama hooaja jooksul erinevatel aastatel. Tiheduskaardid kogu hindamisalale ja viitepopulatsioonide arvutused põhinevad loendustel, mis hõlmasid ainult väikest osa hindamisalast.

Liikide jaotuse modelleerimine tugineb lihtsustatud mudelile, milles batümeetria on ainus fikseeritud efekt. Seetõttu tuleks neid tiheduskaarte käsitleda pigem näitlikena kui lõplike tulemustena.

Nende ebakindluste käsitlemiseks ja hindamise konservatiivsuse tagamiseks on Ramboll teinud ettevaatlikke oletusi. Suremusanalüüsis eeldatakse konservatiivselt, et 10% väljatõrjutud lindudest sureb, ning seda määratatakse ka PVA-s. Ramboll on võtnud konservatiivse lähenemise ka suremuse määrade hindamisel, tuginedes tõmmuvaerase ja auli maksimaalsetele tihedustele, mis on piirkonnas täheldatud.

8. Viited

Aegir 2024. Projekti Fehmarnbelt Fixed Link andmeportaali, mida haldab Sund & Baelt. Laaditud juuli 2024. [ÆGIR - Linnulehe vaatlused \(femern.com\)](#).

Rahvusvaheline BirdLife (2024A). Liikide teabeleht: Velvet Scoter *Melanitta fusca*. Alla laaditud alates <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/velvet-scoter-melanitta-fusca> 12.07.2024.

BirdLife International (2024B). Liikide teabeleht: Pikasabaline part *Clangula hyemalis*. Alla laaditud alates <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/long-tailed-duck-clangula-hyemalis> 09.07.2024.

Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. & Thomas, L. (2001). Sissejuhatus kaugushinnangulise valimi meetodikasse: bioloogiliste populatsioonide arvukuse hindamine. Oxford University Press, 432 lk.

Bradbury G., Trinder, M., Furness, B., Banks, A. N., Caldow, R. W. G. & Hume, D. (2014). Merelindude tundlikkuse kaardistamine meretuuleparkide suhtes. Plos One, 9(9), e106366. doi:10.1371/journal.pone.0106366.

Camphuysen, K., Rebane, T., Leopold, M. & Petersen, I. (2004). Standarditud merelindude loendustehnikate suunas seoses avamere tuuleparkide keskkonnamõju hindamisega Ühendkuningriigi Kuninglikus Madalmaade Mereuuringute Instituudis, 39 lk.

Clausen, P., Petersen, I. K., Bregnballe, T., & Nielsen, R. D. (2019). Rändlindude populatsioonid Taani linnukaitsealadel, 2004–2017. Aarhusi Ülikool, DCE – Taani keskkonna- ja energiakeskus, 308 lk - tehniline aruanne nr 148 .

Collinson, M., Parkin, D. T., Knox, A. G., Sangster, G. & Helbig, A. J. (2006). Liigipiirid perekonnas *Melanitta*, scoters. Briti linnud – kd 99, 4. väljaanne, lk 183–201.

Dagys, M. & Hearn, R. (koostajad). (2018). Rahvusvaheline üksikliikide tegevuskava samet-kirjurähni (*Melanitta fusca*) kaitseks Lääne-Siberis ja Põhja-Euroopas/NW Euroopa populatsioonis. Saadaval aadressil: <http://www.trackingactionplans.org/SAPTT/downloadDocuments/openDocument?idDocument=34>.

Dierschke, V, O. Hüppop ja S. Garthe (2003): Merekeskkonna kahjustuste lubamatuse populatsiooni-bioloogilised läved, kasutades Saksamaa Põhjameres ja Läänemeres esinevate linnuliikide näidet. Merelinnud, 24, 61-72).

Dierschke, V., Furness, R. W. & Garthe, S. (2016). Merelinnud ja avamere tuulepargid Euroopa vetes: vältimine ja ligitõmbavus. *Bioloogiline kaitse* 202 (2016): 59–68.

Dyrzcz, C. (2017). Jääolude analüüs Balic meres ja Pucki lahes. *Poola SH mereväeakadeemia teadusajakiri* 3(210): 13–31. Doi: 10.5604/01.3001.0010.6581.

Rebane, A. D., Desholm, M., Kahlert, J., Christensen, T. K. & Petersen, I. K. (2006). Vaja on teavet, mis toetaks Euroopa meretuuleparkide lindudele avaldatava mõju keskkonnamõju hindamist. *Ibis*, 148(täiendus), 129-144.

Goldberg C, Struve A, Wentzel C, Jensen DJ, Jacobsen EM, Bruun EW, Kofoed JLL, Jørgensen, KS, Kristensen LD, Poulsen LK, Hjorth M, Stæhr MW, Jensen R, Kjellerup S (2020). Vesterhav Nordi tuulepark – keskkonnamõjude aruanne. WSP aruanne Vattenfallile.

Haas, F. & Nilsson, L. (2018). Puhkavate ja talvituvate merelindude ning hanede inventuurid Rootsis. *Aastaruanne 2017/2018*. - Lundi Ülikooli bioloogia osakond. 50 lk.

HELCOM. (2013). Liikide teabeleht – Pikasabaline part. Punase nimekirja lindude ekspertrühm 2013.

HELCOM. (2013). Liikide infoleht – Velvet scoter. Punase nimekirja lindude ekspertrühm 2013.

IUCN. (2012). IUCNi punase nimekirja kategooriad ja kriteeriumid, versioon 3.1. 2. väljaanne. Nääre Šveits ja Cambridge, Suurbritannia: IUCN. IV, +32 lk ISBN: 978-2-8317-1435-6

JNCC. (2022). SNCB ühine ajutine nõuanne ümberasumise kohta. [joint-sncb-interim-displacement-advice-note-2022.pdf](https://jncc.gov.uk/jncc-displacement-advice-note-2022.pdf) (jncc.gov.uk).

Koneff, M. D., Zimmerman, G. S., Dwyer, C. P., Fleming, K. K., Padding, P. I., Devers, P. K., Johnson, F. A., Runge, M. C. & Roberts, A. J. (2017). Põhja-Ameerika meripartide saagi ja teabevajaduste hindamine. *PLOS ÜKS*.

Larsson, K. (2022). Vanuse ja soo suhe Läänemeres talvituva pikasabalise pardi vähenevas Lääne-Siberi/Põhja-Euroopa populatsioonis: mõju kaitsele. - *Ornis Fennica* 99: 117–131. Täiendav teave.

Leopold, M. F., Boonman, M., Collier, M. P., Davaasuren, N., Fijn, R. C., Gyimesi, A., de Jong, J., Jongbloed, R. H., Jonge Poerink, B., Kleyheeg-Hartman, J. C., Krijgsveld, K. L., Lagerveld, S., Lensink, R., Poot, M. J. M., van der Wal, J. T., & Scholl, M. (2014). Esimene lähenemisviis, et käsitleda Põhjamere lõunaosa avamere tuuleparkide ja muu inimtegevuse kumulatiivset mõju lindudele ja nahkhiirtele. *IMARESe aruanne C166/14, IMARES*.

Luigujõe, L. & Kuus, A. (2024). Veelindude levik ja arv Utilitas projektialal Kihnu lähistel. Utilitase kohta esitatud aruanne.

Löptien, U. & Dietze, H. (2014). Merejää Läänemeres – taaskohtumine BASIS jääga, ajalooline andmekogum, mis hõlmab ajavahemikku 1960/1961–1978/1979. *Maa Syst. Sci. Andmed*, 6, 367–374.

Looduslik Inglismaa. (2014). Vastused Hornsea projekti kahe tuulepargi taotluseelsele konsultatsioonile 2008. aasta planeerimisseaduse paragrahvi 42 alusel.

Looduslik Inglismaa. (2018). Norfolk'i Vanguardi tuulepargi asjakohased esindused Natural Englandist.

Nielsen, J.C., Mortensen, M.F., Yasmin, N.A. ja Tjørnløv, R.S. (2023). Meretuuleparkide pikaajaline reageerimine talvituvatele lindudele pikasabalise pardi (*Clangula hyemalis*) ruumiline levik Kriegers Flaki meretuulepargis 2022-2023. WSP aruanne Taani Energiaagentuurile (Energistyrelsen).

Nielsen, R.D., Holm, T.E., Clausen, P., Bregnballe, T., Clausen, K.K., Petersen, I.K., Sterup, J., Balsby, T.J.S., Pedersen, C.L., Dalby, L., Mikkelsen, P., Møllerup, K.A. & Bladt J. (2023). Linnud 2020-2021. NOVANA. Aarhuse Ülikool, DCE – Taani keskkonna- ja energiakeskus. DCE teaduslik aruanne – Taani keskkonna- ja energiakeskus nr 531. <http://novana.au.dk/fugle/>.

NIRAS 2024. Thori meretuulepargi keskkonnamõjude aruanne. NIRAS-i aruanne Thori tuulepargile I/S https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindmoller_hav/thor_havvindmoellepark_miljoekonsekvensrapport.pdf.

NIRAS (toim.). (2020). Seaduck'i hindamine. Omø Syd ja Jammerland Bugt avamere tuulepargid. Allerød (DNK).

NIRAS 2015. Kriegers Flaki meretuulepargi KMH aruanne 3. osa: Merekeskkond. NIRAS-i aruanne Taani Energiaagentuurile ja Taani Loodusagentuurile.

Petersen jt (2006). Taanis Nystedi ja Horns Revi meretuuleparkides läbi viidud linnuuringute lõpptulemused. Teatage taotlusest. Tellijad DONG energy ja Vattenfall A/S. Riiklik Keskkonnauuringute Instituut. Keskkonnaministeerium, Taani.

Petersen, I. K. & A. D. Rebane. (2007). Muutused lindude elupaikade kasutamises Horns Rev 1 meretuulepargi ümbruses, pöörates erilist tähelepanu harilikule šotile. – Aruanne, mille tellis Vattenfall A/S. National Environmental Research Institute, Aarhuse Ülikool.

Petersen, I. K., Nielsen, R. D. & Mackenzie, M. L. (2014). Linnuarvukuse ja leviku ehitusjärgne hindamine Sarvede Rev 2 meretuulepargi piirkonnas, 2011 ja 2012. DONG Energy tellitud aruanne. Aarhuse Ülikool, DCE – Taani keskkonna- ja energiakeskus. 51 lk.

Petersen, I. K., Mackenzie, M. L. & Scott-Hayward, L. A. S. (2018). Rødsand II ja Nystedi meretuuleparkide ehitamisest tulenev pikaajaline mõju pikasabaliste partide levikule Taanis. Aarhuse Ülikool, DCE – Taani keskkonna- ja energiakeskus, 20 lk Taani keskkonna- ja energiakeskuse DCE tehniline aruanne nr 120. <http://dce2.au.dk/pub/TR120.pdf>.

Petersen, I.K., Sørensen, I.H., Nielsen, R.D., Fox, T. & Christensen, T.K. (2019). Olek Talvituvad sametpardid ja merganserid Taani vetes. Rahvastiku arengu ja muutuste põhjuste analüüs. Aarhuse Ülikool, DCE – Taani keskkonna- ja energiakeskus, 52 lk – teaduslik aruanne nr 336 <http://dce2.au.dk/pub/SR336.pdf>.

Pihl, S. & Frikke, J. (1992). Lindude loendamine lennukist. J. Komdeur, J. Bertelsen, & G. Cracknell (Toim.), Veelindude ja merelindude lennukite ja laevade vaatluste käsiraamat (lk 24-37). IWRB eriväljaanne nr 19. Slimbridge, Suurbritannia.

Potiek, A., IJntema, G.J., van Kooten, T. Leopold, M.F., Collier, M.P. (2022). Hollandi mandrilaval asuvate avamere tuuleparkide vastuvõetavad mõjutasemed 21 linnuliigi puhul. Uudne lähenemisviis turbiinide kokkupõrgetest ja elupaikade hävimisest tingitud täiendava suremuse vastuvõetavate tasemete määratlemiseks. Versioon 2: värskendamine väliste läbivaatuste põhjal. Büroo Waardenburgi aruanne 21-0120. Waardenburgi büroo, Culemborg.

Searle, K., Mobbs, D., Daunt, F. & Butler, A. (2019). Populatsiooni elujõulisuse analüüsi modelleerimisvahend merelinnuliikide jaoks. Natural Englandi tellitud aruanded, number 274.

Skov, H. & Heinänen, S. (2015). Sejerø Bugti meretuulepark – asjakohane hindamine – linnud – Natura 2000. DHI aruanne.

Skov, H., Heinänen, S., Žydelis, R., Bellebaum, J., Bzoma, S., Dagys, M., Durinck, J., Garthe, S., Grishanov, G., Hario, M., Kieckbusch, J. J., Kube, J., Kuresoo, A., Larsson, K., Luigujoe, L., Meissner, W., Nehls, H. W., Nilsson, L., Petersen, I. K., Roos, M. M., Pihl, S., Sonntag, N., Stock, A., Stipnice, A. & Wahl, J. (2011). Veelindude populatsioonid ja survetegurid Läänemeres. Põhjamaade Ministrite Nõukogu, Kopenhaagen.

Nutikas tuul. (2014). Hornsea meretuulepargi projekt Üks. Keskkonnateabe teeviitade dokument - versioon 5.

Sonntag, N. (2009). Merelindude leviala uurimine: tegurid, mis mõjutavad lindude levikut Läänemere lõunaosas. Doktoritöö, Forschungs- und Technologiezentrum Westküste der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.

Soudijn, F.H., Hin, V., van der Wal, J.T., van Donk, S. (2022). Elupaikade kadumise kumulatiivne mõju merelindudele 'Kader Ecologie en Cumulatie 4.0'. Wageningeni mereuringud.

Wade H. M., Masden. E. A., Jackson, A. C. & Furness, R. W. (2016). Andmete ebakindluse arvessevõtmine, kui hinnatakse Šoti merelindude võimalikku haavatavust mere taastuenergia arengu suhtes. Merepoliitika 70, 108–113. Arvutivõrgus kättesaadav: doi:10.1016/j.marpol.2016.04.045

9. Tuvastatavuse ja arvukuse hindamise mudelid

Selles jaotises on loetletud kaugproovide kokkuvõtted ja avastamisfunktsioonid sametise ja pikasabalise pardi kohta. Analüüs sisaldab 7 sametpardi betoonist aariauringut, mis kannavad nime K1, K2, K4, K6, Su1, Su2 ja Su3, ning 11 pikasabalise pardi betoonist arialuuringut, mis kannavad nime K1, K2, K4, Sy2, Sy3, Sy4, T1, T2, T3, T4 ja T5.

