

EKSPERTHINNANG

PARTLASTE ELUPAIKADE VÄLJATÕRJUMINE SEOSSES SAARE-LIIVI MERETUULEPARGIGA EESTIS

Osa A



Tõmmuvaeras lennus, foto Rune Skjold Tjørnløv



Projekti nimi: Ekspert hinnang meripartide elupaikade ümberpaiknemise kohta
WSP projekti nr: 22005900
Projektijuht: Rune Skjold Tjørnløv
Autorid: Erik Mandrup Jacobsen & Rune Skjold Tjørnløv
Kvaliteedi tagamine: Mikkel Friborg Mortensen
Heaks kiitnud: Lea Bjerre Schmidt

SISU

1.	SISSEJUHATUS	4
2.	METOODIKA, KIRJANDUSE ÜLEVAADE JA PRAKTIKA/KOGEMUSED TEISTEST PROJEKTIDEST	5
	2.1. Vaatluste suurus ja ajaline skaala	5
	2.2. Populatsioonitasemete määramine	7
	2.3. Hiljutised uuringud elupaikade ümberpaiknemise ja asustamise kohta	8
	2.4. Kohaldatavad puhvertsoonid ja väljatõrjumisirski tasemed	13
	2.5. Tuulepargi paigutus ja turbiinide disainiparameetrid	15
3.	JÄRELDUSED	16
4.	VIITED	18
5.	LISA	19

1. SISSEJUHATUS

Käesoleva eksperthinnangu merelindude väljatõrjumisriski kohta seoses Saare-Liivi meretuulepargiga on välja töötanud WSP Denmark OÜ UTILITAS Wind tellimusel Eestis.

Meretuulepargid võivad potentsiaalselt mõjutada merelinde mitmel viisil. Siiski on laialdaselt teadvustatud, et sobivate toitumisalade kadumine ning sellest tulenev väljatõrjumine on üks olulisemaid mõjusid, mida meretuulepargid avaldavad puhke- ja peatusaladele kogunevatele merelindudele.

Olemasolevate uuringute ja analüüside põhjal tundub, et elupaikadest väljatõrjumise mõju on eriti oluline kaaluda teatud merelinnuliikide puhul, sealhulgas punakurk-kaur (*Gavia stellata*), mustvaeras (*Melanitta nigra*), aul (*Clangula hyemalis*), alk (*Alca torda*) ja lõunatirk (*Uria aalge*).

Kuna praegu puuduvad seaduslikult siduvad juhised, kuidas hinnata, analüüsida, kirjeldada või perspektiivi seada elupaikadest väljatõrjumise mõju, erinevad lähenemisviisid projektides ja keskkonnamõju hindamiste (KMH) raames märkimisväärselt.

WSP on sõlminud OÜ UTILITAS-ga lepingu eksperthinnangu koostamiseks, et pakkuda juhiseid parimate tavade kohta merelindude väljatõrjumisriski hindamiseks ja analüüsimiseks Saare-Liivi arendusalal.

Käesolev eksperthinnangu A osa koosneb järgmistest osadest:

I. Metoodika, kirjanduse ülevaade ja praktika/kogemused teistest projektidest

See osa sisaldab:

- Juhiseid väljatõrjumisriski kvantifitseerimiseks, eriti auli (*Clangula hyemalis*) ja tõmmuvaeraste (*Melanitta fusca*) puhul, sobival ulatus- ja ajaskaalal.
- Juhiseid väljatõrjumisriski negatiivse populatsioonimõju kvantifitseerimiseks asjakohasel ruumilisel tasandil, nt biogeograafilisel, rändetee ja/või „kohalikul“ tasandil.
- Ülevaadet meripartide väljatõrjumisriski kohta tehtud järelmonitooringu uuringutest seoses meretuuleparkidega.
- Väljatõrjumisriski esinemise kauguse (puhvertsooni) valikut teaduskirjanduse ja varasemate projektikogemuste põhjal.
- Liigispetsiifiliste tundlikkuste valikut (protsent lindudest, kes tõrjutakse „aktsepteeritud“ puhvertsoonide piires) kirjanduse ja viimaste uuringute alusel.
- Nõuandeid tuulepargi paigutuse ja turbiinide disaini kohta, et vähendada väljatõrjumisriski.

2. METOODIKA, KIRJANDUSE ÜLEVAADE JA PRAKTIKA/KOGEMUSED TEISTEST PROJEKTIDEST

2.1. Vaatluste suurus ja ajaline skaala

Ajavahemiku valik puhkavate lindude populatsioonide suuruse hindamiseks, mis võivad meretuuleparkide tõttu väljatõrjumisohus olla, mõjutab otseselt mõjuhinnangu tulemusi. Üks peamisi väljakutseid on, et lennuloendused salvestavad teatud piirkonnas puhkavate lindude arvukuse ja jaotuse ajapõhiseid "hetktõmmiseid", kuid ei kajasta lindude pidevalt toimuvat liikumisdünaamikat. Praktikas tähendab see, et väljatõrjumisohus olevate lindude arvu aasta jooksul võidakse alahinnata. Teisest küljest puutuvad linnud, kes läbivad tuulepargi ala või viibivad seal vaid lühikest aega, kokku pigem barjääririskiga kui väljatõrjumise mõjuga, kusjuures viimane avaldub pikema aja jooksul

Linnuvaatlusi, mis tehakse alusuuringute raames, viiakse tavaliselt läbi mitu korda nii pesitsusperioodil kui ka väljapool pesitsusperioodi, et dokumenteerida puhkavate lindude populatsioonide hooajalised erinevused konkreetses tuulepargi arenduspiirkonnas. Sageli korraldatakse sarnaseid vaatluseid ka erinevatel aastatel, et arvestada aastaste variatsioonidega merelindude esinemises, arvukuses ja jaotuses.

Keskkonnamõju hindamiste ülevaade (Tabel 1) näitab selgelt erinevusi vaadeldavas ajaskaalas ja rakendatud meetodikates, mis puudutavad väljatõrjumise mõju kvantifitseerimist. Sellegipoolest on ühine joon see, et need mõjuhinnangud ühendavad kogutud ja/või ajaloolisi vaatluste andmeid paindlikel viisidel, et koostada mõjutatud linnupopulatsioonide suuruse realistlikke hinnanguid. Kõige konservatiivsem lähenemine hindab väljatõrjumise mõju iga üksiku vaatluse hinnatud lindude maksimaalse arvu või tiheduse põhjal, samas kui mitme vaatluse, näiteks talvehooaja, keskmise kasutamine on vähem konservatiivne, kuid laialdaselt rakendatav lähenemisviis.

Tabel 1. Kokkuvõtte kirjanduse ülevaatest, mis käsitleb asjakohastes keskkonnamõju hindamise aruannetes kasutatud meetodikat ja ajaskaalat.

Metoodika ja ajaskaala valik – elupaikadest väljatõrjumine				
Allikas	Pindala	Metoodika	Aeg	Järeldus
(Therkildsen, 2021)	Øresund, DK	Maksimaalne vaatluste lõikes	Vaatluse aeg	8 ühe aasta jooksul tehtud lennuloendust; 6 talvel, 2 suvel. Väljatõrjutud lindude arv, mis on arvatud ja esitatud iga uuringu kohta, ning maksimaalne arv, mida kasutatakse väljatõrjumisel avalduva mõju hindamiseks.
(DCE, 2015)	Kriegers Flak OWF, DK	Keskmine mitme talve ja vaatluse lõikes	Vaatluste aeg	Laeva- ja lennuloenduste kombinatsioon kahest 6–7-aastasest perioodist. Väljatõrjutud lindude arv, mis on arvatud modelleeritud keskmise talvise tiheduse põhjal iga perioodi kohta, tuginedes andmete kättesaadavusele ja ruumilisele katvusele.

Metoodika ja ajaskaala valik – elupaikadest väljatõrjumine

(WSP, 2024a)	Jammerlandi laht, DK	Maksimaalne vaatluste lõikes	Vaatluse aeg	Mitme aasta jooksul on läbi viidud 27 lennuloendust. Väljatõrjutud lindude keskmine, minimaalne ja maksimaalne arv kuus arvutatakse iga kuu (aastate lõikes) analüüsitud vaatlusandmete põhjal (kaugusproovide võtmine). Üksiku vaatluse põhjal arvutatud suurimat väljatõrjutud lindude arvu kasutati mõjuhindamise alusüksusena.
(Szeffler, 2017)	Baltica OWF, Poola	Keskmine	Talv	Aulide modelleeritud keskmist talvist tihedust (mitme vaatluse ja aasta lõikes) kasutati mõjupiirkonnas väljatõrjutud lindude arvu hindamiseks.
(Petersen, Nielsen, & Mackenzie, 2014)	Sarved Rev II, Põhjameri, DK	Maksimaalne vaatluste lõikes	Vaatluse aeg	Hariliku tõmmuvaeraste tihedus modelleeriti ja esitati iga lennuloenduse jaoks eraldi ning vaatluste suurimat väärtust kasutati mõjupiirkonnas väljatõrjutud lindude arvu hindamiseks.

Kavandatav ulatuse ja ajaskaala valik – elupaikade ümberpaiknemine

Üldine "ekspertide soovitus"	Saare-Liivi	Maksimaalne vaatluste lõikes	Vaatluse aeg	Soovitame hinnata lindude tihedust ja väljatõrjutud lindude arvu vaatluste kaupa. Tulemusi saab seejärel esitada igakuiselt, näidates väljatõrjutud lindude arvu hinnangute vahemikus (minimaalne – maksimaalne), kui samal kuul on tehtud rohkem vaatlusi (võimalik, et eri aastatel). Ettevaatuspõhimõttest lähtudes tuleks Saare-Liivi meretuulepargi projekti negatiivse mõju hindamise alusüksusena kasutada liigispetsiifilisi suurimaid hinnanguid väljatõrjutud lindude arvu kohta (kõigi vaatluste lõikes).
------------------------------	-------------	------------------------------	--------------	--

Saare-Liivi piirkonnas viidi 2022. ja 2023. aastal läbi 18 lennuloendust. Suhteliselt suur vaatluste arv võimaldab arvutada ja esitada lindude tiheduste varieeruvust ning prognoositavat väljatõrjutud lindude arvu, mis tuleneb projektist. Seda saab teha, hinnates lindude tihedust ja väljatõrjutud lindude arvu iga vaatluse lõikes ning esitades seejärel väljatõrjutud lindude arvu igas kuus koos hinnangulise

vahemikuga (minimaalne – maksimaalne), kui samas kuus on saadaval andmed rohkematest vaatlustest (võimalik, et eri aastatest).

See varieeruvus võib olla aluseks aruteludele väljatõrjumise mõju üle nii aastatsükli jooksul kui ka samal ajavahemikul tehtud vaatluste vahel. Kuna lennuloendused kujutavad endast ajaliselt piiratud „hetktõmmiseid“ ega arvesta puhkavate merelindude liikumisdünaamikat, soovime negatiivse väljatõrjumise mõju hindamiseks kasutada kõigi vaatluste põhjal saadud suurimat väljatõrjutud isendite hinnangut. See järgib JNCC soovitusi (SNCB, 2022b), mis käsitlevad merelindude väljatõrjumist ja mille kohaselt “parim tava nõuab igakuiste väärtuste kokkuvõtlikku esitamist ja kõigi vaatluste täielike andmete lisamist aruande lissasse.” (SNCB, 2022b)

2.2. Populatsioonitasemete määramine

Keskonnamõju hindamise (KMH) raames on tavapärane asetada väljatõrjumise tõttu eeldatavasti surevate lindude arv perspektiivi, võrreldes seda konkreetse populatsiooniüksuse suurusega.

See tõstatab küsimuse: milline populatsiooniskaala on oluline mõju perspektiivi seadmisel, näiteks biogeograafiline, rändetee või „kohalik“ skaala?