Velvet scoter K1

Kaugusanalüüsi kokkuvõte

Vaatluste arv : 62

Vahemaa vahemik : 44 - 1000

Mudel : Poolnormaalne võtmefunktsioon

AIC : 123.0954

Optimeerimine: mrds (nlminb)

Tuvastusfunktsiooni parameetrid

Skaala koefitsient(id):

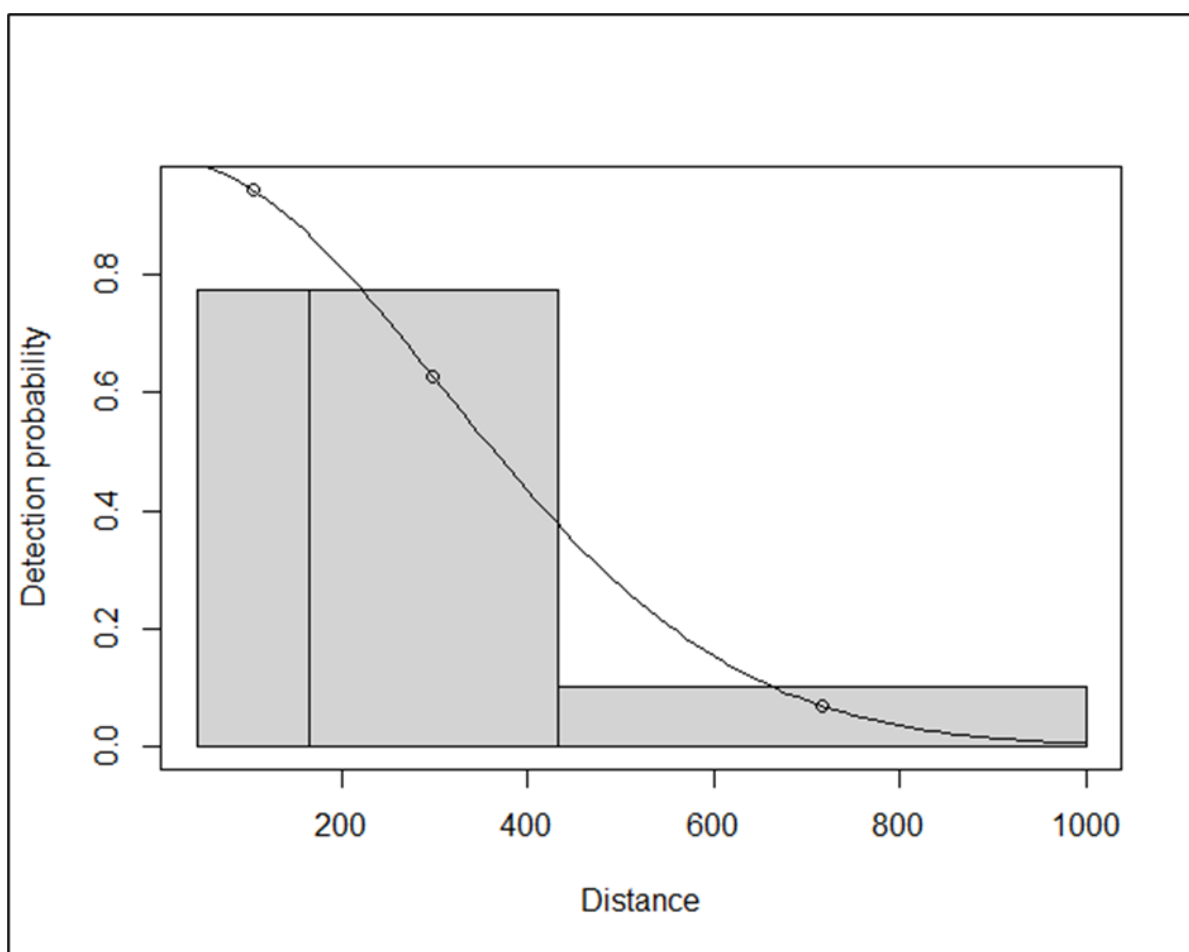
hinnang se

(Intercept) 5.735149 0.1148374

Hinnang SE CV

Keskmine p 0,359459 0,04586059 0,1275823

N kaetud piirkonnas 172,481432 28,13538667 0,1631212



Joonis 16 Tuvastusfunktsioon, mis on paigaldatud poolnormaalse võtmefunktsiooni abil tõmmuvaera loendamiseks arendusalal, kus K1 uuringu ajal on 4 km puhvertsoon.

Velvet scoter K2

Kaugusanalüüsi kokkuvõte

Vaatluste arv : 84

Vahemaa vahemik : 44 - 1000

Mudel : Poolnormaalne võtmefunktsioon

AIC : 153.5407

Optimeerimine: mrds (nlminb)

Tuvastusfunktsiooni parameetrid

Skaala koefitsient(id):

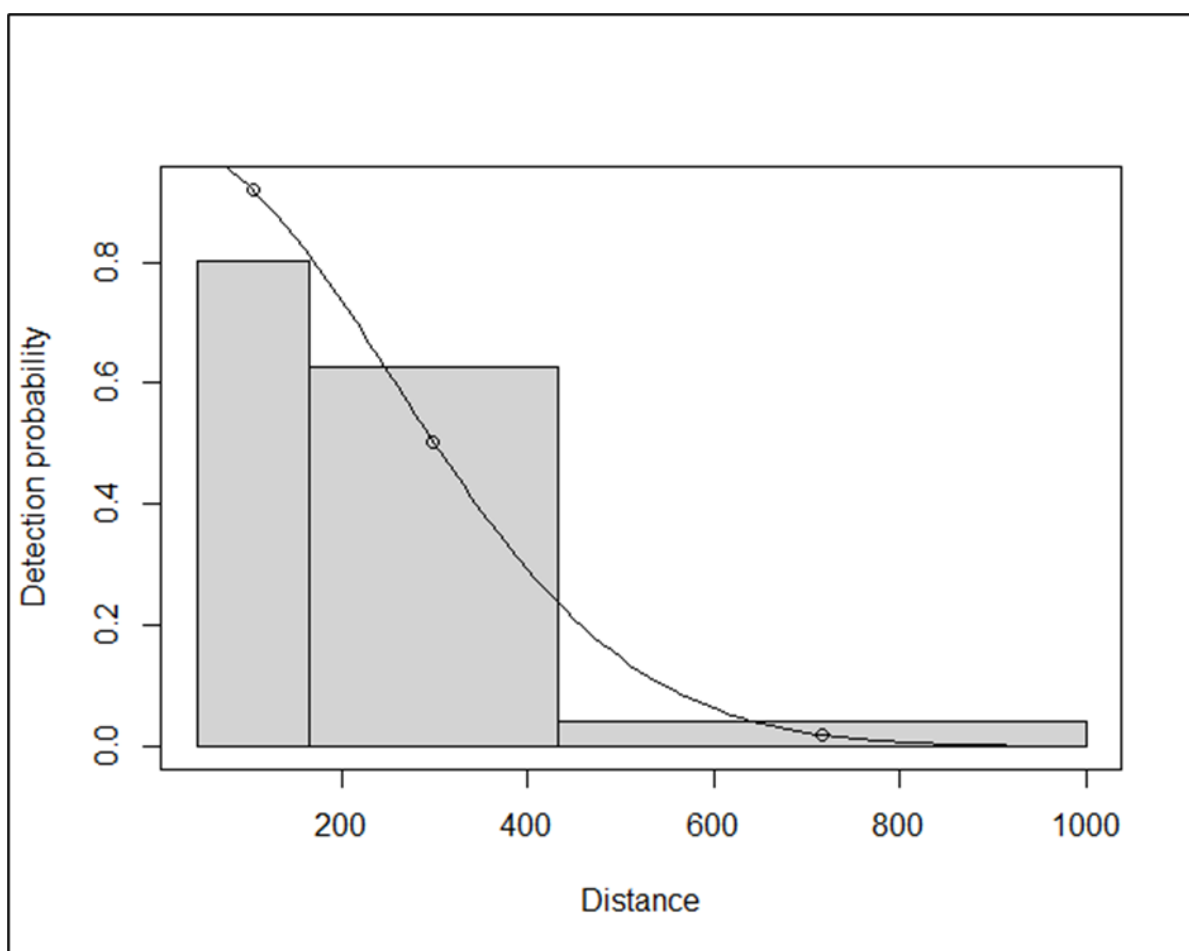
hinnang se

(Intercept) 5.540738 0.09594495

Hinnang SE CV

Keskmine p 0,2883023 0,03196614 0,1108772

N kaetud piirkonnas 291,3608441 41,98664450 0,1441053



Joonis 17 Tuvastusfunktsioon, mis on paigaldatud poolnormaalse võtmefunktsiooni abil tõmmuvaera loendamiseks arendusalal, kus K2 uuringu ajal on 4 km puhvertsoon.

Velvet scoter K4

Kaugusanalüüsi kokkuvõte

Vaatluste arv : 11

Vahemaade vahemik : 44 - 1000

Mudel : Poolnormaalne võtmefunktsioon

AIC : 23.26623

Optimeerimine: mrds (nlminb)

Tuvastusfunktsiooni parameetrid

Skaala koefitsient(id):

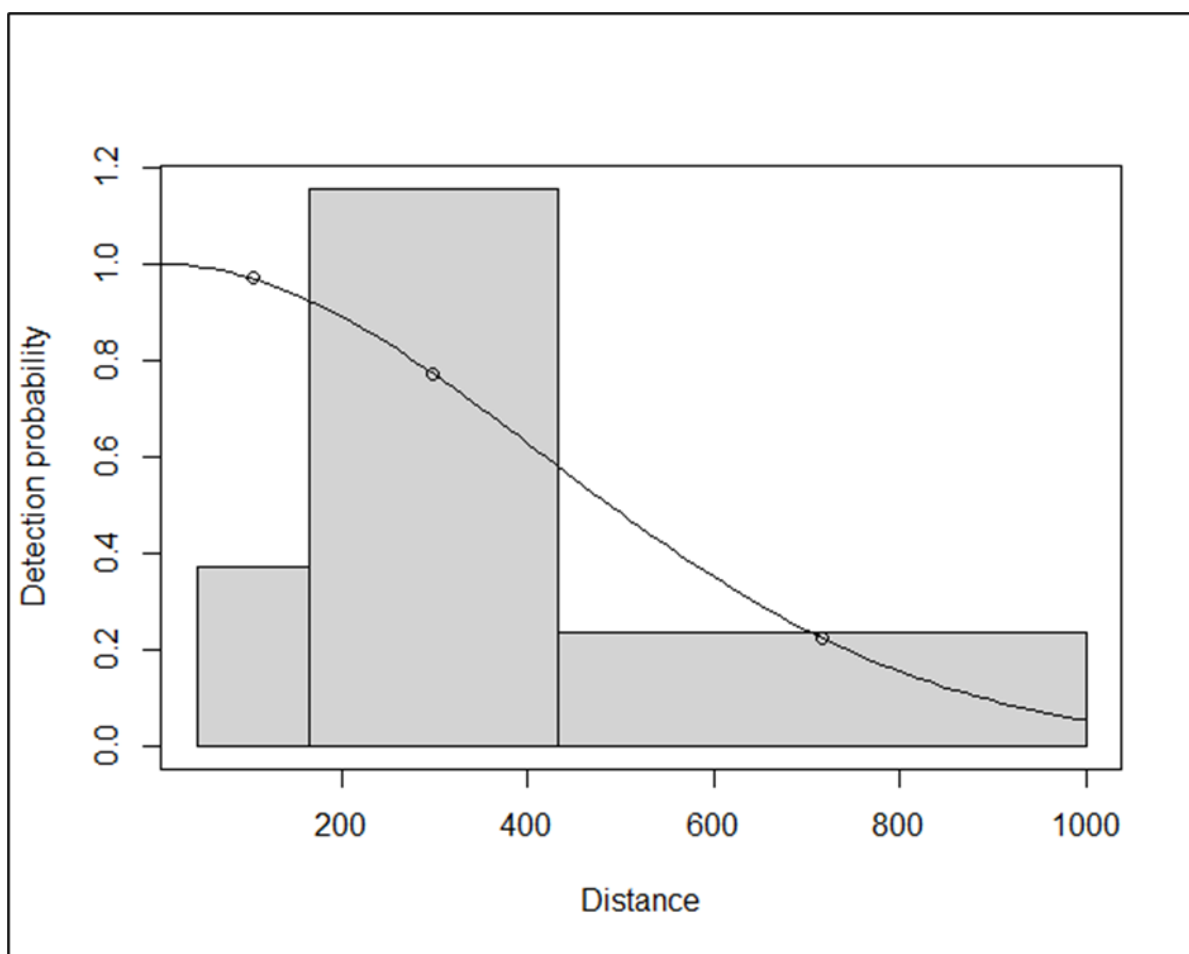
hinnang se

(Intercept) 6.026242 0.3543224

Hinnang SE CV

Keskmine p 0,4884644 0,1692008 0,3463933

N kaetud piirkonnas 22,5195527 9,1887372 0,4080337



Joonis 18 Tuvastusfunktsioon, mis on paigaldatud poolnormaalse võtmefunktsiooni abil tõmmuvaera loendamiseks arendusalal, kus K4 uuringu ajal on 4 km puhvertsoon.