Tegelikku mõju populatsioonile saab hinnata PBR-kontseptsiooni (potentsiaalne bioloogiline eemaldamine) abil. PBR on hinnang täiendavale suremusele, mida populatsioon suudab taluda ilma vähenemiseta. PBR arvutatakse populatsiooni suuruse, selle suundumuse ja potentsiaalse kasvumäära alusel (Wade, 1998).

PBR-i saab arvutada järgmise üldvalemi abil:

$$PBR = 0,5 \times R_{max} \times N_{min} \times f$$

- **R_{max}** tähistab populatsiooni maksimaalset aastast juurdekasvu määra.
- **N_{min}** on populatsiooni suuruse minimaalne hinnang.
- **f** on korrigeerimistegur (taastumismäär), mis varieerub vahemikus 0,1 kuni 1, sõltuvalt liigi populatsioonisuundumusest.

Erinevad populatsiooniskaalad on kokku võetud tabelis 2.

Tabel 2. Mõjuhindamise jaoks asjakohased sisendpopulatsioonide üksused.

Rahvastikuüksused ümberasustamise mõju hindamiseks						
	Sukeldujuad	Aul	Hahk	Mustvaeras	Tõmmuvaeras	Alkid
1 % kriteerium	3.000	16.000	7.200	7.500	3.000	23.500
Biogeograafiline populatsioon*	210.000-340.000	1,600.000	560.000-920.000	687.000-815.000	220.000-410.000	2.350.000-3.060.000
Liivi lahe populatsioon**	3.900	91.500	-	16.720	42.040	-

* , (Wetlands International, 2022; Bird Life International, 2022b)** (Skov, 2011)

Enamikus KMH aruannetes on tavapärase hinnata väljatõrjumise mõju biogeograafilise populatsiooni suuruse suhtes, kasutades negatiivse mõju vastuvõetavuse piirina 1% künnist.

Selline lähenemisviis muudab kumulatiivsete mõjude hindamise aga oluliselt keerulisemaks. Põhimõtteliselt tähendab kumulatiivsete mõjude hindamine, et hinnangutesse kaasatakse kõik projektid, mis asuvad biogeograafilise populatsiooni leviala piires, kuid praktikas ei ole see tavaliselt teostatav. Seetõttu lihtsustab „kohalik“ lähenemisviis kumulatiivsete mõjude hindamist.

WSP soovib seetõttu hinnata väljatõrjumise mõju kahel tasandil: nii „kohalikul“ kui ka biogeograafilisel tasandil.

Saare-Liivi piirkonna puhul, mis asub Liivi lahes, soovime hinnata väljatõrjumise negatiivset mõju kohalike populatsioonide suhtes, kes talvituvad Liivi lahes. Sukeldujate, merepartide ja alkide soovituslik kohaliku populatsiooni suurus põhineb (Skov, 2011) andmetel ja on esitatud tabelis 2. Hahkade, sukeldujate ja alkide kohaliku populatsiooni suurus pole (Skov, 2011) andmetes antud. Tabelis 2 esitatud sukeldujate kohaliku populatsiooni suurus on pärit piirkonnast „Leedu–Läti–Eesti“. On üsna tõenäoline, et Liivi lahe „kohalike“ populatsioonide suuruse kohta on olemas täpsemad hinnangud. Need võivad olla saadaval Eesti Linnukaitse Ühingu kaudu.

2.3. Hiljutised uuringud elupaikade väljatõrjumise ja harjumise kohta

Et leida teavet meretuuleparkidega seotud merelindude elupaikade väljatõrjumise mõjude, sealhulgas võimaliku harjumise kohta, viidi läbi kirjanduse ülevaade uuringutest tehtud enne- ja pärast meretuulepargi rajamist (tabel 3).

"Väljatõrjumine" viitab asjaolule, et teatud merelinnuliigid väldivad toitmist ja puhkamist meretuuleparkides või nende läheduses. Selle tulemusel kaotavad nad sisuliselt elupaiga, kuigi elupaik ja isegi toiduvärsed võivad jääda puutumatuks.

Harjumine kirjeldab õppimist, mis toimub siis, kui isend puutub korduvalt kokku sama mõjuga ning seetõttu vähendab või lõpetab oma reaktsiooni sellele. Aeg, mis kulub harjumiseks, sõltub nii stressori intensiivsusest kui ka kokkupuute sagedusest (Rankin, 2009). Seega on linnupopulatsioonidel, kes veedavad pikemat aega samas piirkonnas, suurem potentsiaal harjuda. See kehtib eriti pikaealiste liikide kohta, nagu merepardid, kes naasevad aasta-aastalt sama tuulepargi ümbrusse talvituma. (Rankin, 2009)

Laud 3. Ülevaade ehitusjärgsetest seireuringutest.

Ehitusjärgsed seireuringud				
Allikas	Liik	Pindala	OWF-i omadused	Järeldused
(WSP, 2023)	Aul	Kriegers Flak OWF (Läänemeri)	Turbiinide arv: 72 Üldkõrgus: 188 m Võimsus: 604 MW	Selles uuringus leitud aulide vaatluste koguarvude, hinnangulise tiheduse ja ruumilise jaotuse põhjal ei tundu olevat selget ja järjepidevat märki Kriegers Flaki meretuulepargi põhjustatud elupaikade nihkumisest. Aulide levikut näis mõjutavat rohkem vee sügavus kui tuulepargi massiivi olemasolu. Seda võib aga mõjutada üksikute turbiinide üsna suur vastastikune vahekaugus massiivis.
(WSP, 2024)	Aul	Arkona ja Wikinger OWF	<u>Arkona:</u> Turbiinide arv: 60 Üldkõrgus: 102 m Võimsus: 385 MW <u>Viking:</u> Turbiinide arv: 70 Kogukõrgus: 165 m Võimsus: 350 MW	Meretuuleparkide käitamise mõju aulide levikule ei saa täielikult välistada, kuid tulemused näitavad, et toiduvarude kättesaadavus on tõenäoliselt kõige olulisem tegur.
(WSP, 2022)	Hahk	Sprogoe OWF (suur vöö)	Turbiinide arv: 7 Üldkõrgus: 125 m Võimsus: 21 MW	Sprogoe uuringud näitavad, et hahkade levik piirkonnas sõltub suuresti vee sügavusest ja seega tõenäoliselt ka toidu kättesaadavusest. Seega registreeriti turbiinide vahetus läheduses palju hahke. See kehtib eriti turbiinide kohta, mis asuvad 10 m sügavuskõvera sees. Vaatlused illustreerivad selgelt ka "kooseksisteerimist" ning hahkade arv oli turbiinide ümber asuvas 500 m puhvervööndis ja väljaspool seda suures osas võrdne. Tulemused põhinevad ühel turbiinireal ja ei pruugi seetõttu olla rakendatavad suuremate klasterite/massiivide puhul.
(Petersen, Nielsen, & Mackenzie, 2014)	Mustvaeras	Sarved Rev 2 OWF (Põhjameri)	Turbiinide arv: 91 Üldkõrgus: 114,5 m Võimsus: 209 MW	Üldine arvukus oli ehituseelsete ja -järgsete perioodidega võrreldes sarnane, kuid märgatavad jaotusmuutused olid Leitud. Tiheduse vähenemine Horns Rev 2 meretuulepargi piirkonnas oli tõenäoliselt tingitud tuulepargi olemasolust. Ehitusjärgse arvukuse vähenemist täheldati kuni 5 km kaugusele Horns Rev 2 tuulepargi perifeeriast. Tulemused ei

Ehitusjärgsed seireuringud

				ole siiski lõplikud ning märkimisväärseid muutusi mustvaeraste arvukuses ja levikus täheldati ka palju suuremas osas Põhjamerest.
(Petersen, Nielsen, & Mackenzie, 2014)	Sukeldujad	Sarved Rev 2 OWF (Põhjameri)	Turbiinide arv: 91 Üldkõrgus: 114,5 m Võimsus: 209 MW	Sukeldujate üldine arvukus oli ehituseelsel ja -järgsel perioodil sarnane, kuid vaatlusalal leiti märgatavaid jaotuslikke muutusi. Selgeid märke tuulepargiga seotud nihkest täheldati tuulepargile lähemal asuvatel aladel (5-6 km). Tiheduse vähenemise põhjused 10 km kaugused Horns Rev 2 tuulepargist jäävad ebaselgeks.
(Petersen I. &., 2007) (Danish Energy Agency, 2013)	Mustvaeras	Sarved Rev 1 OWF (Põhjameri)	Turbiinide arv: 80 Kogukõrgus: 110 m Võimsus: 160 MW	Mustvaeras muutis dramaatiliselt oma levikut uuringualal ajavahemikul 1999–2007 muudel põhjustel kui turbiinide olemasolu. Järk-järgult leiti tuulepargi piirkonnast suurem lindude osakaal. Mustvaeras võib tõepoolest esineda suure tihedusega vastvalminud tuuleturbiinide vahel merel. Siiski ei saa välistada, et see tähelepanek kajastab pigem toiduvarude muutusi kui lindude endi käitumise muutumist.
(Petersen I. &., 2007)	Sukeldujad	Sarved Rev 1 OWF (Põhjameri)	Turbiinide arv: 80 Kogukõrgus: 110 m Võimsus: 160 MW	Puudusid märgid sellest, et varem tuulepargi pindala ja selle ümbruse vältimiseks tehtud sukeldujad oleksid oma jaotust tuulepargi suhtes muutnud.
(Petersen I. M.-H., 2018)	Aul	Roedsand II ja Nysted OFW (Läänemeri)	<u>Roedsand II:</u> Turbiinide arv: 90 Kogukõrgus: 115 m Võimsus: 207 MW <u>Nysted:</u> Turbiinide arv: 72 Kogukõrgus: 110 m Võimsus: 165,6 MW	2018. aastal puuduvad tõendid selle kohta, et Roedsand II ja Nystedi tuuleparkides oleks taastunud aulide arvukus endisele ehituseelsele tasemele (2000. aastal). Siiski oli mõningaid ebaselgeid tõendeid selle kohta, et viimase seitsme aasta jooksul on nendes piirkondades olnud keskmine arvukuse tase. Kas see kujutab endast tuuleparkidega harjumist, on küsitav, arvestades asjaomaste lindude väikest absoluutarvu.
(Garthe, 2023)	Sukeldujad	Viis OWF-klastrit Põhjamere kaguosas (st	-	Leiti, et tuulepargi servadest kaugemale kui 10 km ulatuvad nihkeefektid, kusjuures tuuleparkide asukohtadest kuni 24 km kaugusele nihkumine oli märkimisväärne.

Ehitusjärgsed seireuringud

		mitu OWF-i ala vahetus läheduses)		
(Mendel, 2019)	Sukeldujad	Butendieki ja Helgoland klaster (Saksamaa Põhjameri)	<p><u>Butendiek:</u> Turbiinide arv: 80 Üldkõrgus: 180 m Võimsus: 288 MW</p> <p><u>Taani-Saksa keel:</u> Turbiinide arv: 80 Üldkõrgus: 148 m Võimsus: 288 MW</p> <p><u>Amrum Bank West:</u> Turbiinide arv: 80 Üldkõrgus: 90 m Võimsus: 302 MW</p> <p><u>Ida-Põhjameri:</u> Turbiinide arv: 48 Üldkõrgus: 155 m Võimsus: 295 MW</p> <p><u>Merwind kagus:</u> Turbiinide arv: 80 Kogukõrgus: 149 m Võimsus: 288 MW</p>	Uuring viitas sellele, et vastvalminud tuulepargid ulatuvad vähemalt 16 km-ni ja linnutihedus väheneb tuulikute 10 km raadiuses asuval alal üle 60%.
(Guillemette, 1999)	Hahk	Tuno nupp OWF (Aarhusi laht)	Turbiinide arv: 10 Kogukõrgus: 45 m Võimsus: 5 MW	Pärast arvukuse vähenemist ehitusperioodil kasvas lindude arv tuulepargi piirkonnas taas kaks aastat pärast ehituse lõppu. Uuring viitab sellele, et tuulepark ei olnud peamine põhjus, miks merepartide arvukus neil kahel aastal vähenes.

Ehitusjärgsed seireuringud

				Siiski põhineb see tõlgendus teisel tähelepanekul, mis näitas, et lindude arv vähenes samaaegselt toidu kättesaadavuse vähenemisega.
(Guillemette, 1999)	Mustvaeras	Tuno nupp OWF (Aarhusi laht)	Turbiinide arv: 10 Kogukõrgus: 45 m Võimsus: 5 MW	Aastatel 1997–98 suurenes märkimisväärselt mustvaeraste arvukus võrreldes 1995.–96. ja 1996.–97. aastaga, kuid mitte võrdlusaastaga (1994–95). Aastatel 1997–98 täheldatud keskmine arvukus oli sarnane võrdlusaastaga (1994–95). Andmed rannakarpide arvukuse kohta viitavad sellele, et tuulepark ei olnud aastatel 1994-95 ja 1996-97 täheldatud languse põhjuseks.
(Schwemmer, 2011)	Mere pardid	Põhjamere ja Läänemere Saksa osad	-	Uuring (enne ja pärast häirimist) näitab merepartide harjumist kanaliseeritud laevaliikluse piirkondades. Siiski on küsitav, kas harjumine vabalt liikuvate laevadega on tõenäoline, arvestades nende ettearvamatut olemust. Harilike hahkade ja aulide arv kasvas häiringujärgsel perioodil suhteliselt kiiresti, samas kui tõmmuvaeraste arv kasvas aeglasemalt. Mustvaeraste arv ei jõudnud häiringueelse tasemeni enne eksperimendi lõppu.

Kavandatud nõuanded – põhinevad ehitusjärgsetel seireuringutel

Üldised "eksperdi" nõuanded		Ehitusejärgsed uuringud näitavad tihedat seost sukeldujate ja merepartide leviku ning nende eelistatud veesügavuse ja saaklooma kättesaadavuse vahel. On tõendeid, mis viitavad sukeldujate ja mustvaeraste leviku muutustele tulenevalt meretuulepargi olemasolust, samas kui harilike hahkade ja aulide levik näib olevat vähem mõjutatud. Ülaltoodud ülevaates esitatud tõendid rõhutavad vajadust reserveerida merepartide jaoks konkreetseid alad, kus on neile sobiv veesügavus ja toitumispaigad, et hõlbustada koeksisteerimist.
-----------------------------	--	--

Mitmed uuringud viitavad sellele, et meretuuleparkide (OWF) tõttu toimuv merelindude väljatõrjumine ei ole tingimata püsiv ning mõned liigid suudavad tuuleparkidega harjuda ja koos eksisteerida. Meripartidel näib olevat teatud määral võime harjuda tuuleparkide olemasoluga, eeldusel et piirkonnas on piisavalt toiduvarusid. Sukeldujad on aga üldiselt väljatõrjumise suhtes tundlikumad ning nende harjumisvõime on hinnanguliselt väga madal (vt tabel 3).

Eriti meripartide puhul on tõenäoline, et aja jooksul toimub harjumine ning linnud suudavad turbiinidega koos eksisteerida, kui piirkonnas on piisavalt toiduresse. Kui keskkonnamõju hindamises (KMH) harjumist arvesse ei võeta, on oht üle hinnata OWF-i olemasolust põhjustatud pikaajalist suremuse suurenemist. Paljud uuringud võrdlevad ainult merelindude arvu vahetult enne meretuuleparkide rajamist ja kohe pärast nende rajamist, st tavaliselt mõne aasta jooksul. See piirab võimalusi lindudel harjuda uute ja võõraste struktuuridega, samuti ei pruugi ehitusetapi negatiivsed mõjud merepõhjale võimaldada toiduresse veel taastuda. Seetõttu ei ole selliste uuringute põhjal alati võimalik järeldada, et linnud ei suuda piirkonda puhke- ja toitumisalana tagasi pöörduda.

Harjumist arvesse võtmata on hinnatud, et väljatõrjumise tõttu sureb 1–10% väljatõrjutud lindudest (Royal-Haskoning, 2019; Natural-England, 2014; MIG-Birds, 2022). Kuna harjumine ja koeksisteerimine on tõenäoline, eriti piirkondades, kus linnud veedavad pikemat aega, nagu näiteks Liivi lahes (Quillfeldt, 2022), on realistlik hinnang, et meripartide (väljatõrjumise ohus lindude) suremus jääb vahemikku 1–5%. Siiski soovib WSP rakendada kõige konservatiivsema mõjutsenaariumi puhul 10% suremuse määra ja realistlikuma stsenaariumi puhul 5%, esitades mõlemad väljatõrjumise kvantitatiivses mõjuhinnangus.

2.4. Kohaldatavad puhvertsoonid ja väljatõrjumise tasemed

Merelindude elupaikade väljatõrjumise uuringud on andnud mitmesuguseid tõendeid erinevate liikide mõjuulatuse ja väljatõrjumise taseme kohta. Lisaks võivad väljatõrjumise mõju mõjutada mitmed tegurid, nagu projekti ala ja selle ümbruse füüsilised omadused, toidu kättesaadavus, lindude populatsioonide peatumis- ja puhkeae ning tuulepargi paigutus ja turbiinide disainiparameetrid. Selle tulemusena varieeruvad keskkonnamõju hindamises kohaldatavad mõjuvahemikud ja liigispetsiifilised väljatõrjumise tasemed märkimisväärselt (vt tabel 4). Uued uuringud annavad jätkuvalt täiendavaid teadmisi ning seetõttu ajakohastatakse soovitusi ja juhiseid pidevalt, kui teadmistebaas suureneb.

Tabel 4. Puhvertsoonid ja väljatõrjumise tase (%) erinevates keskkonnamõju hindamise aruannetes ja soovitusmaterjalides.

Puhvertsoonid ja väljatõrjumise tase (%)							
Piirkond	Sukeldu jad	Hakk	Mustvaer as	Tõmm uvaera s	Aul	Alk	Viide
Jammerlandi laht (DK)	4 km (90%)	4 km (70%)	4 km (70%)	4 km (70%)	-	2 km (70%)	(WSP, 2024a)
Jammerlandi laht (DK)	2 km (90%)	0,5 km (90%)	2 km (90%)	1 km (90%)	-	0,5 km (90%)	(Orbicon, 2018)
Omoerannikulähedane ala (Suur Vöö, DK)	2 km (90%)	0,5 km (90%)	2 km (90%)	1 km (90%)	-	-	(Orbicon, 2016)

Puhvertsoonid ja väljatõrjumise tase (%)							
Vesterhavi põhjaosa (Põhjameri, DK)	2 km (100%)	-	-	-	-	-	(Ministry of Environment E. A., 2015a)
Vesterhavi lõunaosa (Põhjameri, DK)	2 km (100%)	-	-	-	-	-	(Ministry of Environment E. A., 2015b)
Lõuna-Kattegat (Kattegat, Rootsi)	-	-	-	-	-	1 km (50% OWF-i sees, 30% 1 km puhvris väljaspool)	(Ottval, 2021)
Kriegers Flak (Läänemeri, DK)	-	-	3 km (100%)	3 km (100%)	3 km (100%)	-	(DCE, 2015)
Rønne pank (Bornholm DK)	-	-	-	-	2 km (75% OWF-i sees, 50% 2 km puhvris väljaspool)	-	(DHI, 2020)
Aflandshage ja Nordre Flint (Sundi (DK)	-	2 km (25%)	5 km (50%)	-	2 km (50%)	-	(Therkildsen, 2021)
Lillebælti lõunaosa (DK)	-	1 km (väheneb lineaarselt 1 km-ni)	1 km (väheneb lineaarselt 1 km-ni)	-	-	-	(COWI, 2019)
Sarved Rev 2 (Põhjameri, DK)	2 & 4 km (100%)	-	2 & 4 km (100% OWF-is pluss 300 m, vähenedes 2 km-ni)	-	-	2 & 4 km (100%)	(DONG-Energy, 2006)
Baltica OWF (Poola)	-	-	-	-	2 km (75%)	-	(Szeffler, 2017)
SNCB ühine vahemärkus ümberasumise kohta Punase kurguga sukeldujale OWF-ist	4 – 10 km (90-100%). 10 km erikaitsealast 10 km kaugusel asuvatelt aladel, mis on mõeldud punakurkauridele	-	-	-	-	-	(SNCB, 2022a)
SNCB ühine vahemärkus merelindude väljatõrjumise avamere tuuleparkidest		4 km (30-70%)	4 km (90-100%)	4 km jooks (90-100%)	4 km (30-70%)	2 km (30-70%)	(SNCB, 2022b)

Kavandatavad puhvertsoonid ja väljatõrjumise tase (%)

Puhvertsoonid ja väljatõrjumise tase (%)							
Konservatiivne lähenemine	4 km (90-100%)	4 km (70%)	4 km (90%)	4 km (90%)	4 km (70%)	2 km (70%)	(SNCB, 2022a), (SNCB, 2022b)
Üldine "ekspertide soovitus"	4 km (90-100%)	2 km (30%)	4 km (70%)	4 km (70%)	2 km (30%)	2 km (30%)	Kirjanduse ülevaate, liigispetsiifiliste väljatõrjumise tasemete ja hiljutiste uuringute põhjal, mis käsitlevad meripartide harjumisvõimet (WSP, 2022; WSP, 2023)

Hoolimata erinevustest liigispetsiifiliste puhervööndite ja väljatõrjumise taseme suurustes, mida kasutatakse sukeldujate, meripartide ja alkide puhul erinevates keskkonnamõju hindamise aruannetes ja nõuandematerjalides, võib siiski välja tuua mõned üldised suundumused. Näiteks peetakse sukeldujaid üldiselt meretuuleparkidega seotud väljatõrjumise suhtes tundlikumaks kui mereparte. Sukeldujate väljatõrjumise taseme osas soovib WSP järgida ettevaatlikku lähenemist, mida on soovitatud punakurk-kauri kohta. (SNCB, 2022a)

Hiljutised uuringud harilike hahkade ja aulide kooseksisteerimise kohta meretuuleparkidega (WSP, 2022; WSP, 2023) viitavad nende kahe meripardiliigi suhteliselt suurele harjumisvõimele. Tänu sellele omadusele võib eeldada, et harilikud hahad ja aulid kogevad suhteliselt nõrka elupaikade väljatõrjumist võrreldes sukeldujate ja kahe vaerase liigiga, st mustvaera ja tõmmuvaerasesega. Mis puudutab väljatõrjumise ruumilist ulatust ja taset OWF-i sees ja selle ümbruses, siis soovime rakendada sama väljatõrjumise taset (%) kogu tuulepargi ulatuses ja puhvertsoonis ning esitada väljatõrjumise mõju nii konservatiivse lähenemise kui ka üldise "Ekspertarvamuse" alusel, nagu on esitatud Tabel 4.

2.5. Tuulepargi planeering ja tuuliku konstruktsiooniparameetrid

Nagu on kokku võetud tabelis 3, täheldatakse sageli muutusi merelindude jaotuses nende puhkealadel merel pärast meretuuleenergia rajatiste ehitamist. Siiski on tõestatud, et nii väljatõrjumise kui ka ligimeelitamise mõju olemasolu ja tugevus varieeruvad liikide ja asukohtade lõikes märkimisväärselt.

(Lamb, 2024) vaatas läbi kirjanduse, et määrata kindlaks uuringud, kus testiti ühe või mitme merelinnuliigi jaotusmuutusi. Uuringust tuvastati täheldatud mõjude suurused ja kasutati üldistatud lineaarset modelleerimisraamistikku, et hinnata uuringu kujunduse parameetrite, tuuleparkide omaduste, liikide ja hooajaliste fenoloogiliste muutujate suhtelist mõju jaotusmuutuste ulatusele ja tugevusele. Uuritavad tuulepargid asusid peamiselt Põhjameres, Läänemeres ja liri meres.

Tulemused näitasid olulist ja negatiivset mõju kauridele, sukeldajatele, meripartidele, alkidele ja kormoranidele, samas kui kajakate, veelindude ja merikajaka puhul oli mõju peamiselt neutraalne või veidi positiivne.