Velvet scoter K6

Kaugusanalüüsi kokkuvõte

vaatluste arv : 11

vahemaa vahemik : 44 - 1000

Mudel : Poolnormaalne võtmefunktsioon

AIC : 18.09385

Optimeerimine: mrds (nlminb)

Avastamisfunktsiooni parameetrid

Skaala koefitsient(id):

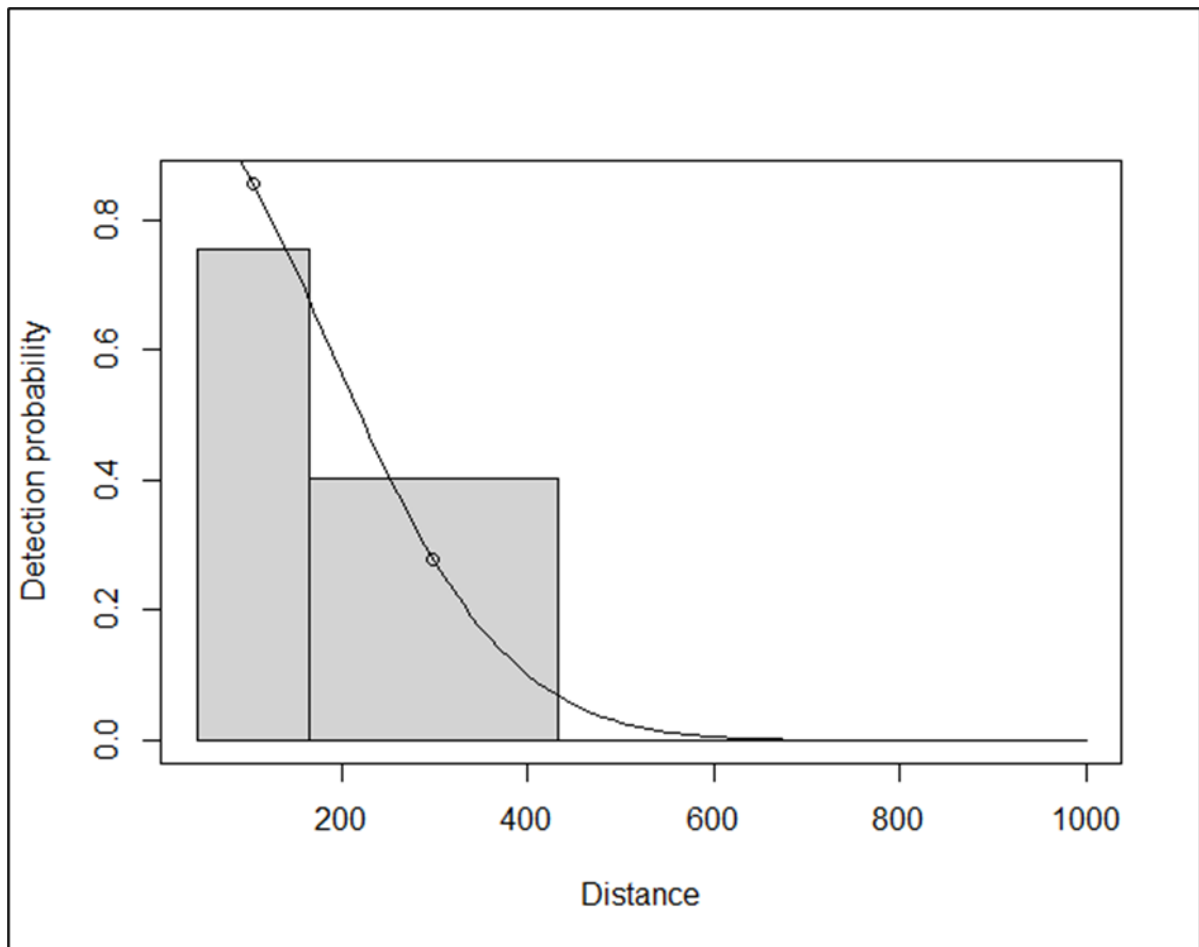
hinnang se

(Intercept) 5.229656 0.366399

Hinnang SE CV

Keskmine p 0,199198 0,08938753 0,4487371

N kaetud piirkonnas 55,221445 28,91438330 0,5236079



Joonis 19 Detekteerimisfunktsioon, mis on paigaldatud poolnormaalse võtmefunktsiooni abil tõmmuvaera loendamiseks arendusalal, kus K6 uuringu ajal on 4 km puhvertsoon.

Velvet scoter Su1

Kaugusanalüüsi kokkuvõte

vaatluste arv : 28

vahemaa vahemik : 44 - 1000

Mudel : Poolnormaalne võtmefunktsioon

AIC : 46.78054

Optimeerimine: mrds (nlminb)

Tuvastusfunktsiooni parameetrid

Skaala koefitsient(id):

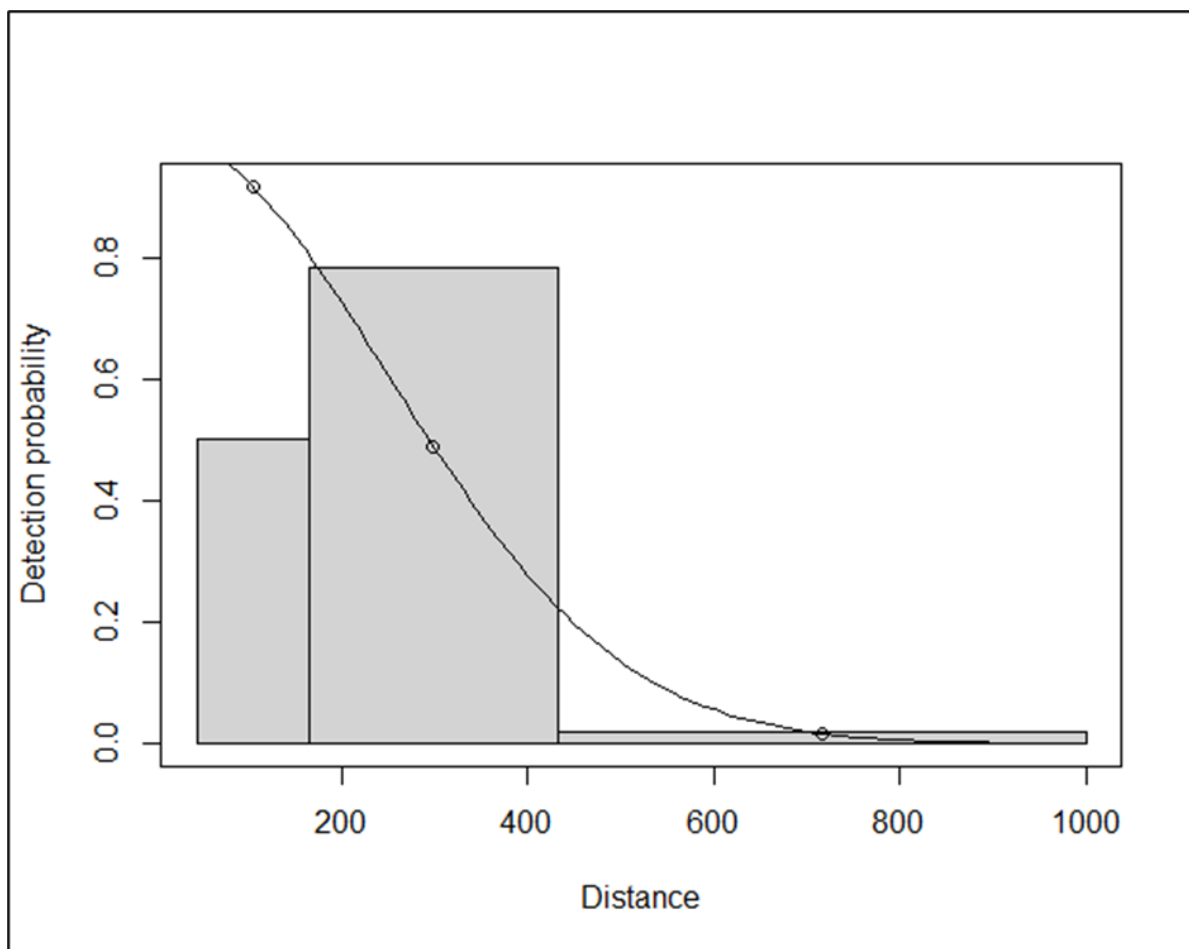
hinnang se

(Intercept) 5.519579 0.2324395

Hinnang SE CV

Keskmine p 0,2813254 0,07584501 0,2695989

N kaetud piirkonnas 99,5288716 31,21313253 0,3136088



Joonis 20 Tuvastusfunktsioon, mis on paigaldatud poolnormaalse võtmefunktsiooni abil tõmmuvara loendamiseks arenduspiirkonnas, kus Su1 uuringu ajal on 4 km puhvertsoon.

Velvet scoter Su2

Kaugusanalüüsi kokkuvõte

Vaatluste arv : 15

Vahemaa vahemik : 44 - 1000

Mudel : Poolnormaalne võtmefunktsioon

AIC : 31.79

Optimeerimine: mrds (nlminb)

Tuvastusfunktsiooni parameetrid

Skaala koefitsient(id):

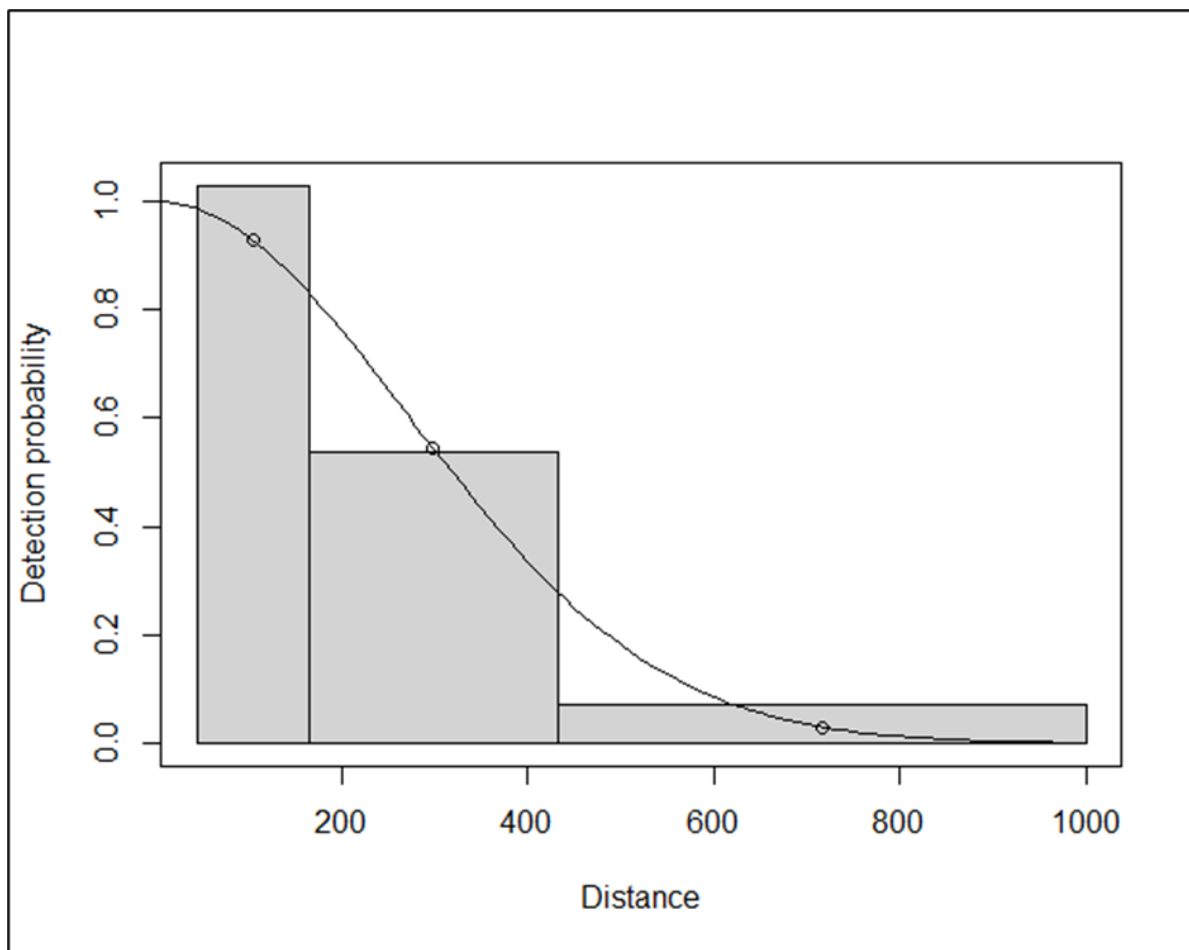
hinnang se

(Intercept) 5.60074 0.2012089

Hinnang SE CV

Keskmine p 0,3088899 0,07106229 0,230057

N kaetud piirkonnas 48,5609936 15,27937876 0,314643



Joonis 21 Detekteerimisfunktsioon, mis on paigaldatud poolnormaalse võtmefunktsiooni abil tõmmuvaera loendamiseks arenduspiirkonnas koos 4 km puhvertsooniga Su2 uuringu ajal.

Velvet scoter Su3

Kaugusanalüüsi kokkuvõte

Vaatluste arv : 25

Vahemaa vahemik : 44 - 1000

Mudel : Poolnormaalne võtmefunktsioon

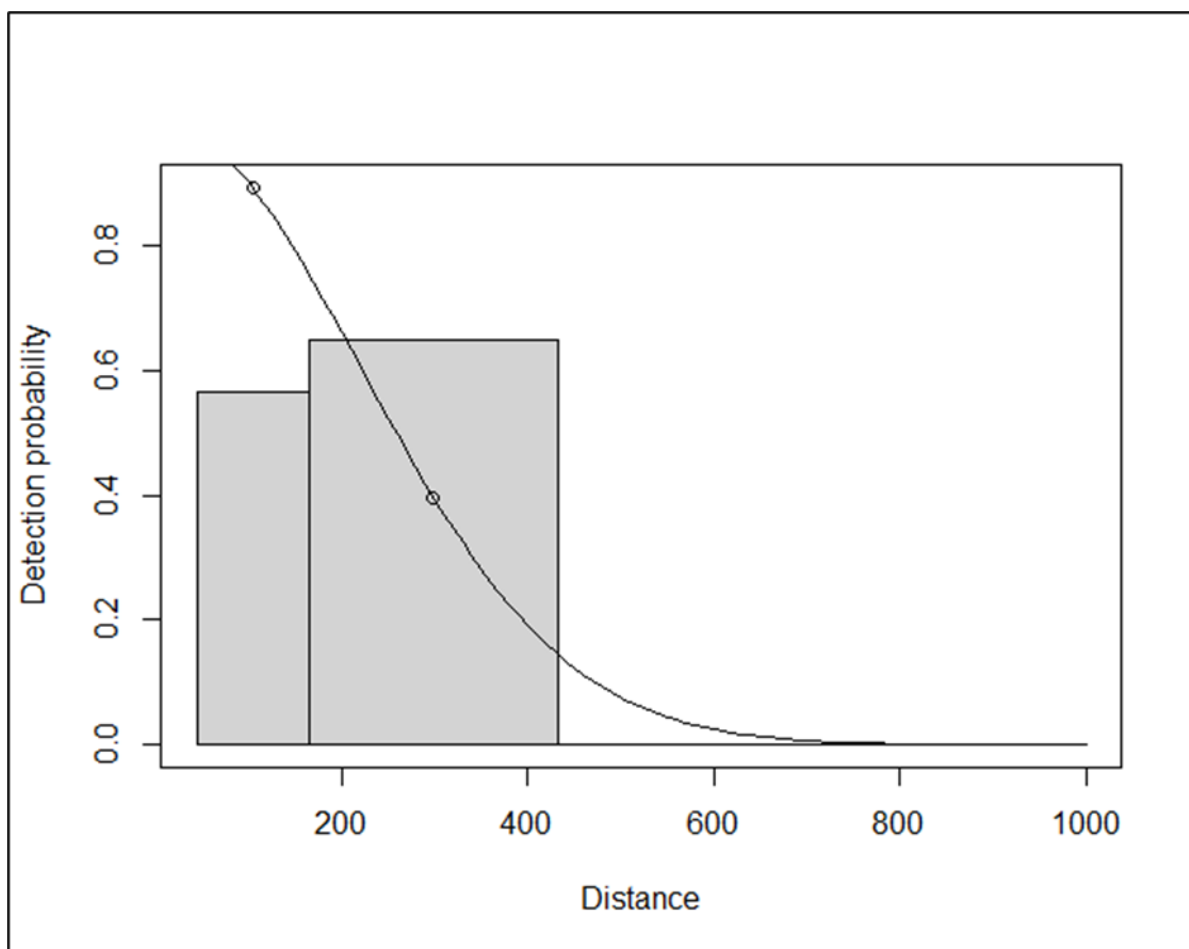
AIC : 39.08188

Optimeerimine: mrds (nlminb)

Tuvastusfunktsiooni parameetrid

Skaala koefitsient(id):
hinnang se
(Intercept) 5.3919 0.3382268

Hinnang SE CV
Keskmine p 0,2422012 0,09716542 0,4011765
N kaetud piirkonnas 103,2199841 45,14084616 0,4373266



Joonis 22 Tuvastusfunktsioon, mis on paigaldatud poolnormaalse võtmefunktsiooni abil tõmmuvaera loendamiseks arenduspiirkonnas, kus Su3 uuringu ajal on 4 km puhvertsoon.