Väljatõrjumise mõju oli üldiselt suurem avamerel asuvates tuuleparkides ja väiksema turbiinide tihedusega piirkondades. See on vastuolus teiste uuringutega, kus teatati suuremast väljatõrjumise

mõjust alkide erinevatele liikidele tuuleparkides, kus turbiinide tihedus oli suurem, näiteks Põhjamere Hollandi osas. (Leopold, 2013)

(Drewitt & Langston, 2006) viitavad sellele, et väiksem vastastikune vahemaa turbiinide vahel võib olla viis, kuidas minimeerida tuulepargi arendusalast jalajälge (perimeetrit) ja seeläbi ka vähendada väljatõrjumise negatiivset mõju OWF-i ümber. Siiski on tehnilised piirangud, näiteks vajadus suuremate turbiinide jaoks suurema eraldatuse järele. Turbiinide kõrgust ennast ei toetatud otsese mõjutegurina väljatõrjumise osas. (Lamb, 2024)

Tuulepargi paigutus võib mõjutada jaotusmuutuse ulatust ja ulatust, kuid **Lambi (2024)** uuringus jõuti järeldusele, et tuulepargi omadustel üksi oli suhteliselt madal selgitav jõud. (Lamb, 2024)

Kauguse positiivne mõju kaldast viitab sellele, et merelindude reaktsioonid võivad olla nõrgemad ja/või raskemini tuvastatavad rannikulähedastes piirkondades, kus muu inimtegevus ja suurem taustamüra võivad reaktsioone varjata või soosida vähem tundlikke liike.

Mitmed uuringud on näidanud, et rikkalike toiduvarude olemasolu mõjutab pikaajalise väljatõrjumise määra. Osa varem väljatõrjutud linde võib naasta tuulepargi piirkonda, kui atraktiivsed toiduvarud on kättesaadavad või muutuvad kättesaadavaks (Laud 3).

Olemasolevate teadmiste põhjal on tõenäoline, et puhkavate merelindude väljatõrjumise ulatust mõjutavad järgmised asjaolud:

- Tuuleparkide paiknemine piirkondades, kus on olemas toiduvarud ning tundlike liikide esinemine suurel hulgal ja suure tihedusega, tähendab suurt väljatõrjumisriski.
- Asukoht rannajoone lähedal võib vähendada väljatõrjumise negatiivset mõju..
- Turbiinide kõrge tihedus antud piirkonnas vähendab üldist mõju, võrreldes sama arvu turbiinide levitamisega suuremale alale.
- Turbiinide suurus ei ole osutunud oluliseks väljatõrjumise seisukohast..

3. JÄRELDUSED

Merelindude väljatõrjumise hindamine meretuuleparkidest, sealhulgas Saare-Liivi tuulepargist, hõlmab järgmisi etappe:

- **Lindude arvukuse, leviku ja tiheduse analüüs uuringualal.** WSP soovib kasutada kaugusproovivõtu meetodit. Uuringuala piires olevate lindude arv tuleks esitada vahemikena, mis näitavad lindude arvukuse varieeruvust iga kuu, kuude ja kogu aasta jooksul.
- **Liigispetsiifiliste puhvertsoonide ja väljatõrjumise tasemete rakendamine.** WSP soovib kasutada nii konservatiivset stsenaariumi kui ka realistlikumat lähenemisviisi, mis arvestab, et mõned liigid võivad meretuulepargiga harjuda, kui toiduessursid on piirkonnas kättesaadavad.
- **Väljatõrjutud lindude arvu hindamine.** WSP soovib hinnata lindude tihedust ja väljatõrjutud lindude arvu iga vaatluse põhjal eraldi. Seejärel saab tulemusi esitada kuude kaupa, sealhulgas hinnangud (minimaalsed – maksimaalsed). Ettevaatuspõhimõtte kohaselt tuleks iga kuu suurimat hinnangut kasutada negatiivse väljatõrjumismõju hindamise alusena.

- **Väljatõrjumise tõttu surnud lindude arvu hindamine.** WSP soovib rakendada suremuse määrasid vastavalt realistlikule (1–5%) ja konservatiivsele (5–10%) lähenemisviisile.
- **Suurenenud suremuse perspektiivi seadmine PBR kontseptsiooni (potentsiaalne bioloogiline eemaldamine) rakendamise kaudu.** WSP soovib hinnata väljatõrjumise mõju nii kohalikul tasandil (nt Liivi laht) kui ka rahvusvahelisel tasandil (biogeograafiline või rändetee populatsioon).

Praktilised nõuanded kohaldatavate puhvertsoonide, väljatõrjumise tasemete ja suremuse hindamiseks on esitatud tabelites 5 ja 6.

Tabel 5. Kokkuvõtlikud nõuanded puhvertsoonide, väljatõrjumise taseme ja suremuse kohta (konservatiivne lähenemisviis)

WSP kokkuvõtlik nõuanne merelindudele avalduva väljatõrjumise mõju hindamiseks Saare-Liivi puhul						
Konservatiivne lähenemine	Sukeldujad	Hahk	Mustvaeras	Tõmmuvaeras	Aul	Alk
Kohaldatav puhvertsoon	4 km*	4 km	4 km	4 km	4 km	2 km
Väljatõrjumisrisk (%)	100 %	70 %	90 %	90 %	70 %	70 %
Suremus (% väljatõrjutud lindudest)	5–10 %	5–10 %	5–10 %	5–10 %	5–10 %	5–10 %

* Eeldades, et Saare-Liivi projektipiirkonnast 10 km kaugusel ei ole punakurk-kaurile määratud SPA-sid

Tabel 6. Kokkuvõtlikud nõuanded puhvertsoonide ning ümberasumise ja suremuse tasemete kohta (realistlik lähenemisviis).

WSP kokkuvõtlik nõuanne merelindudele avalduva ümberasumise mõju hindamiseks Saare-Liivi puhul						
"Realistlik" lähenemine	Sukeldujad	Hahk	Mustvaeras	Tõmmuvaeras	Aul	Alk
Kohaldatav puhvertsoon	4 km*	2 km	4 km	4 km	2 km	2 km
Väljatõrjumisrisk (%)	90 %	30 %	70 %	70 %	30 %	30 %
Suremus (% väljatõrjutud lindudest)	1–5 %	1–5 %	1–5 %	1–5 %	1–5 %	1–5 %

* Eeldades, et Saare-Liivi projektipiirkonnast 10 km kaugusel ei ole punakurk-kaurile määratud SPA-sid

4. VIITED

- Bird Life International. (03. 08 2022b). *Liikide teabelehed*. Võetud ettevõttest Bird Life International: <https://www.birdlife.org/>
- COWI. (2019). *Lillebaelt South Offshore Wind Park, Keskkonna mõjuhindang*.
- Taani Energiaagentuur. (2013). *Taani avamere tuuleenergia. Peamised keskkonnaküsimused - järelkontroll*.
- DCE, D. N. (2015). *Kriegers Flaki meretuulepark. keskkonnamõju hindamine. Tehniline taustaruanne. Linnud ja nahkhiired*.
- DHI. (2020). *Rønne panga meretuuleparkide arendusalade hindamine seoses lindudega*. Taani Energiaagentuur.
- DONG-energia. (2006). *Sarvede riff 2 Avamere tuulepark. keskkonnamõju hindamine. DONG energia - taastuvad energiaallikad*.
- Drewitt, A. L., & Langston, R. H. (2006). *Tuuleparkide mõju hindamine lindudele. IBIS kd 148, väljaanne s1. Eriväljaanne: Tuul, tuli ja vesi: taastuenergia ja linnud*.
- Garthe, S. S. (2023). *Meretuuleparkide ulatuslik mõju suure kaitsekahtlusega merelindudele. Lk 13, lk 4779*.
- Guillemette, M. L. (1999). *Tunø nupu tuulepargi mõju hindamine merepartidele: toiduvarude mõju. Riiklik keskkonnauuringute instituut, Taani. 21 lk - NERI tehniline aruanne nr 263*.
- Tall, J. G. (2024). *Süntheetiline analüüs merelindude ehitusjärgse ümberpaiknemise ja ligimeelitamise kohta avamere tuuleenergia rajatistes. Elsevier. Keskkonnamõju hindamise ülevaade*.
- Leopold, M. F. (2013). *Kohalike lindude reageerimine Hollandi mandriosa ranniku lähedal asuvatele avamere tuuleparkidele PAWP ja OWEZ. In: Aruande number C151/12. mereressursside ja ökosüsteemi uuringute instituudi aruanne Prinses Amaliawindparkile. UK. Newburgh, lk 108*.
- Mendel, B. P. (2019). *Toimivad meretuulepargid ja nendega seotud laevaliiklus põhjustavad põhjalikke muutusi loonide (Gavia spp.) levikumustrites. – J. Keskkond. Haldama. 231: 429-438*.
- MIG-linnud. (2022). *Meretööstuse grupp. Nõuanne selle kohta, kuidas esitada hindamisteavet merelindude ümberasumise ulatuse ja võimalike tagajärgede kohta avamere tuuleparkide arendamisest*.
- Keskkonnaministeerium, E. A. (2015a). *Vesterhavi põhjaosa meretuulepark. keskkonnamõju hindamine*.
- Keskkonnaministeerium, E. A. (2015b). *Vesterhavi lõunaosa meretuulepark. keskkonnamõju hindamine*.
- Looduslik-Inglismaa. (2014). *Vastus Hornsea projekti kahe tuulepargi taotluseelsele konsultatsioonile 2008. aasta planeerimisseaduse (edaspidi "2008. aasta seadus") paragrahvi 42 alusel*.
- Orbicon. (2016). *Omoe Lõuna-Lähiranna tuulepark. tehniline taustaruanne (ränd-, puhke- ja pesitsevad linnud)*.
- Orbicon. (2018). *Jammerlandi lahe rannikuäärne tuulepark. Tehniline taustaraport: ränd-, puhke- ja pesitsevad linnud*.
- Ottval, R. (2021). *Lindude inventuur Kattegati lõunaosas. Ottvall Consulting AB*.
- Petersen, I. &. (2007). *Muutused lindude elupaikade kasutamises Horns Rev 1 meretuulepargi ümbruses, pöörates erilist tähelepanu harilikule šotile*.
- Petersen, I. M.-H. (2018). *Rødsand II ja Nystedi meretuuleparkide ehitamisest tulenev pikaajaline mõju pikasabaliste partide levikule, Taani. Aarhusi Ülikool, DCE – Taani keskkonna- ja energiakeskus, 20 lk DCE tehniline aruanne*.

- Petersen, I., Nielsen, R., & Mackenzie, M. (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.*
- Quillfeldt, P. M. (2022). Barentsi merest Kolguevi saarelt pärit pikasabaliste partide Clangula hyemalise aastaringne liikumine. *Polar Biol* 45, 71–87 (2022). <https://doi.org/10.1007/s00300-021-02973-7>. *Polar Biol*, lk 71–87.
- Rankin, C. H. (2009). *Harjumine üle vaadatud: harjumise käitumisomaduste ajakohastatud ja muudetud kirjeldus. Õppimise ja mälu neurobioloogia*, 992 (2), 135-138. .
- Kuninglik-Haskoning. (2019). *Norfolki Vanguardi meretuulepark. Hageja vastused esimesele kirjalikule Norfolk Vanguardi meretuulepargile. Hageja vastab esimestele kirjalikele tõenditele.*
- Schwemmer, P. M. (2011). *Laevaliikluse mõju merelindudele avamerevetes: mõju merekaitsele ja ruumilisele planeerimisele. Ökoloogilised rakendused*, 21(5), 2011, lk 1851–1860, autor Ameerika Ökoloogiline Selts.
- Skov, H. H. (2011). *Veelindude populatsioon ja surve Läänemeres. TemaNord. Põhjamaade Ministrite Nõukogu, Kopenhaagen 2011.*
- SNCB. (2022a). *SNCB ühine ajutine nõuanne punase kurguga sukelduja nihke ravi kohta. SNCB – seadusjärgsed looduskaitseasutused.*
- SNCB. (2022b). *SNCB ühine ajutine teave ümberpaiknemise kohta. Teave selle kohta, kuidas esitada hindamisteavet merelindude ümberasustamise ulatuse ja võimalike tagajärgede kohta avamere tuuleparkide arendustest.*
- Szefler, K. (2017). *Baltica meretuulepargi keskkonnamõju hindamise aruanne. Gdański Mereinstituut (Leader) koostöös aktsiaseltsiga MEWO (MEWO S.A.) .*
- Therkildsen, O. R. (2021). *Øresundis asuva kahe kavandatava avamere tuulepargi linnupopulatsioonidele avalduva võimaliku mõju hindamine. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.*
- van Bemmelen, R. L. (2023). *Meretuuleparkide vältimine Sandwich ternsi poolt suureneb turbiinide tihedusega. Ornittool. Appl. 126, duad055.*
- Wade, P. (1998). *Vaalaliste ja nõöpnõelte lubatud inimtekkelise suremuse piiride arvutamine. Mereimetajate teadus*, 14, s. 1-37.
- Märgalad rahvusvaheline. (17. 02 2022). *Veelindude populatsiooni hinnangud.* Hentet fra Wetlands International: wpe.wetlands.org
- WSP. (2022). *Tavalised eiderid ja OWF Sprogøe 2021-2022. Võimaliku kooseksisteerimise kaardistamine (taanikeelne aruanne WSP-lt Euroopa energiale).*
- WSP. (2023). *Avamere winbdfarmide pikaajaline reageerimine talvituvatele lindudele. Pikakarvaliste partide (Clangula hyemalis) ruumiline jaotus Kriegers Flaki meretuulepargis 2022-2023. Taani Energiaagentuur.*
- WSP. (2024). *Energiasaar Bornholm. Linnud. Tehniline taustaruanne WSP-lt Energinetile.*
- WSP. (2024a). *Jammerlandi lahe rannikulähedane tuulepark. keskkonnamõju hindamine.*

5. LISA

ENERGISTYRELSEN

LONGTERM RESPONSE OF OFFSHORE WIND FARMS ON WINTERING BIRDS

SPATIAL DISTRIBUTION OF LONG-TAILED DUCKS (*CLANGULA HYEMALIS*) AT THE KRIEGER'S FLAK OFFSHORE WIND FARM 2022-2023

15-12-2023





LONGTERM RESPONSE OF OFFSHORE WIND FARMS ON WINTERING BIRDS

SPATIAL DISTRIBUTION OF LONG-TAILED DUCKS (*CLANGULA HYEMALIS*) AT THE KRIEGERS FLAK OFFSHORE WIND FARM 2022-2023

ENERGISTYRELSEN

Project name LONGTERM RESPONSE OF OFFSHORE WIND FARMS ON WINTERING BIRDS
Project no. 22002194
Recipient Energinet.dk
Document type Report
Version 1.0
Date 07/09/2023
Prepared by Jacob Coleman Nielsen, Mikkel Friberg Mortensen, Nina Ali Yasmin and Rune Skjold Tjørnløv
Checked by Morten Christensen
Approved by
Description Lea Bjerre Schmidt

WSP.COM

CONTENTS

1	INTRODUCTION	1
1.1	Kriegers Flak.....	1
1.2	LONG-TAILED DUCK: Biology, abundance and distribution.....	2
2	METHODOLOGY	5
3	RESULTS.....	9
4	DISCUSSION.....	17
5	CONCLUSION	17
6	REFERENCES.....	18
7	APPENDIX.....	20

1 INTRODUCTION

This report presents data from vessel-based surveys conducted during the winter period 2022/23 at the Kriegers Flak Offshore Wind Farm.

The scope of the project is to estimate the abundance and density of wintering Long-tailed Ducks (*Clangula Hyemalis*) in the Kriegers Flak area, as well as to describe their spatial distribution.

The overall purpose is to assess the effect of the existing operational wind farm on the abundance and densities Long-tailed Ducks in the area. The surveys were conducted approximately one year after the commissioning of the wind farm offering the opportunity to investigate potential post construction affects, of an operational wind farm on wintering Long-tailed Ducks.

Post construction surveys of operational wind farms are relatively rare, especially in Denmark, and the data presented in this report can provide valuable information to be applied in future Environmental Impact Assessments (EIA) of offshore wind farms. In particular this concerns the ecological and behavioural responses of Long-tailed Ducks to potential displacement or attraction effects from offshore wind farms in operation. There is a need to gain further insights into the impacts of offshore wind farms on this species, especially given the apparent state of the Long-tailed Duck population in the Baltic Sea, which appears to have suffered a significant and long-term decline according to the IUCN, warranting a downlisting in 2012 - from Least Concern (LC) to Vulnerable (VU) (BirdLife International, 2023).

This study and applied methods are largely inspired by the Nysted/Rødsand II report by the Danish Centre for Environment and Energy (DCE) (Petersen et al. 2018). Kriegers Flak is fairly similar to other sand banks in the Baltic Sea and this study as well as the study from Nysted/Rødsand II wind farm by DCE, serve as case studies for future projects.

1.1 KRIEGERS FLAK

The Kriegers Flak Offshore Wind Farm is situated approximately 15-40 km east of the Danish island Møn, in the southern region of the Baltic Sea and has a production capacity of around 600 MW. The wind farm is comprised by 72 wind turbines located on the shallow sandbank known as Kriegers Flak near the offshore boundaries of the exclusive economic zones (EEZ) of Sweden, Germany, and Denmark, covering an area of 132 km². The construction began in May 2018 and the wind farm was fully operational in September 2021 (information from Vattenfall 2021). The Kriegers Flak Offshore Wind Farm is a crucial component of the Danish Energy 21 action plan and aligns with the national planning of the energy transition outlined in 2014 by the Danish Energy Agency. The designated project area for the Kriegers Flak Offshore Wind Farm is located in the central part of the Arkona Basin. This area is characterized by a relatively high biomass of blue mussels, which supports a wintering population of Long-tailed Ducks, the only common species in the area, while Red-throated/Black-throated Divers *Gavia stellata/arctica* and Black Guillemots *Cepphus grylle* are less common. The water depths within the boundary of Kriegers Flak OWF varies from 16 to 30 meters, deepening towards the periphery and edges of the bank (Skov et al., 2015). Based on the national midwinter counts it has previously been shown that 65 % of the resting Long-tailed Ducks were found at similar water depths between 14 and 24 meters (Petersen et al., 2006).

1.2 LONG-TAILED DUCK: BIOLOGY, ABUNDANCE AND DISTRIBUTION

The Long-tailed Duck (*Clangula hyemalis*) has a circumpolar distribution range and migrates between Arctic breeding grounds and temperate wintering areas. They mainly breed in freshwater habitats located in the Arctic tundra or in areas that provide similar conditions – e.g. the alpine areas of the Norwegian west coast. During the breeding season Long-tailed Ducks forage on a variety of organisms including insect larvae, fish spawn, crustaceans, and molluscs. During the non-breeding season, Long-tailed Ducks are gregarious, and often seen in flocks at temperate marine coastal areas and offshore banks, where they mainly feed on bivalves supplemented by polychaeta worms, echinoderms, and fish spawn (Stempniewicz, 1995).

The Long-tailed Ducks that winter in the investigation area are part of the Fennoscandian-West Siberian population division (Birdlife International, 2023). They start arriving from the breeding grounds in October and are most numerous during winter (January-February). The last birds are seen in April before migrating back towards the breeding grounds. Presence of Long-tailed Ducks in the investigation area during summer can be considered extremely rare.

Long-tailed Ducks belonging to the Fennoscandian-West Siberian population winter in the central and Southern part of the Baltic Sea (Skov et al., 2011). A relatively large part of the Fennoscandian birds are believed to winter in the Atlantic Ocean off the Norwegian coast, whereas the wintering population in the Baltic Sea is assumed to be comprised mostly by West Siberian birds, which is confirmed by tracks of gps-tagged individuals commuting between breeding and wintering grounds (Quillfeldt et al., 2022).

From the coordinated Baltic survey conducted between 2007 and 2009 a total wintering population in the Baltic Sea of 1.5 million Long-tailed Ducks were estimated (Quillfeldt et al., 2011). This estimate suggests a 65% population decline since the census period 1988-1993, where 4.3 million Long-tailed Ducks were estimated to winter in the Baltic Sea. Despite this immense decline in population size there has been no obvious change in the species' winter distribution patterns within the Baltic Sea (Skov et al., 2011, Birdlife International, 2023). The areas of the Baltic Sea hosting the highest numbers of Long-tailed Ducks are the Pomeranian Bay, the Gulf of Riga, and the Midsjö banks south of Gotland which are all located well outside the investigation area.

However, a considerable number of Long-tailed Ducks have also been observed at Kriegers Flak inside the investigation area. Maximum densities of 100 birds/km² were predicted in Period 1 (1987-1993) compared to densities of 10 birds/km² in Period 2 (2004-2009) (Skov et al., 2015). Other studies have recorded up to 10,000 birds or 3-10 birds/km² during winter and spring at Kriegers Flak which is below 1% of the total number of Long-tailed Ducks wintering in the Baltic Sea (Skov et al., 2011, Durinck et al., 1994).

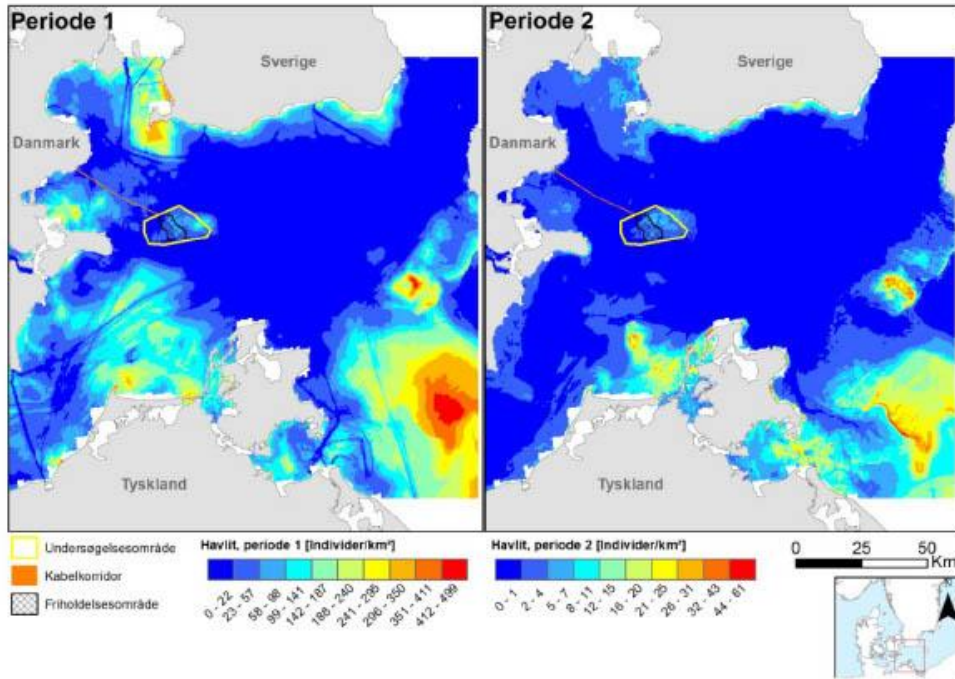


Figure 1 – Estimated densities of wintering Long-tailed Ducks (individuals per km²) for two different periods (Period 1: 1987-1993; period 2: 2004-2009) (Source: Skov et al., 2015)

CONSERVATION STATUS

Of all sea duck species, the Long-tailed Duck is the most abundant. Despite their occurrence at relatively large numbers, their populations have declined in the last decades due to many anthropogenic factors, especially oil pollution (Skov et al., 2011; Nilsson, 2016; Nilsson & Haas, 2016).