Pikakarvaline part K1

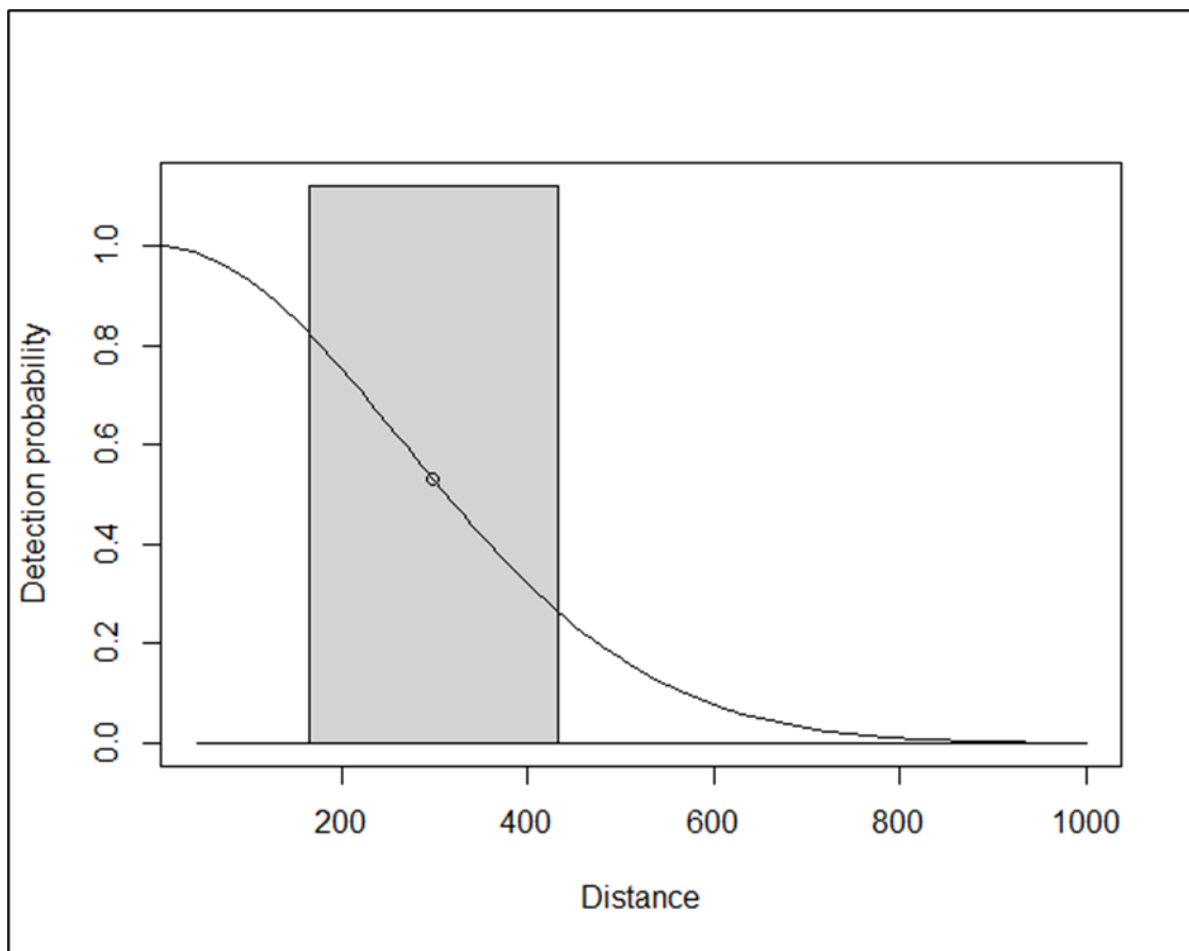
Kaugusanalüüsi kokkuvõte
Vaatluste arv : 2
Vahemaa vahemik : 44 - 1000

Mudel : Poolnormaalne võtmefunktsioon
AIC : 4.77486
Optimeerimine: mrds (nlminb)

Tuvastusfunktsiooni parameetrid
Skaala koefitsient(id):

hinnang se
(Intercept) 5.580453 1e+05

Hinnang SE CV
keskmine p 0.3017944 34633.56 114758.8
N kaetud piirkonnas 6.6270278 760509.63 114758.8



Joonis 23 Avastamisfunktsioon, mis on paigaldatud poolnormaalse võtmefunktsiooni abil aulide loendamiseks arendusalal, kus K1 uuringu ajal on 4 km puhvertsoon.

Pikakarvaline part K2

Kaugusanalüüsi kokkuvõte

Vaatluste arv : 12

Vahemaa vahemik : 44 - 1000

Mudel : Poolnormaalne võtmefunktsioon

AIC : 19.75078

Optimeerimine: mrds (nlminb)

Tuvastusfunktsiooni parameetrid

Skaala koefitsient(id):

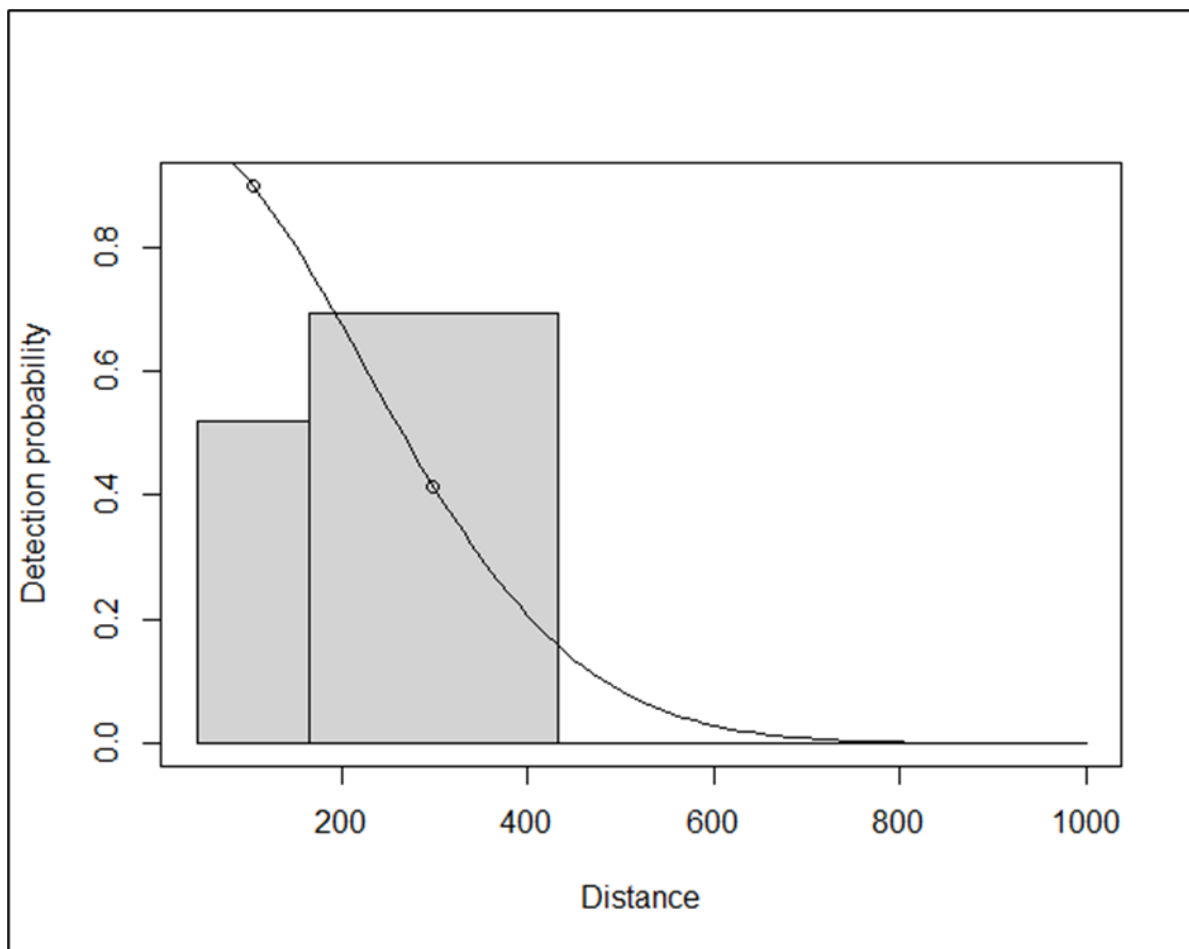
hinnang se

(Intercept) 5.415503 0.5242942

Hinnang SE CV

Keskmine p 0,2490626 0,1542274 0,6192313

N kaetud piirkonnas 48,1806496 32,1775159 0,6678514



Joonis 24 Avastamisfunktsioon, mis on paigaldatud poolnormaalse võtmefunktsiooni abil aulide loendamiseks arendusalal, kus K2 uuringu ajal on 4 km puhvertsoon.

Pika sabaga part K4

Kaugusanalüüsi kokkuvõte

Vaatluste arv : 7

Vahemaa vahemik : 44 - 1000

Mudel : Poolnormaalne võtmefunktsioon

AIC : 16.19563

Optimeerimine: mrds (nlminb)

Avastamisfunktsiooni parameetrid

Skaala koefitsient(id):

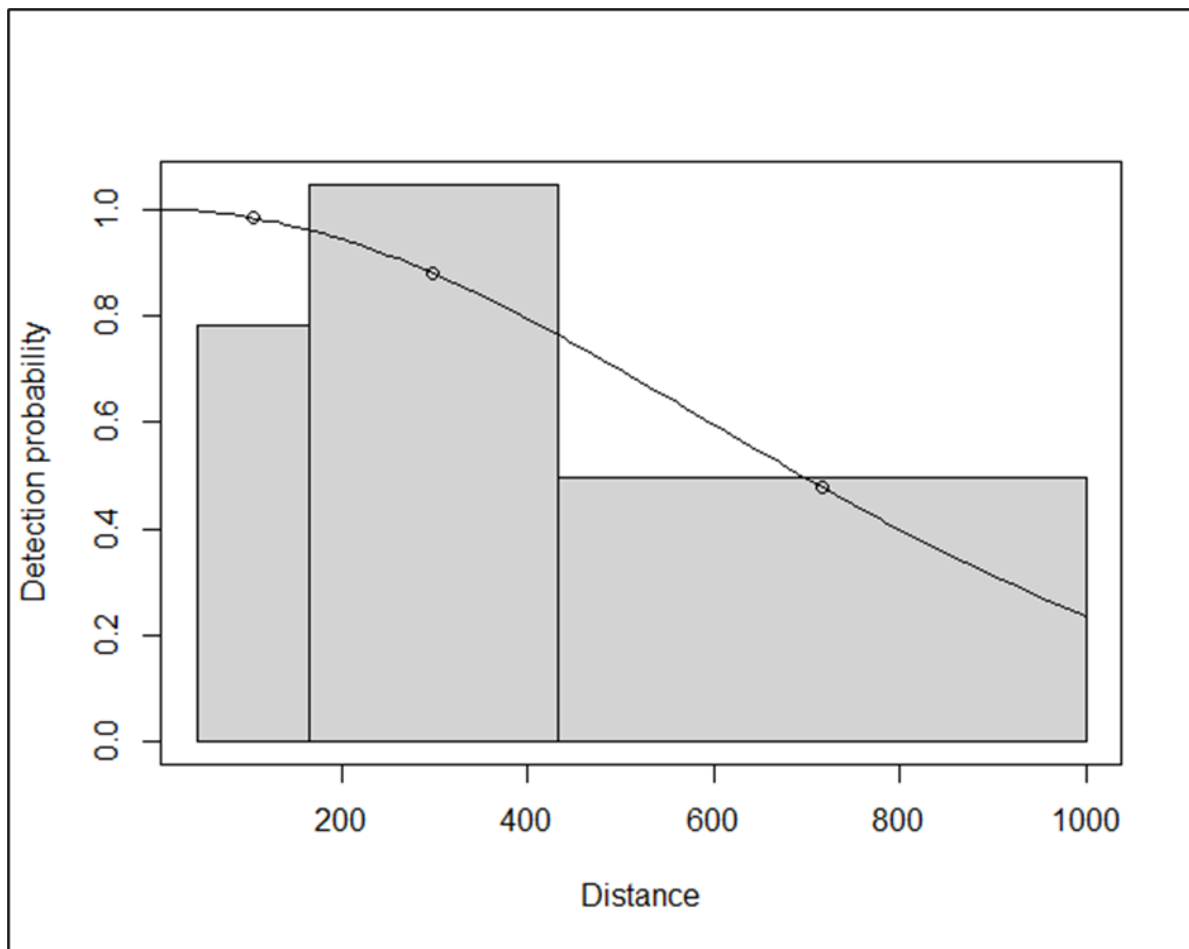
hinnang se

(Intercept) 6.379063 0.6684787

Hinnang SE CV

Keskmine p 0,6573393 0,3043311 0,4629741

N kaetud piirkonnas 10,6489903 5,4642559 0,5131243



Joonis 25 Tuvastusfunktsioon, mis on paigaldatud poolnormaalse võtmefunktsiooni abil aulide loendamiseks arendusalal 4 km puhvertsooniga K4 uuringu ajal.