Specifically, the wintering population of Long-tailed Ducks, in the Baltic Sea, has undergone an apparent population decline from over 4 million individuals in the survey period 1992-1993 to just under 1.5 million individuals in the survey period 2007-2009 (Skov et al., 2011). This apparent population decline justifies an IUCN Red Listing category of Vulnerable (VU). The justification is based on the IUCN Red List criteria A4bce:

“An observed, estimated, inferred, projected or suspected population size reduction of $\geq 30\%$ over any 10 year or three generation period, whichever is longer (up to a maximum of 100 years in the future), where the time period must include both the past and the future, AND where the reduction or its causes may not have ceased OR may not be understood OR may not be reversible, based on (and specifying) any of (a) to (e) under A1” (IUCN, 2012, pp. 20-21):

The downlisting from Least Concern (LC) to Vulnerable (VU) was done in 2012 after the findings of Skov et al. (2011). When the IUCN Red List criteria A4 is used, it is an expression of the environmental precautionary principle. This principle emphasizes caution when extensive scientific knowledge is lacking on a particular matter. In this case it is lacking scientific knowledge on the Long-tailed Ducks' population size and whereabouts outside the Baltic Sea, combined with the apparent decline in population size within the Baltic Sea. BirdLife International (2023) report the global population to number between 3.2 to 3.75 million individuals - hence 40% to 47% of the global population winter within the Baltic Sea.

IUCN is a non-governmental organization (NGO), and their Red List categories have no direct legal implications.

Legally the Long-tailed Ducks are protected within Western Palearctic under the Bern- and Bonn convention. The Bern convention was signed in 1979 and is the legal foundation for the European Birds Directive. The Bonn convention, also known as the Convention on Migratory Species (CMS), was also signed in 1979, and is the legal foundation for the treaty Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA).

The Long-tailed Duck is listed in Appendix II-B of the European Birds Directive (European Union, 2010), and has been recommended as A1b by AEWA, which has led to a total hunting ban on Long-tailed Ducks in Denmark.

In general, all sea duck species are sensitive and respond towards ship traffic by either flying away or diving. About 80% of Common Scoters, Velvet Scoters and Long-tailed Ducks reacted by flying away as a response to approaching ship traffic. Similarly, flush distances of sea ducks have been found to be large compared to other seabirds as shown in the study by Fliessbach et al. (2019), with Common Scoters expressing the largest mean flush distances (1600m) of all evaluated species. This avoidance behaviour towards ship traffic can cause a displacement, of sea ducks - limiting their available foraging habitat and increasing their energy expenditure caused by the flush reaction. During the operational phase of an OWF, ship traffic is likely to increase due to regular service visits, which could elevate the impact of disturbance on sea ducks. Long-tailed Ducks are likely to be affected by offshore wind farms and there is evidence suggesting that they tend to avoid them to a varying degree, according to the review by Dierschke et al. (2016).

In the following section, the methods used for estimating the distribution and abundance of Long-tailed Ducks is presented.

2 METHODOLOGY

The survey was conducted in alignment with the methods used in the environmental assessment of the Kriegers Flak area, where the offshore wind farm exists today.

The methods used in this survey are comparable to the methods used in Webb & Durinck (1992), which are also implemented in the German standard for vessel-based transect surveys (StUK4) in relation to off-shore wind farms projects (BSH, 2021). This also applies for the methods used by DCE (Danish Centre for Environment and Energy) in relation to vessel-based surveys of marine mammals and birds (Johansen et al., 2015).

Alignment of methods ensures collection of comparable and high-quality data creating a good basis for interpretation and comparison with previous findings. At the same time, a similar survey methodology ensures compliance with the relevant safety regulations resulting in a safe working environment.

The raw data was distance corrected, which is an internationally acknowledged and widely used method in ecological monitoring and surveys (Buckland et al., 2005). It is particularly useful for species that are difficult to observe on the sea surface or for species that are widely distributed in a given area, like the Long-tailed Duck in the Baltic Sea. The main principles behind in distance sampling are to quantify any distance-related bias in the observations (relative to the observer) and perform an appropriate correction for this bias in order to improve accuracy of the estimated bird densities within a given area.

The normal procedure for distance sampling consists of four overall steps:

1. Survey design: the survey is planned as either a point or line-transect sampling – depending on the location, species, and survey objectives. It is also during the survey design, that the survey area is defined. In this survey we applied line-transect sampling. Line-transects are straight lines drawn across the survey area, along which the survey is conducted while observers record the distance to each detected individual or flock.

2. Data collection: Trained observers census along the pre-determined line transects recording relevant information – e.g., angle of detection (to calculate perpendicular distance), species, flock size, time of observation and weather conditions.

3. Detection function & analysis: an integral part of distance sampling is the detection function, which predicts the probability of detecting an individual or flock at a given distance from the observer. The most used detection functions are the half-normal and hazard-rate functions. The choice of detection function is most often selected based on the collected data using the Akaike information criterion (AIC). When a model set of detection function candidates have been fitted and the best candidate selected by means of AIC a statistical analysis is performed to estimate species-specific abundance and/or density within the survey area.

4. Abundance and/or density estimation: using the selected detection function as an integrated part of the Distance-sampling method, it is possible to extrapolate from the observed data to estimate the abundance and density of Long-tailed Ducks within the entire survey area. This is achieved by

integrating the detection function over the entire range of distances while accounting for survey effort – e.g., length of the surveyed line-transects. The abundance is an estimate of the total number of individuals within the survey area, while the density is the number of individuals per unit of area (often individuals per square kilometer).

SETTING OF THE VESSEL-BASED SURVEY

The transects were covered by the survey vessel M/S Skoven during the winter 2022/2023. Surveys always began at dawn and ended around dusk with continuous monitoring along the transect lines.

In total, four separate surveys were conducted on the following dates: 21/12/2022, 07/01/2023, 08/02/2023 and 28/02/2023.

Transect lines were approximately three kilometers apart and their mutual distance and overall layout were governed by the presence of the wind turbines in the surveyed area. Surveys always started in the south-eastern corner of the survey area. A total of five line-transects were covered per survey with a starting direction from east to west and conducted at a vessel speed of around 10 knots per hour.

Two observers were stationed on top of the vessel bridge, inside a wooden construction made for the purpose of vessel-based surveys, facing either starboard or portside, so that both directions were covered continuously. Due to the general weather conditions, sea state and encounter rate of Long-tailed Ducks, the line-transect width was set to 500m, north and south of the survey vessel. As part of the equipment, a "Range stick" was made, following page 27 in Johansen et al., 2015, adjusted to the observer height on the vessels bridge (7.6m), for a more accurate estimate of the distance of the sightings.

The position and direction of the vessel were logged by a handheld GPS (Garmin, GPSMAP® 66s) and were set up to record the position every minute, with date and time (precision seconds, time zone UTC) latitude and longitude (decimal degrees, datum: WGS84) recorded. In addition, the GPS installed on the vessel also recorded positions in case of failure to record by the handheld GPS.

The survey area and the transect lines are shown in figure 2:

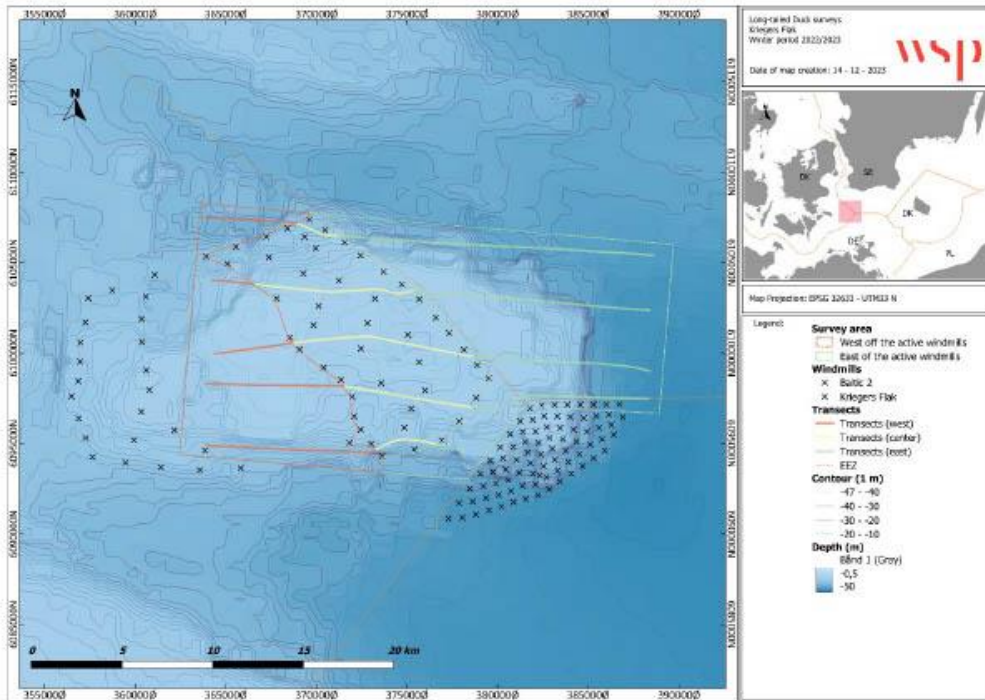


Figure 2 - Overview of the survey area divided into three sub-areas (west: A1, center: A2 and east: A3) and the line transects covered within these sub-areas. The two wind farms within the survey area, Kriegers Flak and Baltic II, are displayed as black and grey squares, respectively. Bathymetry is displayed with depth shading and contour lines represented in meters (m).

RECORDING OF SIGHTINGS BY THE OBSERVERS

The bird species of highest priority in this survey was the Long-tailed Duck and hence, only Long-tailed Ducks were recorded during periods of high activity. In cases of moderate to low activity, other marine bird species and mammals were also recorded (see supplementary field sheets).

The observations were made by naked eye or by using a pair of binoculars (Kite Forrester 8x42).

Flocks of resting birds were recorded, including swimming and diving individuals and birds flushed due to the approaching vessel. In cases of mixed flocks of different species or activity on both starboard and portside separate data entries were recorded.

Due to the speed of the survey vessel along the transects (10 knots per hour), and a 1-minute interval between time logs the recorded positions of the sightings of birds are associated with a combination of spatial and temporal uncertainty. This results in a maximum uncertainty of approximately 309 m. for the collected records of a given timestamp.

The recordings were noted on a field sheet (see supplementary), including information such as: date, time, species, flock size, distance, behavior and comments.

DATA INTERPRETATION AND ANALYSIS

The collected field sheets from the surveys were digitalized, sorted, and combined.

Timestamps from the handheld GPS were exported to QGIS (QGIS, 2023) and the matching information of the observed sightings were added in order to map and visualize the spatial distribution of the recorded flocks of Long-tailed Ducks inside the survey area.

Furthermore, to be able to extrapolate the information of the observed sightings to the total survey area, and to correct for distance-bias i.e. to account for the decreasing likelihood of spotting flocks of birds with increasing distance to the observer(s) (Thomas et al., 2010). The data was processed through the program R (version 4.3.1), using the packages Distance (version 1.0.7) and mrds (version 2.2.9). Both half-normal and hazard-rate functions were fitted to the data, with three different types of adjustment (cos, poly & herm), yielding a total of six candidate functions. All six detection functions were visually inspected and evaluated by means of AIC model selection. The visual inspection has the purpose of ensuring that the different adjustments do not skew the function in any inappropriate way. Using the build-in function in the mrds package in R, all candidate functions were ranked according to their AIC (see table 1), with the 'best' model having the lowest AIC value.

Table 1: Candidate models fitted to the data and ranked after their mutual difference in Akaike Information Criterion (Δ AIC), with the 'best' model ranked on top having the lowest AIC value (360.31). Note that the type of adjustment had no effect on the three Hazard-rate models.

Model	AIC	Δ AIC
Half-normal detection function with cosines adjustment	360.31	0.00
Half-normal detection function with simple polynomial adjustment	362.16	1.85
Half-normal detection function with hermite polynomial adjustment	363.74	3.34
Hazard-rate detection function with cosines adjustment	365.13	4.82
Hazard-rate detection function with simple polynomial adjustment	365.13	4.82
Hazard-rate detection function with hermite polynomial adjustment	365.13	4.82

Based on AIC model selection the half-normal detection function with cosine adjustment was selected to estimate abundance and density. These estimates were first quantified for the four different survey dates and the total survey area and in a second step they were further stratified into three units of area (west, center and east).

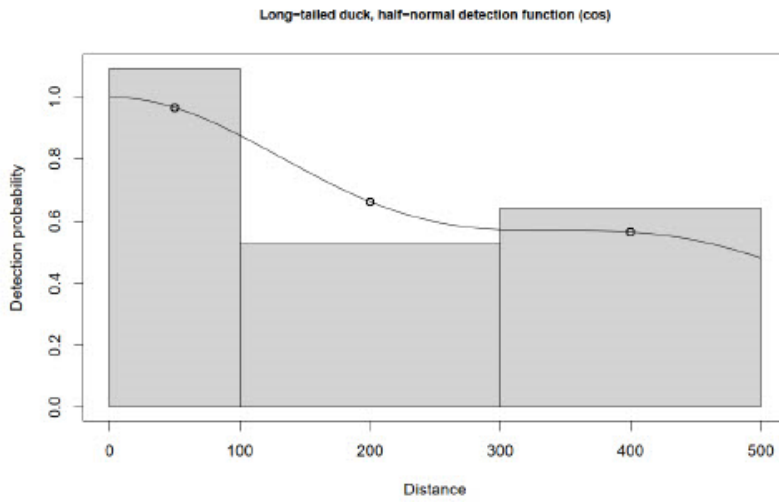


Figure 3 – Visualization of the selected detection probability function. Note that for practical reasons in the field, the data is organized in three unbalanced histogram bins. The histogram bins represent the distance bands applied in the field.

3 RESULTS

The collected data was used to create maps of the Long-tailed Duck observations inside the survey area. Moreover, extrapolation of the transect observations by means of Distance-sampling was used to estimate total numbers of Long-tailed Ducks in the area at the time of the four surveys conducted during winter in 2022/2023.

SPATIAL DISTRIBUTION OF WINTERING LONG-TAILED DUCK OBSERVATIONS

Recorded observations of wintering Long-tailed Ducks, based on line transect surveys are displayed in figures 4 – 7:

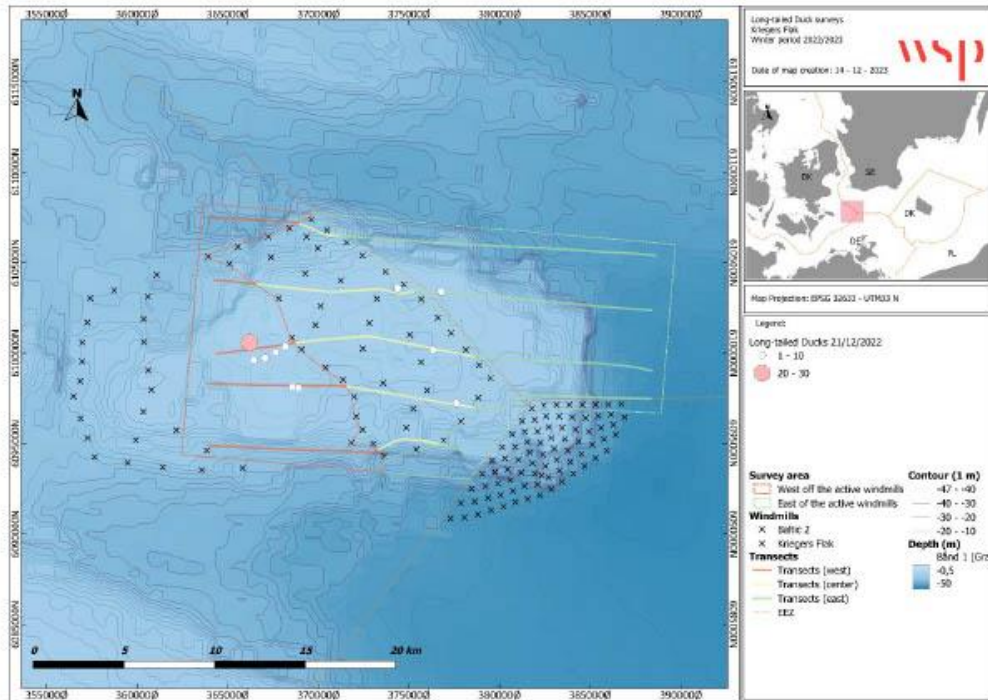


Figure 4 – Distribution of recorded flocks of Long-tailed ducks on the 21-12-2022 survey.

First survey was carried out on the 21st of December 2022 from 08:27 – 15:22 (UTC – 1). The wind was from the southwest with an approximate speed of 5 m/s and air temperature around 7 degrees Celsius. The survey consisted of five transects, with a starting point at the south-eastern corner of the survey area. During the survey, a total of 11 flocks of Long-tailed Ducks were observed, with a maximum flock size of 29 individuals, and a total abundance of 74 birds. Seven of these flocks consisting of 64 individuals in total were found in the area in-between the two parts of Kriegers Flak wind farm (A1). Three of the flocks, consisting of 5 birds in total, were found in-between the wind turbines, in the eastern part of Kriegers Flak wind farm (A2). One flock, consisting of 5 birds, was discovered outside to the east of the wind farm (A3).

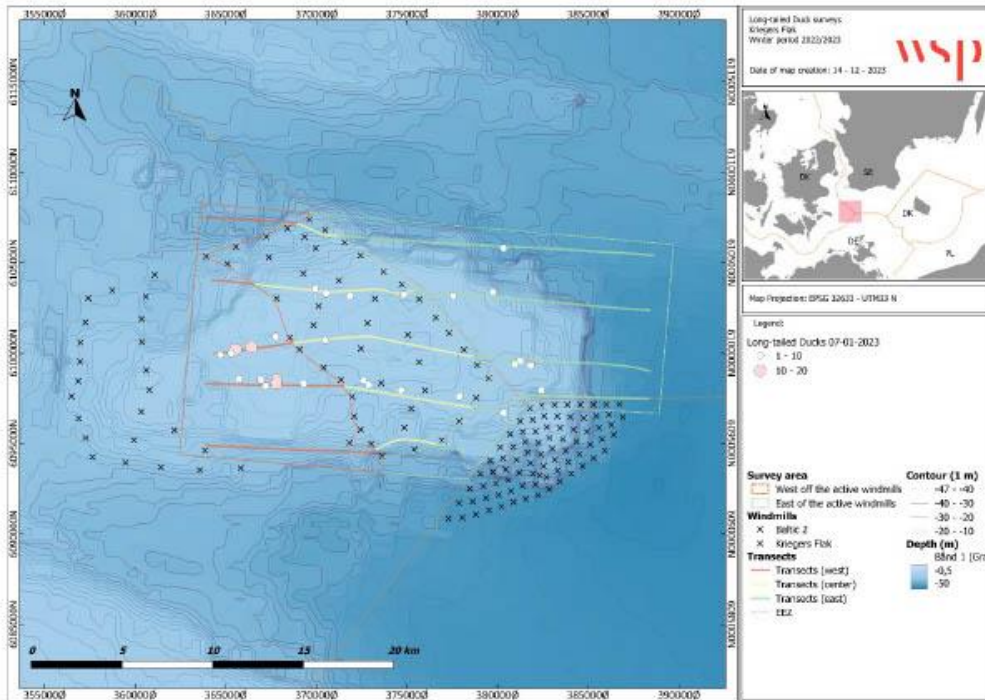


Figure 5 – Distribution of recorded flocks of Long-tailed ducks on the 07-01-2023 survey.

Second survey was carried out on the 7th of January 2023 from 08:12 – 15:28 (UTC – 1). The wind was from south, with an approximate speed of 5 m/s and air temperature around 5 degrees Celsius. The survey consisted of five transects, with the first transect starting at the south-eastern part of the survey area, heading west, following the transect route displayed on figure 2. During the survey, a total of 28 flocks of Long-tailed Ducks were observed, with a maximum flock sizes of 19 individuals, and a total abundance of 143 birds. Of these, eleven flocks consisting of 78 birds in total were found in the area in-between the two parts of the Kriegers Flak wind farm (A1). Nine of the flocks, consisting of 39 birds, were found in-between the wind turbines in the eastern part of the Kriegers Flak wind farm (A2). Eight flocks consisting of 26 birds were discovered outside to the east of the wind farm area (A3).

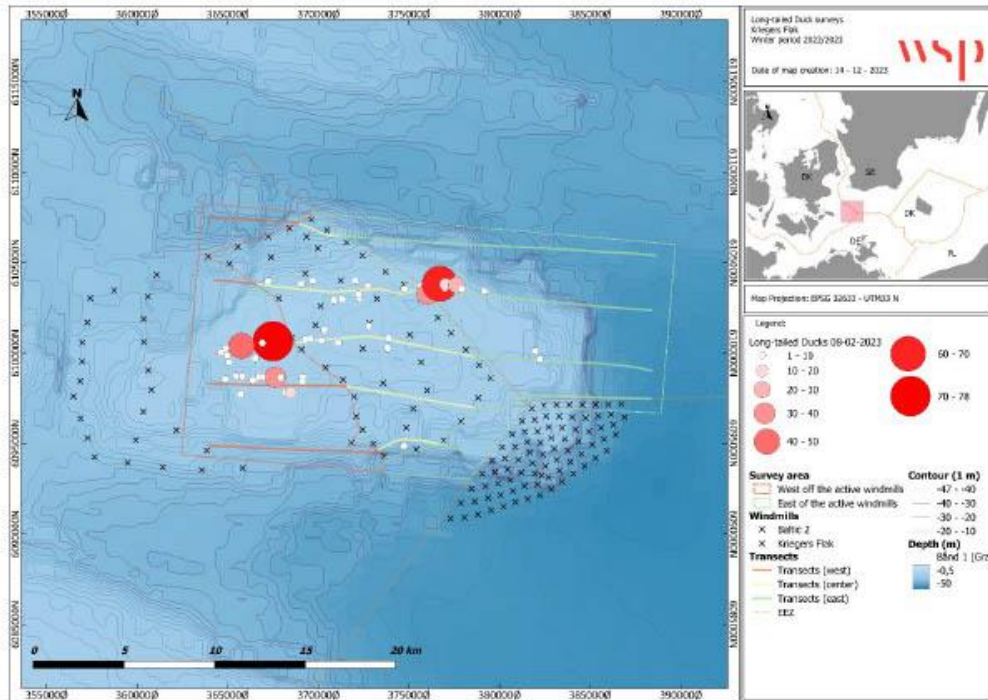


Figure 6 – Distribution of recorded flocks of Long-tailed ducks on the 08-02-2023 survey.

Third survey was carried out on the 8th of February 2023 from 07:46 – 15:02 (UTC – 1). The wind was from southwest, with an approximate speed of 7 -10 m/s and air temperature around 6 degrees Celsius. The survey consisted of five transects, with the first transect starting at the south-eastern part of the survey area, heading west, following the transect route displayed on figure 2. During the survey a total of 53 flocks of Long-tailed Ducks were observed, with a maximum flock size of 78 individuals, and a total abundance of 454 birds. Of these, 23 flocks consisting of 224 birds in total were found in the area in-between the two parts of the Kriegers Flak wind farm (A1). Nineteen flocks consisting of 47 birds were found in-between the wind turbines in the eastern part of the Kriegers Flak wind farm array (A2). Moreover, eleven flocks consisting of 183 birds were observed outside to the east of the wind farm (A3).