Pika sabaga part Sy2

Kaugusanalüüsi kokkuvõte
vaatluste arv : 1
kaugusvahemik : 44 - 1000

Mudel : Poolnormaalne võtmefunktsioon
AIC : 2
Optimeerimine: mrds (nlminb)

Tuvastusfunktsiooni parameetrid
skaala koefitsient(id):
hinnang se
(Intercept) 3.239517 1e+05

Hinnang SE CV
keskmine p 2.833934e-03 1.324661e+03 467428.3
N kaetud piirkonnas 3.528664e+02 1.649397e+08 467428.3

Pika sabaga part Sy2

Kaugusanalüüsi kokkuvõte

Vaatluste arv : 17

Vahemaa vahemik : 44 - 1000

Mudel : Poolnormaalne võtmefunktsioon

AIC : 22.64718

Optimeerimine: mrds (nlminb)

Tuvastusfunktsiooni parameetrid

Skaala koefitsient(id):

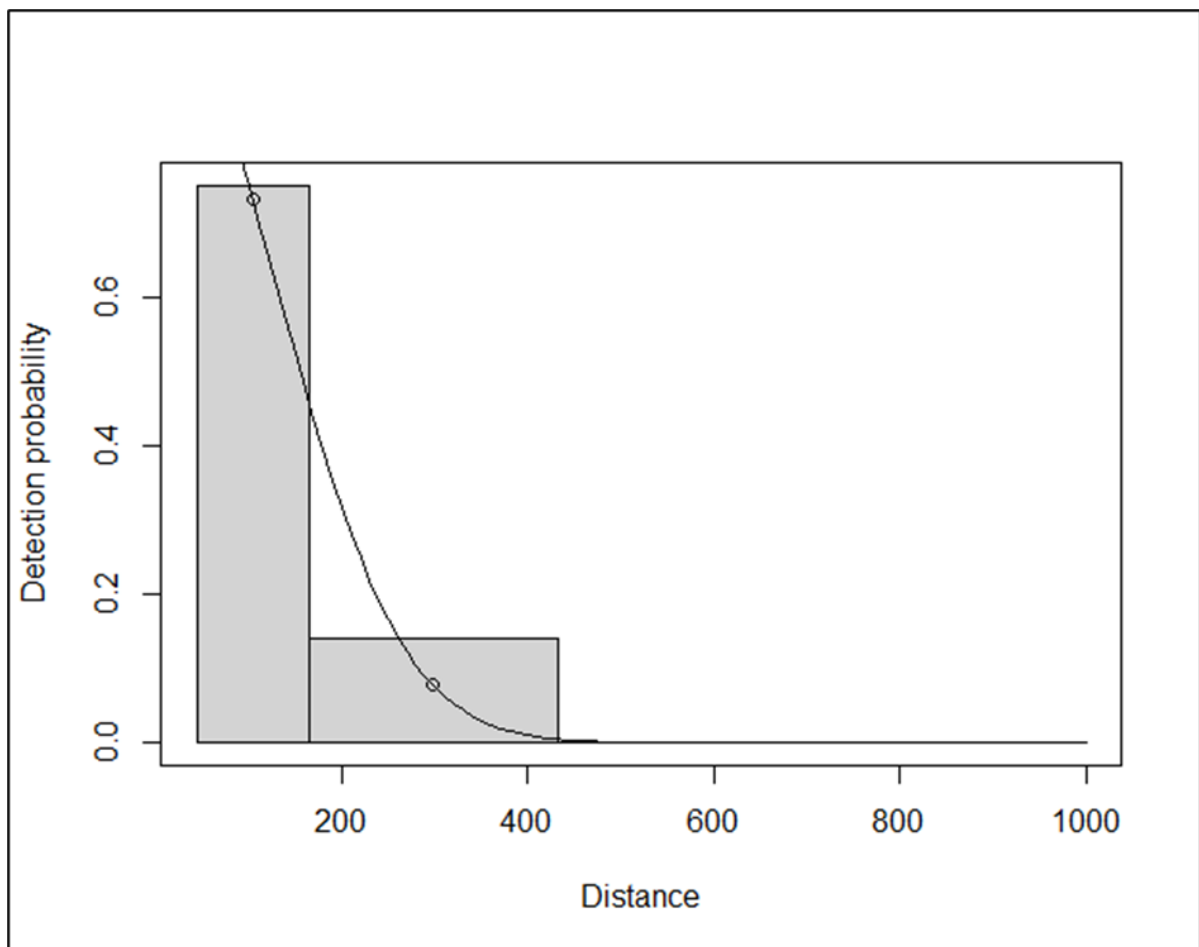
hinnang se

(Intercept) 4.881077 0.2135778

Hinnang SE CV

Keskmine p 0,1275695 0,03654297 0,2864553

N kaetud piirkonnas 133,2606735 48,66771803 0,3652069



Joonis 26 Tuvastusfunktsioon, mis on paigaldatud poolnormaalse võtmefunktsiooni abil alulde loendamiseks arendusalal, kus Sy3 uuringu ajal on 4 km puhvertsoon.

Pikakarvaline part Sy4

Kaugusanalüüsi kokkuvõte

Vaatluste arv : 9

Kaugusvahemik : 44 - 1000

Mudel : Poolnormaalne võtmefunktsioon

AIC : 14.64112

Optimeerimine: mrds (nlminb)

Avastamisfunktsiooni parameetrid

Skaala koefitsient(id):

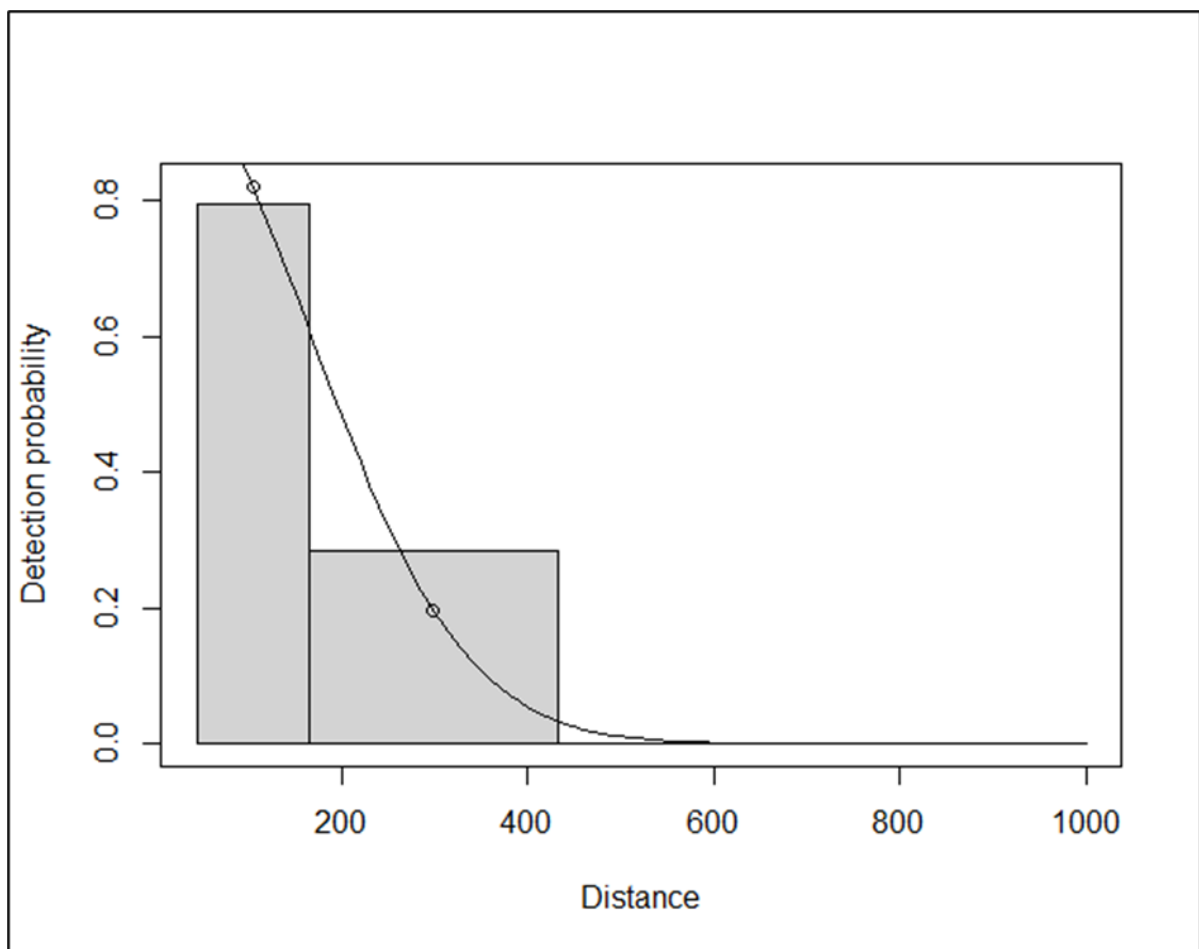
hinnang se

(Intercept) 5.109466 0.3487267

Hinnang SE CV

Keskmine p 0,1715885 0,07533089 0,4390206

N kaetud piirkonnas 52,4510632 27,99063261 0,5336523



Joonis 27 Tuvastusfunktsioon, mis on paigaldatud poolnormaalse võtmefunktsiooni abil aulide loendamiseks arendusalal, kus Sy4 uuringu ajal on 4 km puhvertsoon.

Pikakarvaline part T1

Kaugusanalüüsi kokkuvõte

Vaatluste arv : 15

Kaugusvahemik : 44 - 1000

Mudel : Poolnormaalne võtmefunktsioon

AIC : 27.97839

Optimeerimine: mrds (nlminb)

Tuvastusfunktsiooni parameetrid

Skaala koefitsient(id):

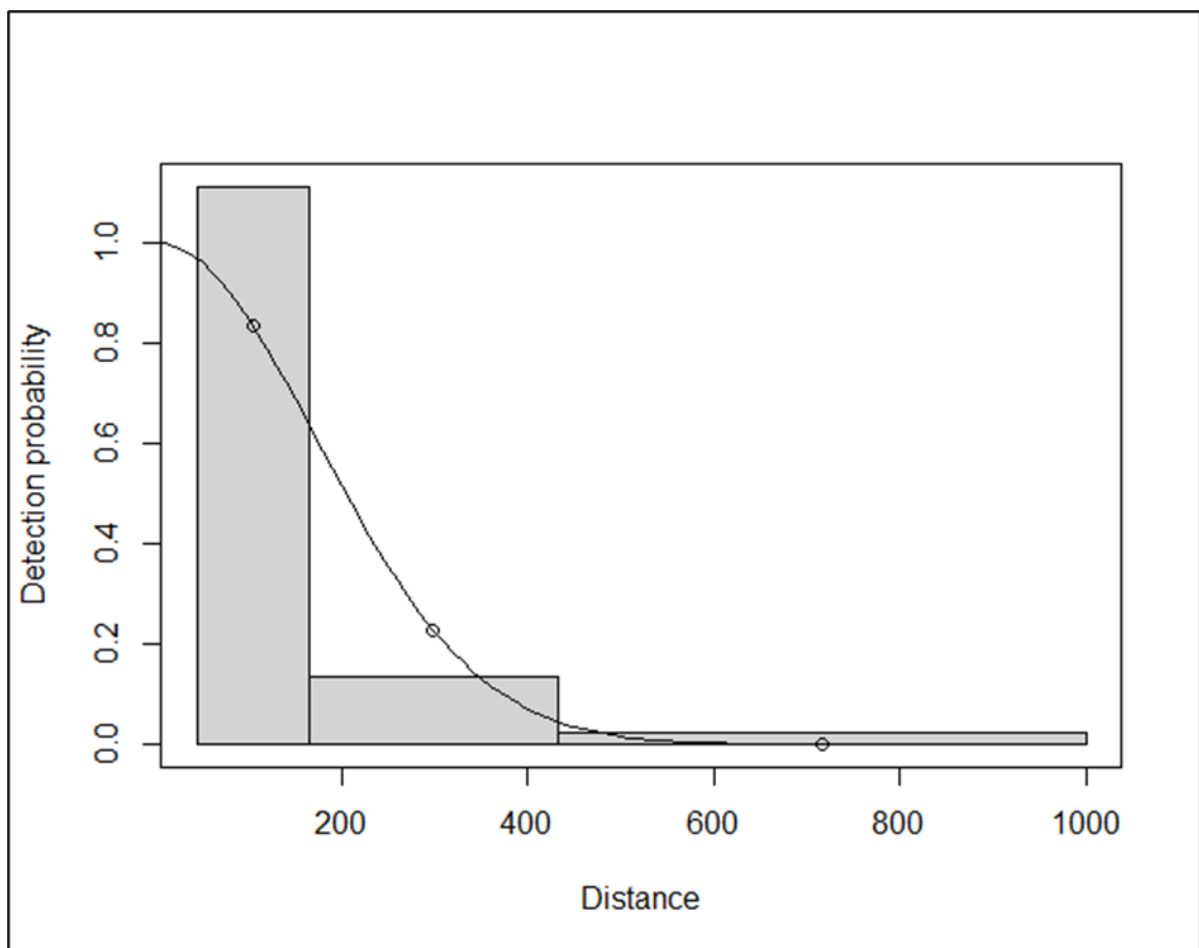
hinnang se

(Intercept) 5.156099 0.1322369

Hinnang SE CV

Keskmine p 0,1819038 0,02994797 0,1646363

N kaetud piirkonnas 82,4611601 23,56209124 0,2857356



Joonis 28 Avastamisfunktsioon, mis on paigaldatud poolnormaalse võtmefunktsiooni abil aulide loendamiseks arengualal, kus T1 uuringu ajal on 4 km puhvertsoon.

Pikakarvaline part T2

Kaugusanalüüsi kokkuvõte

Vaatluste arv : 22

Vahemaa vahemik : 44 - 1000

Mudel : Poolnormaalne võtmefunktsioon

AIC : 36.94428

Optimeerimine: mrds (nlminb)

Tuvastusfunktsiooni parameetrid

Skaala koefitsient(id):

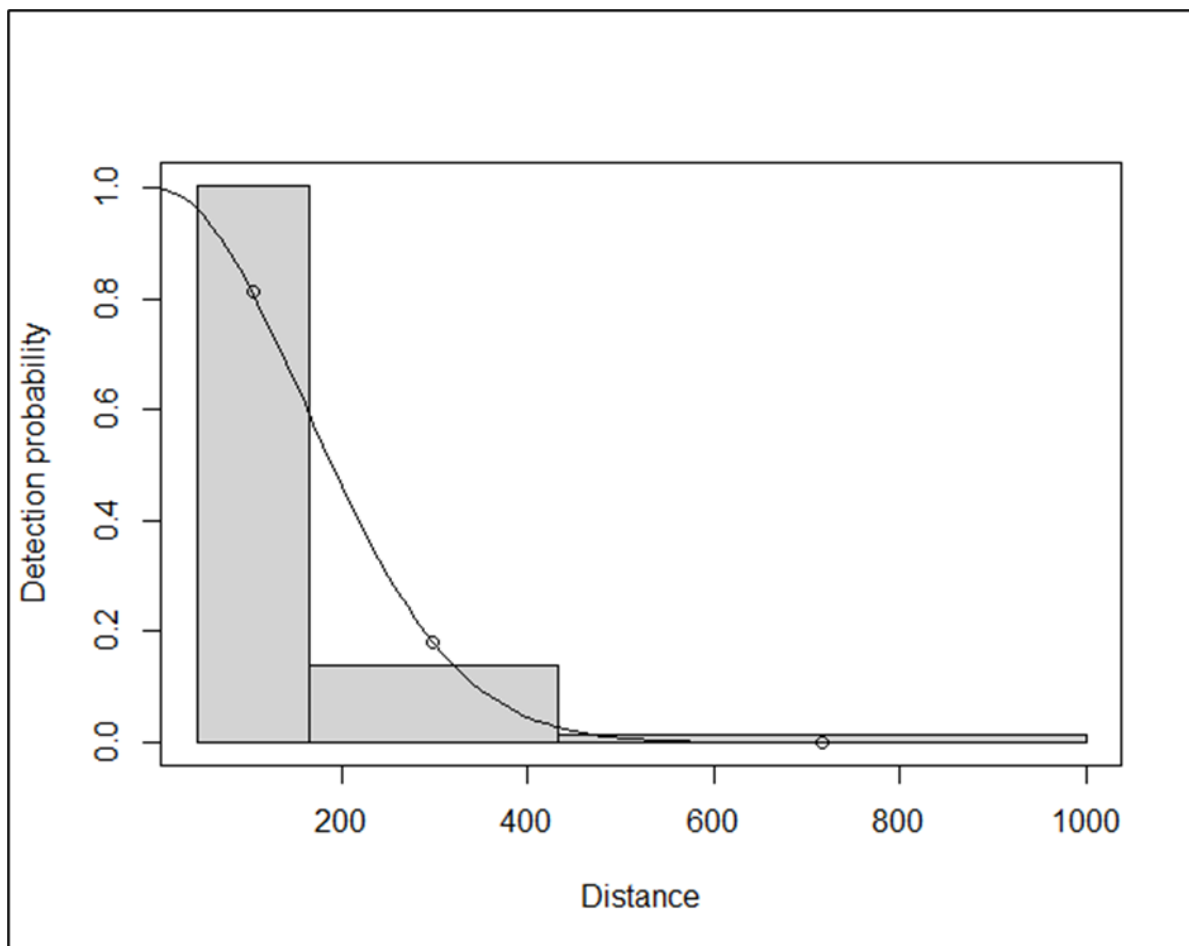
hinnang se

(Intercept) 5.082672 0.1130048

Hinnang SE CV

Keskmine p 0,1658784 0,02375595 0,1432130

N kaetud piirkonnas 132,6272659 32,05757421 0,2417118



Joonis 29 Tuvastusfunktsioon, mis on paigaldatud poolnormaalse võtmefunktsiooni abil aulide loendamiseks arengualal 4 km puhvertsooniga T2 uuringu ajal.

Pika sabaga part T3

Kaugusanalüüsi kokkuvõte

Vaatluste arv : 39

Vahemaa vahemik : 44 - 1000

Mudel : Poolnormaalne võtmefunktsioon

AIC : 61.20555

Optimeerimine: mrds (nlminb)

Tuvastusfunktsiooni parameetrid

Skaala koefitsient(id):

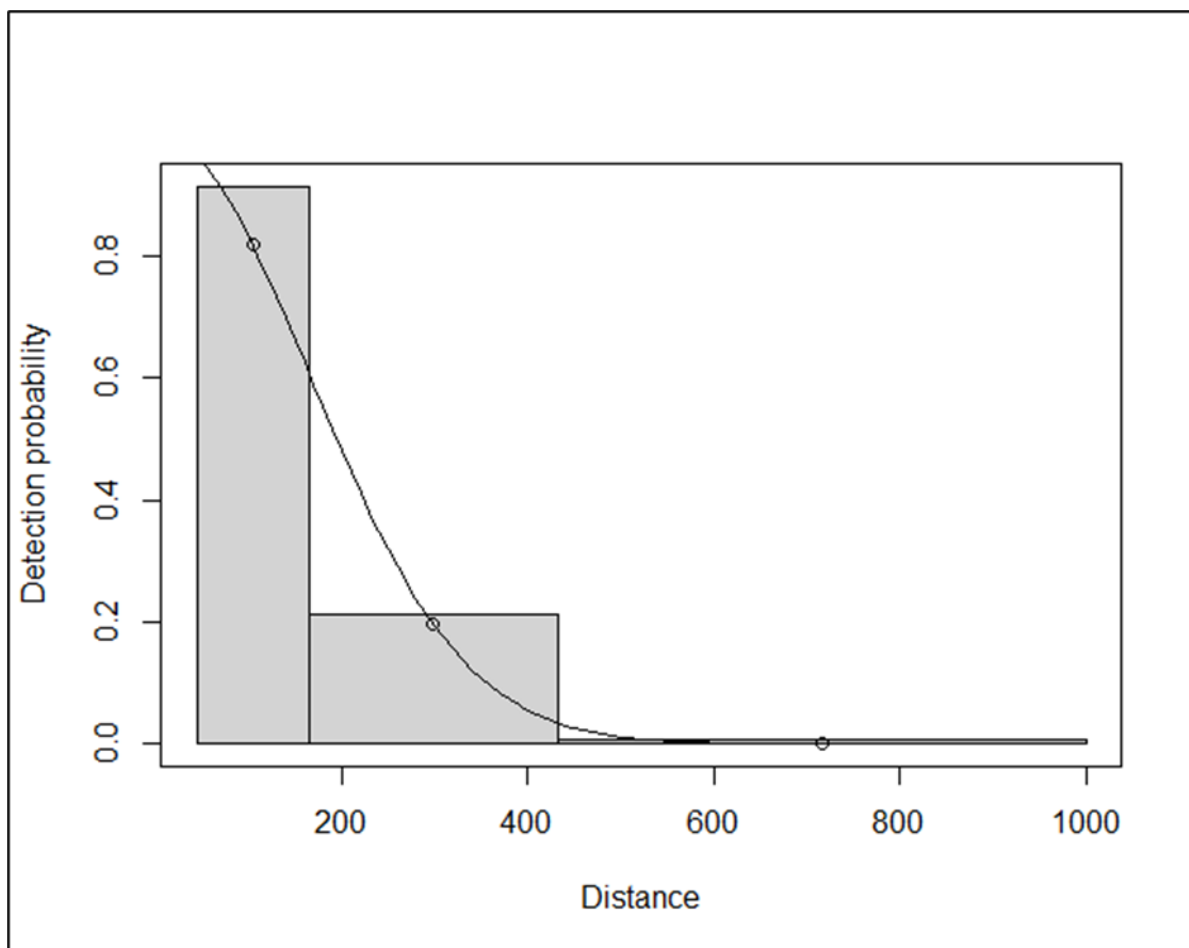
hinnang se

(Intercept) 5.108084 0.1064791

Hinnang SE CV

Keskmine p 0.1712902 0.02296906 0.1340945

N kaetud piirkonnas 227.6838213 45.09651216 0.1980664



Joonis 30 Avastamisfunktsioon, mis on paigaldatud poolnormaalse võtmefunktsiooni abil aulide loendamiseks arendusalal, kus T3 uuringu ajal on 4 km puhvertsoon.

Pika sabaga part T4

Kaugusanalüüsi kokkuvõte vaatluste

arv : 17

vahemaa vahemik : 44 - 1000

Mudel : Poolnormaalne võtmefunktsioon

AIC : 34.56608

Optimeerimine: mrds (nlminb)

Tuvastusfunktsiooni parameetrid

Skaala koefitsient(id):

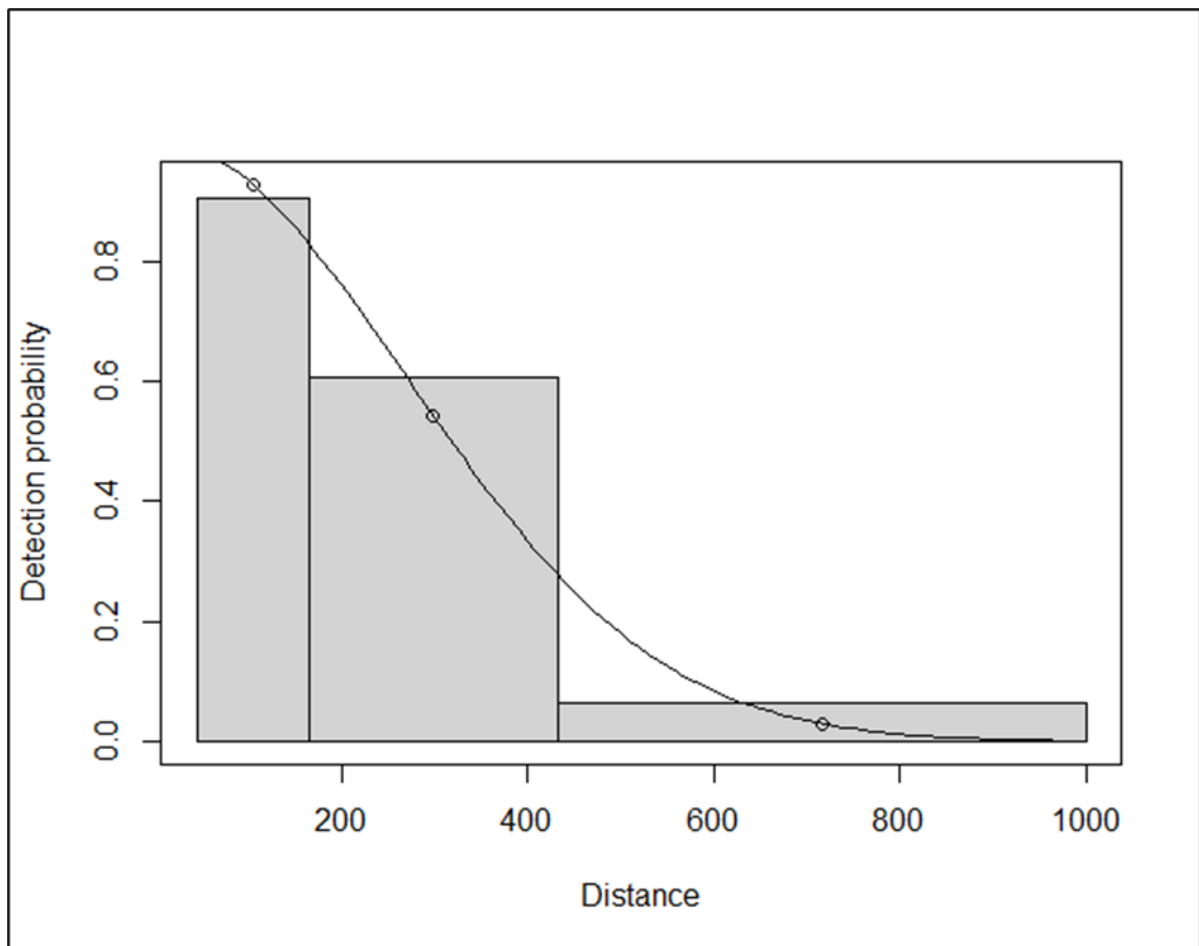
hinnang se

(Intercept) 5.598153 0.2005179

Hinnang SE CV

Keskmine p 0,3079772 0,07064253 0,2293758

N kaetud piirkonnas 55,1988843 16,86237656 0,3054840



Joonis 31 Tuvastusfunktsioon, mis on paigaldatud poolnormaalse võtmefunktsiooni abil aulide loendamiseks arendusalal, kus T4 uuringu ajal on 4 km puhvertsoon.

Pika sabaga part T5

Kaugusanalüüsi kokkuvõte

Vaatluste arv : 11

Vahemaa vahemik : 44 - 1000

Mudel : Poolnormaalne võtmefunktsioon

AIC : 12.4326

Optimeerimine: mrds (nlminb)

Avastamisfunktsiooni parameetrid

Skaala koefitsient(id):

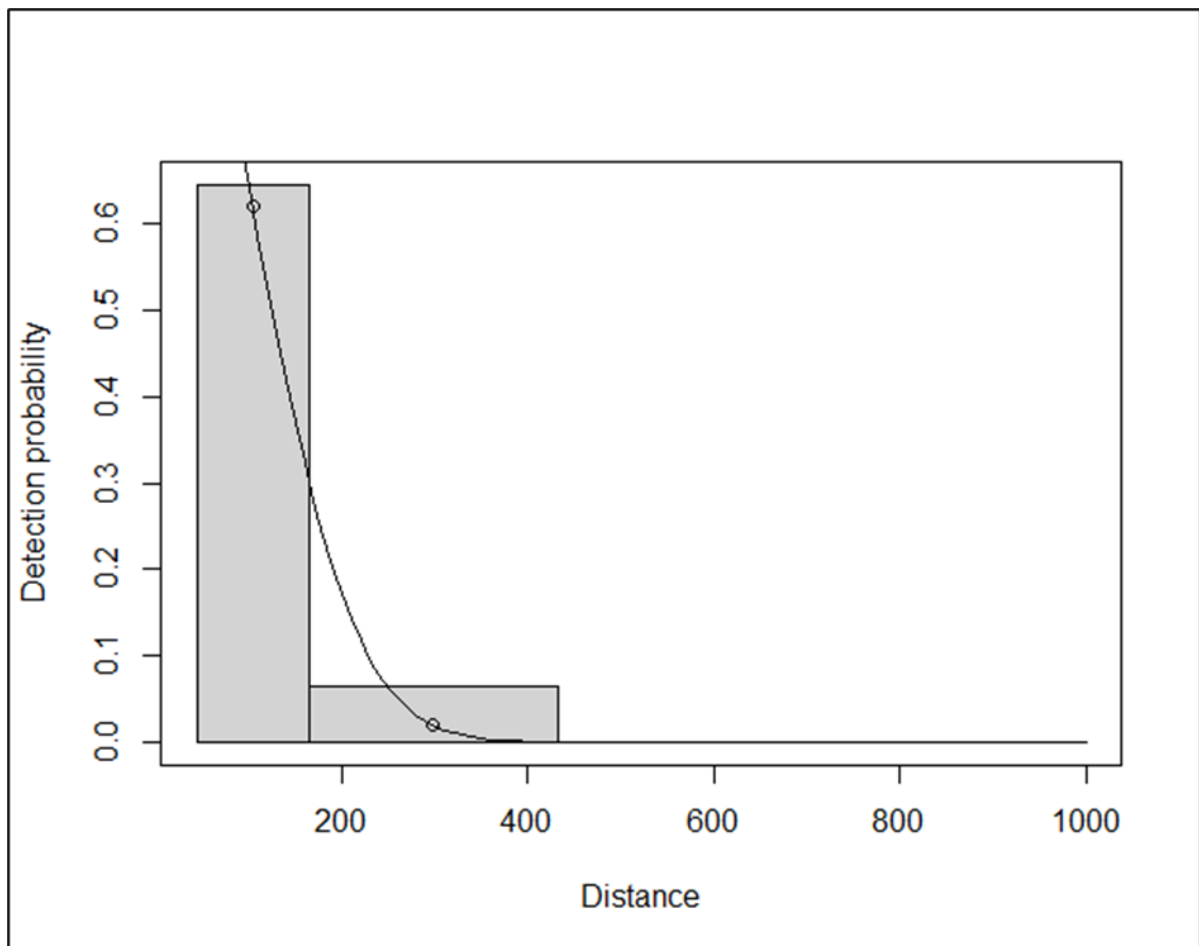
hinnang se

(Intercept) 4.667355 0.246919

Hinnang SE CV

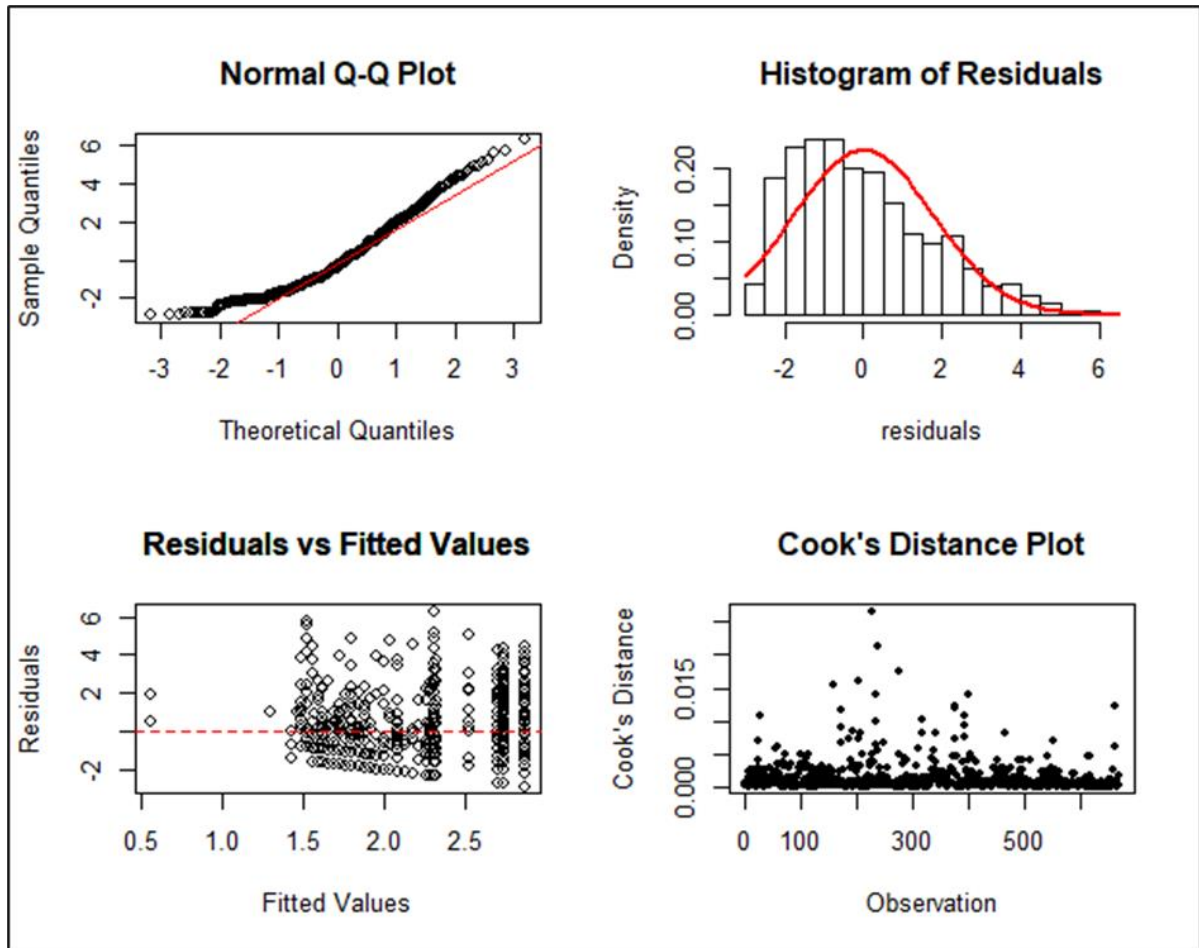
Keskmine p 0,09476436 0,03383252 0,3570174

N kaetud piirkonnas 116,07739889 53,16237868 0,4579908

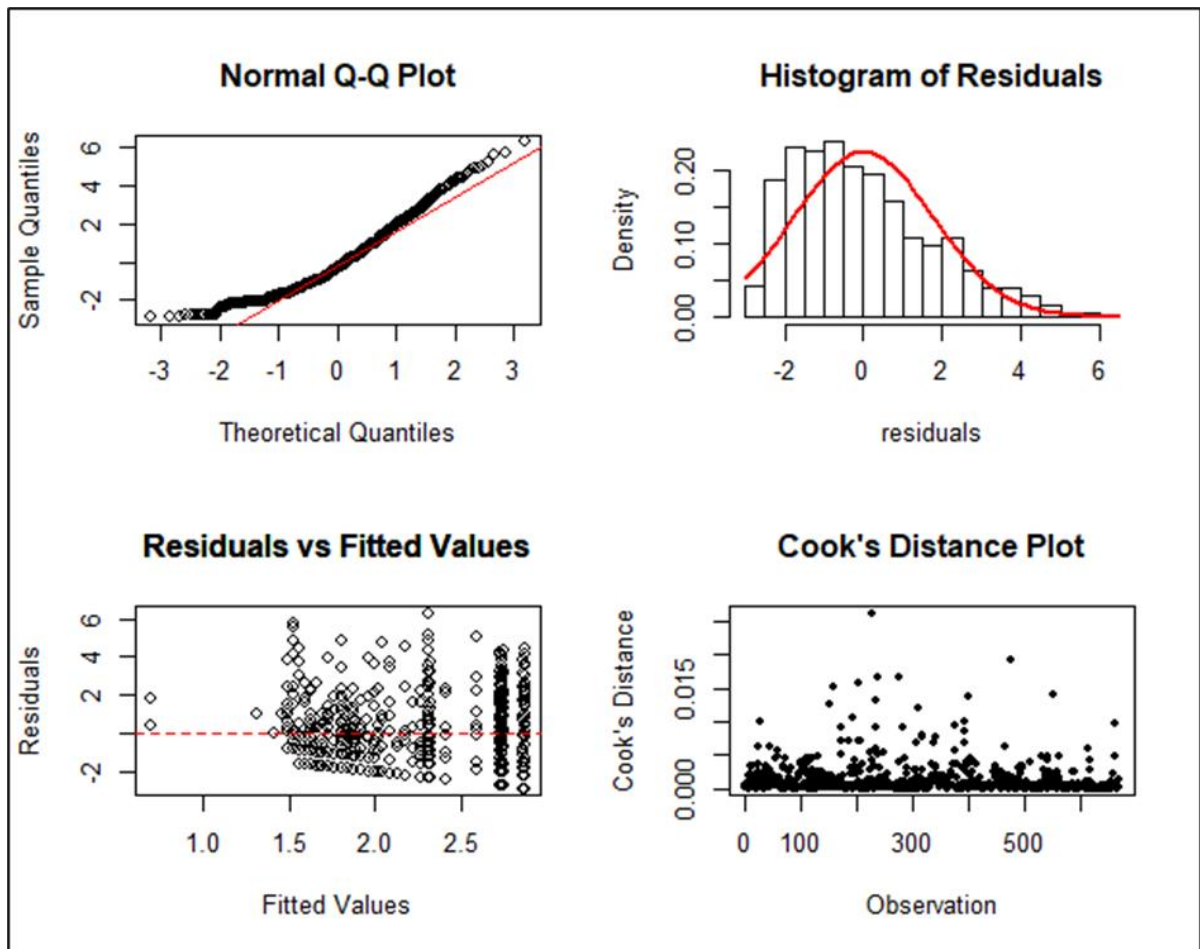


Joonis 32 Avastamisfunktsioon, mis on paigaldatud poolnormaalse võtmefunktsiooni abil aulide loendamiseks arendusalal, kus T5 uuringu ajal on 4 km puhvertsoon.

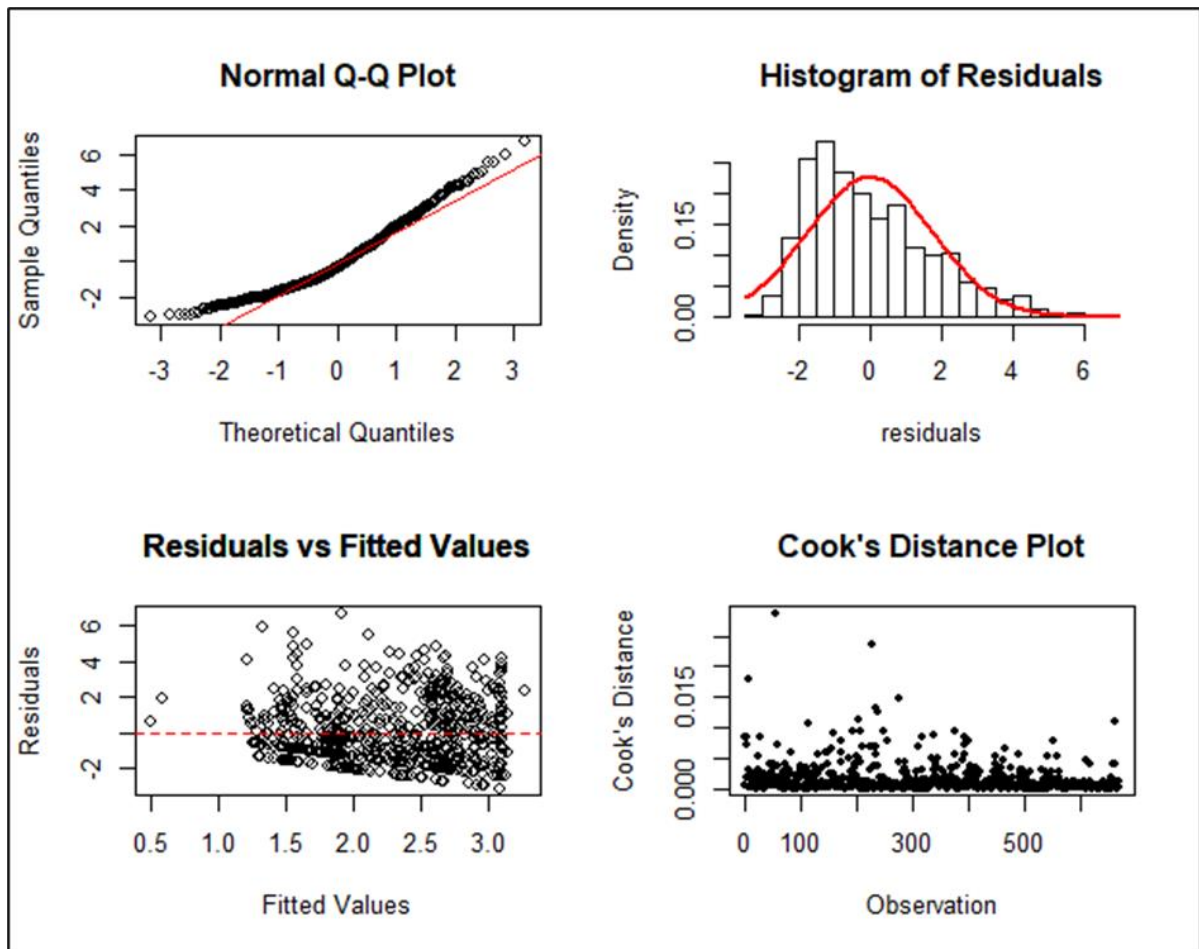
10. Üldiste lisaainete mudelid (GAM)



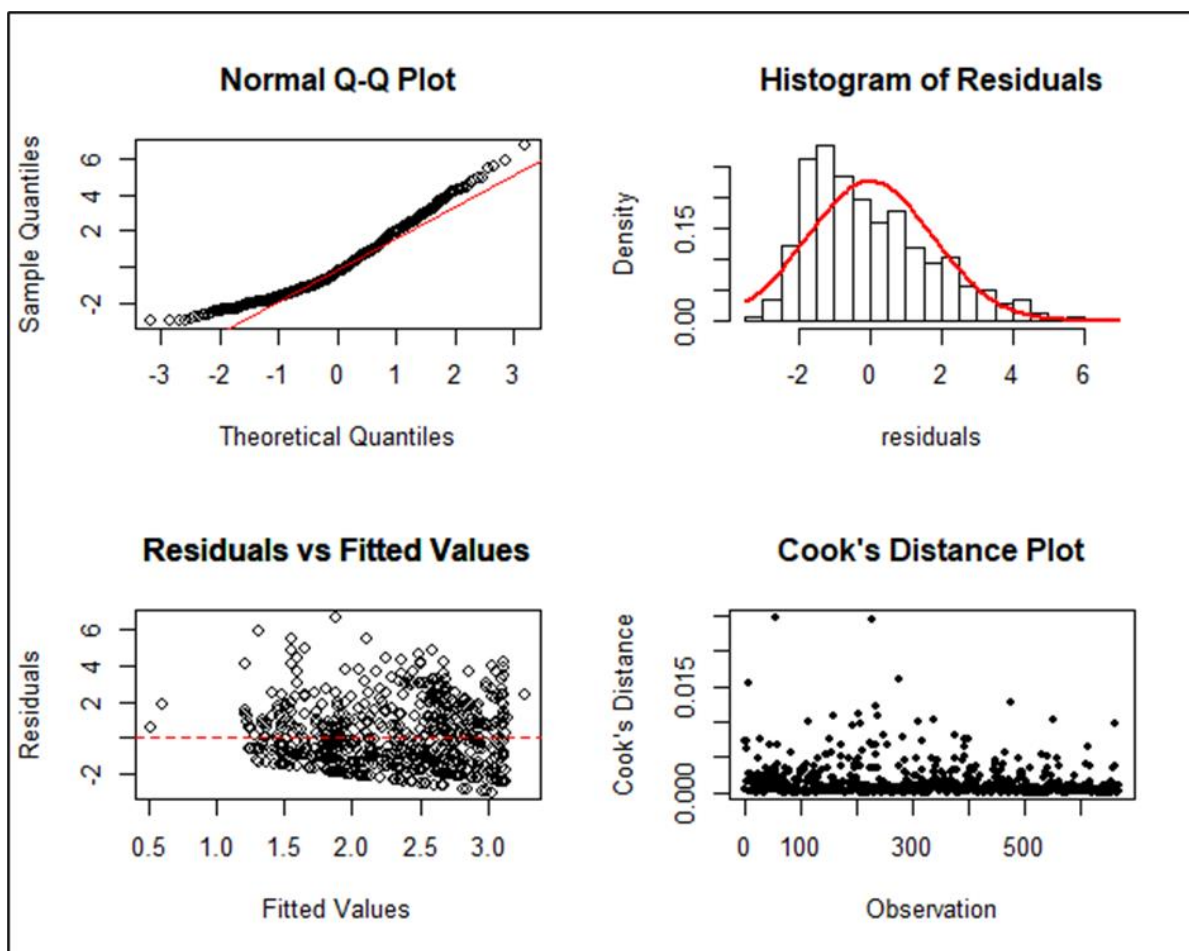
Joonis 33 Tõmmuvaera üldistatud aditiivse mudeli (GAM) mudeli valideerimine, kasutades log-link funktsiooni ja logaritmiliselt teisendatud vastusmuutujat "NUMBER", mille selgitavaks muutujaks on batümeetria. Valideerimine hõlmab nelja diagnostilist proovitükki: tavaline Q-Q graafik, jääkide histogramm, jäägid vs sobitatud väärtused ja Cooki kaugusgraafik.



Joonis 34 Tõmmuvaera üldistatud aditiivse mudeli (GAM) mudeli valideerimine, kasutades log-link funktsiooni ja logaritmiliselt teisendatud kostemuutajat "NUMBER", mille selgitavaks muutujaks on batümeetria ja setted. Valideerimine hõlmab nelja diagnostilist proovitükki: tavaline Q-Q graafik, jääkide histogramm, jäägid vs sobitatud väärtused ja Cooki kaugusgraafik.



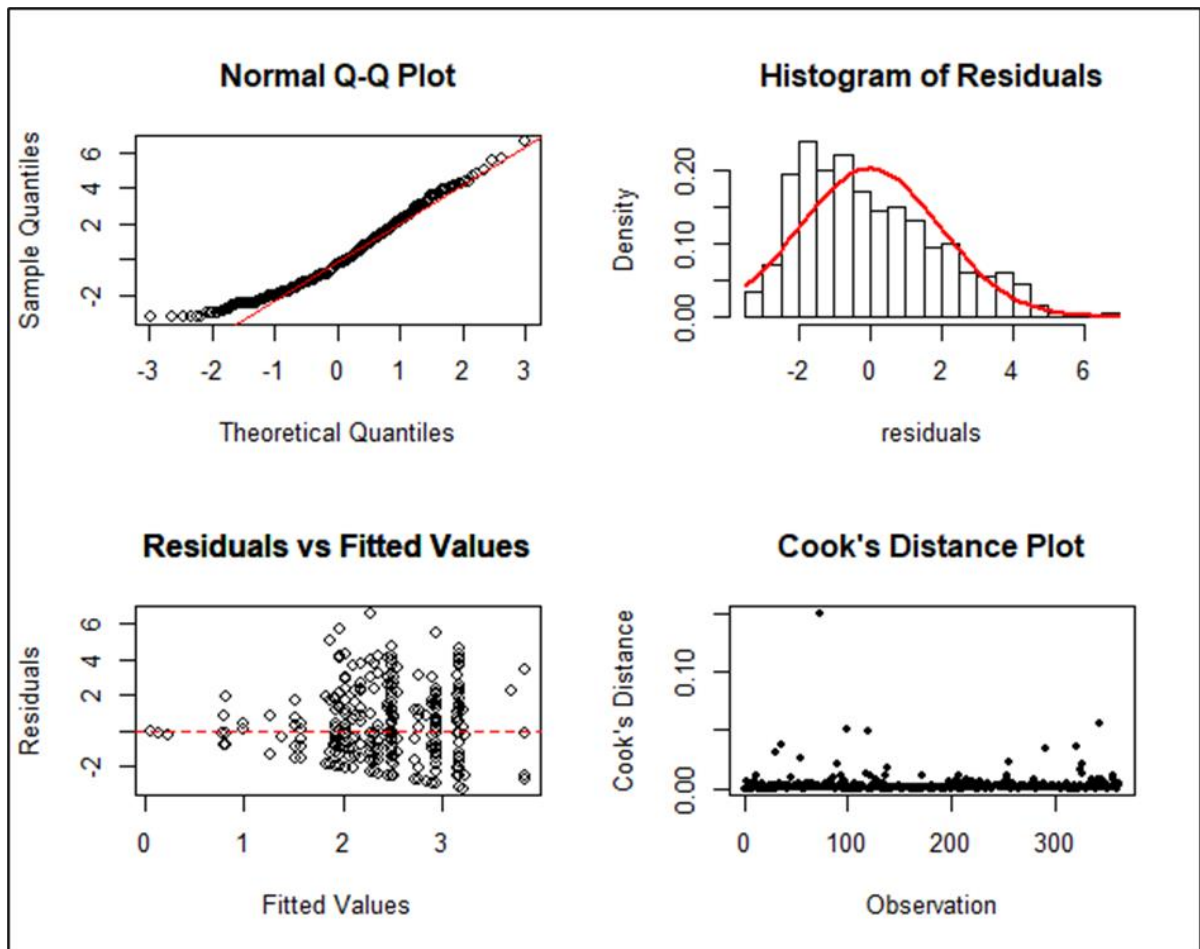
Joonis 35 Tõmmuvaera üldistatud aditiivse mudeli (GAM) mudeli valideerimine, kasutades log-link funktsiooni ja logaritmiliselt teisendatud vastusmuutajat "NUMBER", mille selgitavaks muutujaks on batümeetria ja anuma kaugus. Valideerimine hõlmab nelja diagnostilist proovitükki: tavaline Q-Q graafik, jääkide histogramm, jäägid vs sobitatud väärtused ja Cooki kaugusgraafik.



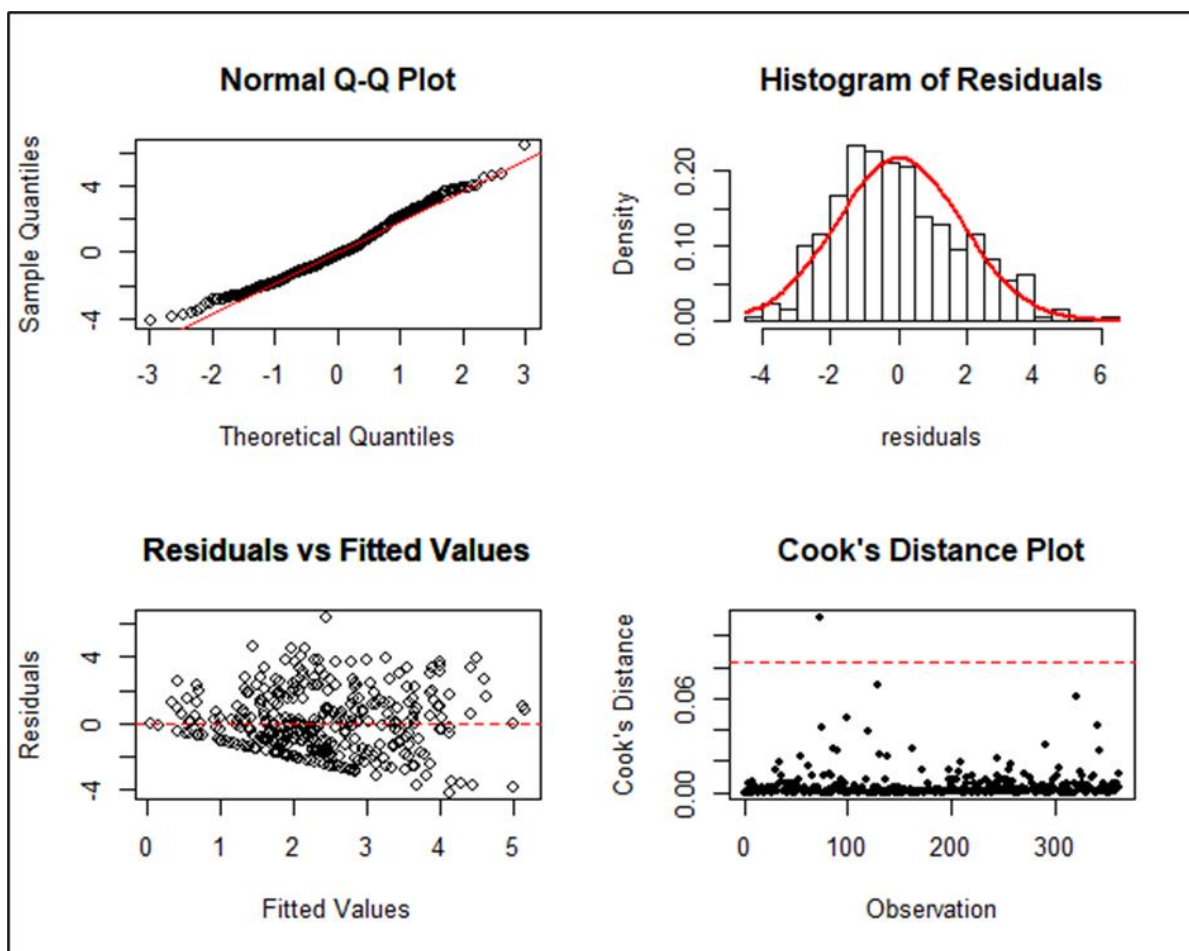
Joonis 36 Tõmmuvaera üldistatud aditiivse mudeli (GAM) mudeli valideerimine, kasutades log-link funktsiooni ja logaritmiliselt teisendatud vastusmuutujat "NUMBER", mille selgitavaks muutujaks on batümeetria, anuma kaugus ja setted. Valideerimine hõlmab nelja diagnostilist proovitükki: tavaline Q-Q graafik, jääkide histogramm, jäägid vs sobitatud väärtused ja Cooki kaugusgraafik.

Tabel 14 Tõmmuvaera GAM-mudelite AIC-väärtused, mis on sorteeritud madalaimast kõrgeimani.

Mudel	AIC väärtused
Loeb ~ Batümeetria	2683.356
Loendab ~ Batümeetria + anuma kaugus	2685.327
Loeb ~ Batümeetria + setted	2686.784
Loendused ~ batümeetria + laeva kaugus + setted	2689.218



Joonis 37 Auli üldistatud aditiivse mudeli (GAM) mudeli valideerimine, kasutades log-link funktsiooni ja logaritmiliselt teisendatud vastusmuutajat "NUMBER", mille selgitavaks muutujaks on batümeetria. Valideerimine hõlmab nelja diagnostilist proovitükki: tavaline Q-Q graafik, jääkide histogramm, jäägid vs sobitatud väärtused ja Cooki kaugusgraafik.



Joonis 38 Auli üldistatud aditiivse mudeli (GAM) mudeli valideerimine, kasutades log-link funktsiooni ja logaritmiliselt teisendatud kostemuutujat "NUMBER", mille selgitavaks muutujaks on batümeetria ja anuma kaugus. Valideerimine hõlmab nelja diagnostilist proovitükki: tavaline Q-Q graafik, jääkide histogramm, jäägid vs sobitatud väärtused ja Cooki kaugusgraafik.

Tabel 15 AIC väärtused auli GAM-mudelitele, mis on sorteeritud madalaimast kõrgeimani.

Mudel	AIC väärtused
Loeb ~ sBatümeetria	1573.603
Loendab ~ Batümeetria + anuma kaugus	1577.964

11. III lisa – populatsiooni elujõulisuse analüüs

Tabel 16 Tõmmuvaera* ja aulide populatsioonide saagipotentsiaali hindamisel kasutatud parameetrite lõplike tõenäosusjaotuste mediaan- ja 95% usaldusväärsed intervallid, mis põhinevad olemasolevatel empiirilistel andmetel ja ekspertide esilekutsumisel (Koneff et al. 2017). *Need hinnangud esitati algelt sõsarliigi kohta

siberi tõmmuvaeras, mis on tõmmuvaerale lähim sugulasliik ja mida varem tunnustati sama liigina (Collinson et al. 2006).

Parameeter	Tõmmuvaeras*	Aul
Emaste pesitsusvalmidus 2-aastaselt	0.28 (0.12,0.48)	0.28 (0.11,0.43)
Emaste pesitsusvalmidus 3-aastaselt	NA	NA
Pesitsusvalmidus täiskasvanud emased	0.94 (0.77,0.99)	0.88 (0.63,0.99)
Munakurna suurus	8.81 (7.41,10.47)	7.05 (5.16,8.77)
Pesitsuse edukus	0.24 (0.10,0.43)	0.46 (0.18,0.70)
Haudumise edukus	0.86 (0.83,0.90)	0.73 (0.19, 0.94)
Pardipoegade ellujäämus	0.36 (0.27,0.45)	0.24 (0.07, 0.49)
Noorlindude ellujäämus	0.67 (0.58,0.75)	0.63 (0.45, 0.78)
Noore lindude ellujäämus	0.75 (0.66,0.83)	0.71 (0.47, 0.85)
Täiskasvanute ellujäämus	0.84 (0.75,0.90)	0.81 (0.58, 0.91)