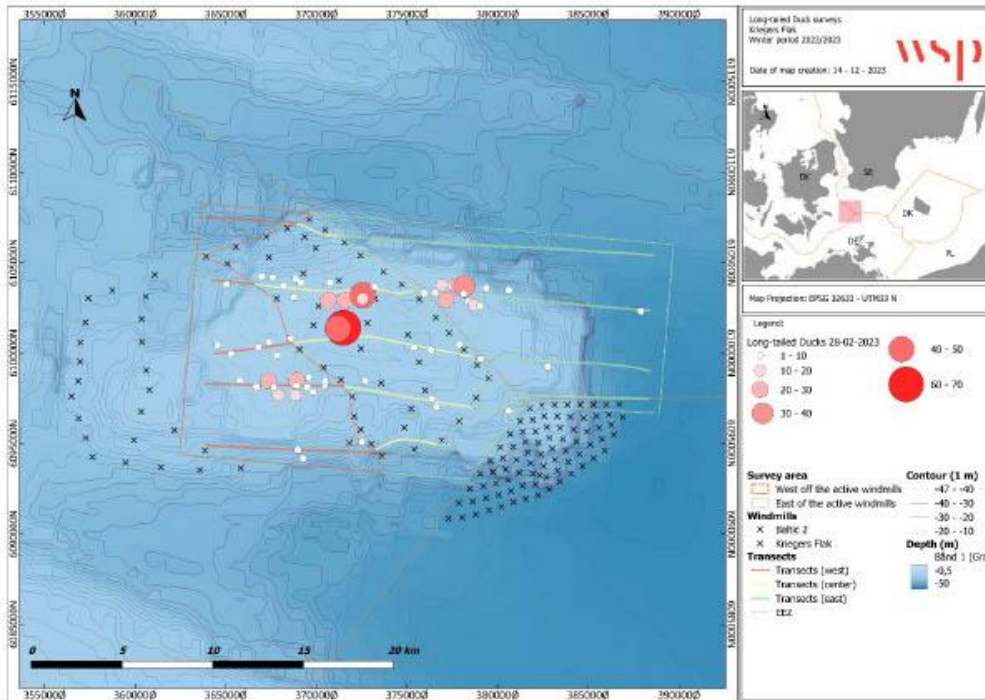


Figure 7 – Distribution of recorded flocks of Long-tailed ducks on the 28-02-2023 survey.

Fourth survey was carried out on the 28th of February 2023 from 07:20 – 14:43 (UTC – 1). The wind was from southwest with an approximate speed of 2.5 – 3.5 m/s and air temperature between 6-8 degrees Celsius. The survey consisted of five transects, with the first transect starting at the south-eastern part of the survey area, heading west, following the transect route displayed on figure 2. During the survey, a total of 62 flocks of Long-tailed Ducks were observed with a maximum flock size of 65 individuals and a total abundance of 577 birds. Of these, 22 flocks consisting of 138 birds in total, were found in the area in-between the two parts of the Kriegers Flak wind farm, whereas 23 flocks of 267 birds in total were found in-between the wind turbines, in the eastern part of the Kriegers Flak wind farm. Moreover, 17 flocks, consisting of 172 birds, were discovered outside to the east of the wind farm area.

ANALYSIS OF COMBINED LONG-TAILED DUCK OBSERVATIONS

To address the influence of the active wind turbines on the spatial distribution of Long-tailed Duck observations, the survey-area was divided into three parts: west of the active wind turbines (A1), in-between the active wind turbines (A2) and east of the active wind turbines (A3). A summed overview of the spatial distribution of the observations and the location of the wind farm is displayed in figure 7.

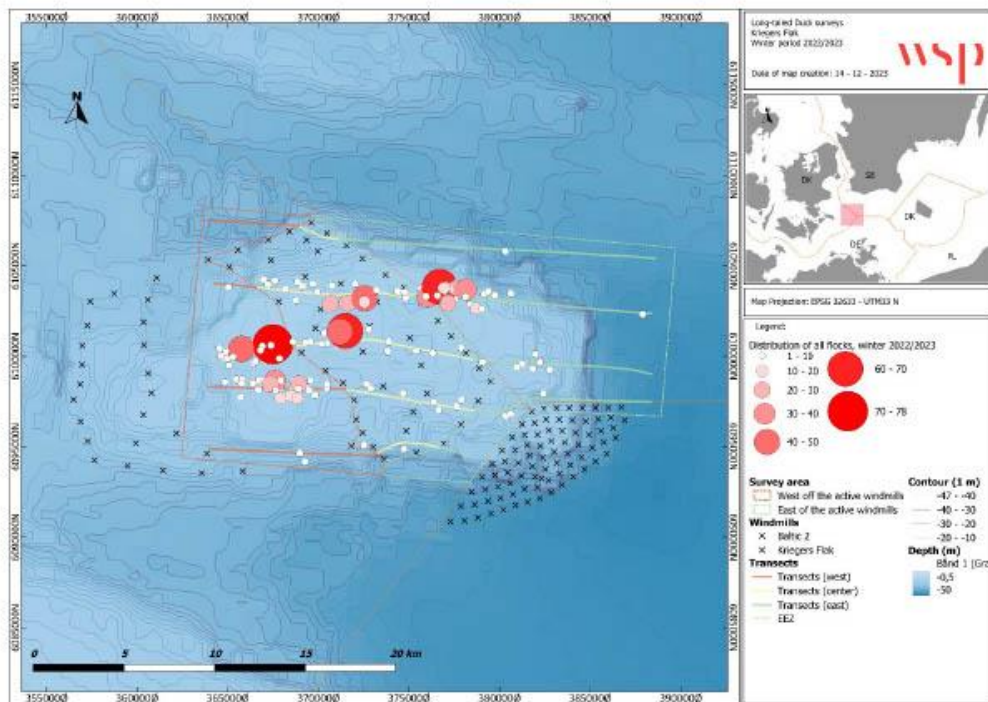


Figure 8 – Distribution of all recorded flocks of Long-tailed ducks on the four surveys during winter 2022/2023.

By summing the four independent surveys together, a total number of 154 flocks of Long-tailed Ducks consisting of 1,248 birds were observed over the 2022/2023 survey period. Of these, 63 flocks were observed west of the wind farm, 54 flocks in-between the active wind turbines and 37 flocks east of the wind farm, corresponding to 41 percent, 35 percent, and 24 percent, respectively, of the total number of recorded flocks.

The abundance of individuals within these three spatial zones were 504 birds west of the wind farm, 358 birds in-between the active wind turbines and 386 birds east of the wind farm, corresponding to 40 percent, 28 percent, and 30 percent, respectively, of the total number of Long-tailed Ducks observed during the line transects.

ABUNDANCE AND DENSITY ESTIMATION (DISTANCE SAMPLING)

Our analysis revealed a notable temporal trend in Long-tailed Duck density, with a gradual increase from December to February (Figure 9).

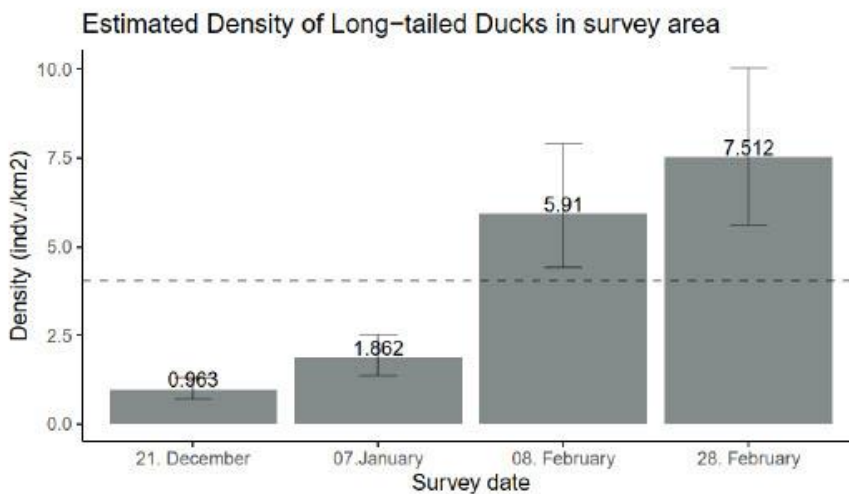


Figure 9 – Estimated density of Long-tailed Ducks in the combined survey area. Error bars are 95%-confidence intervals, and the dotted line is the average density across all four surveys. See appendix, table 1, for tabular version of the data.3

The western survey area (A1) showed a discernible preference, as evidenced on three distinct observation dates: December 21, January 7, and February 8 (figure 10). Significantly higher numbers of Long-tailed Ducks were observed in this area during these dates, suggesting greater attractiveness or resource availability for the species during the winter months and/or potential avoidance of wind turbines in the central survey area (A2).

Spatial disparity of Long-tailed Duck densities were evident across different survey areas and dates. Notably, the center area (A2) exhibited the highest density on February 28, with 12.2 individuals per square kilometer (Figure 10). Conversely, the eastern area (A3) recorded the lowest density on December 21, with a mere 0.14 individuals per square kilometer. The eastern survey area (A3) was generally less attractive for the ducks, however, on the 8th of February the abundance of Long-tailed Ducks was higher than in the other two areas (A1, A2), especially in the center area (A2). These inter-area variations and shifts in bird abundance could be driven by parallel shifts in resource availability occurring inside the study area.

The average and maximum density of wintering Long-tailed Ducks were estimated at approximately 4 and 12 individuals per square kilometer, respectively.

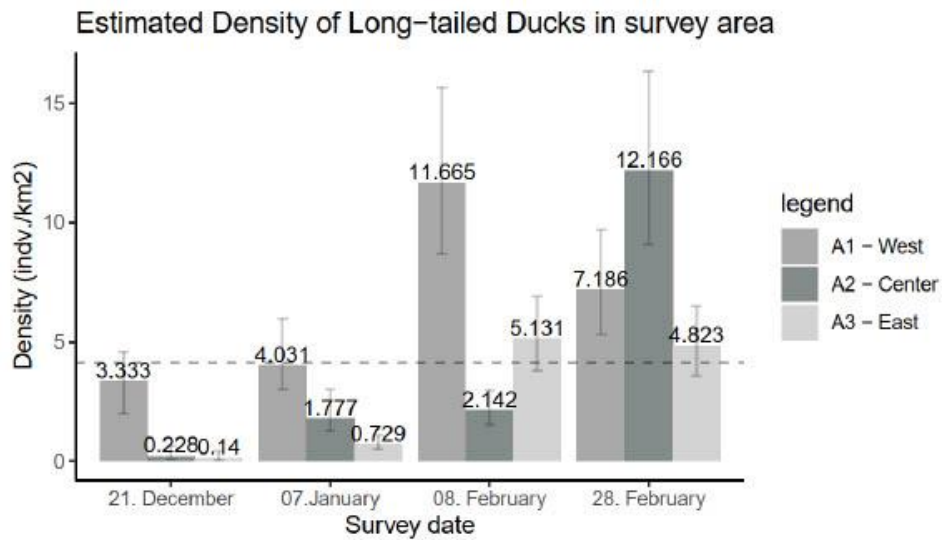


Figure 10 Estimated density of Long-tailed Ducks in the stratified survey area. Error bars indicate 95% confidence intervals and the dotted line is the average density of all three stratified survey areas over the four survey dates. See appendix, table 2, for tabular version of the data.4

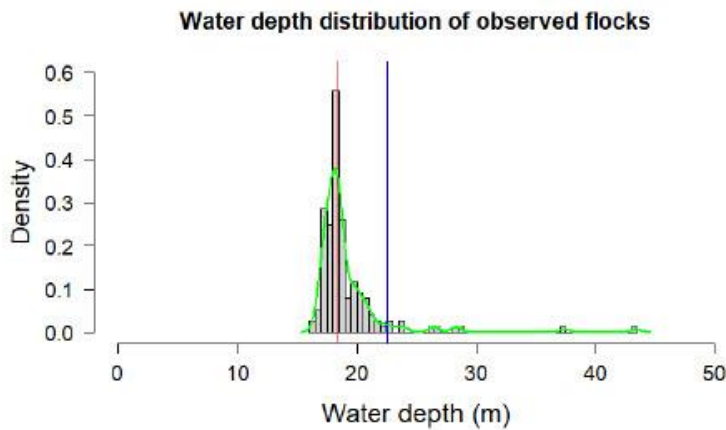


Figure 11 – Water depth distribution of Long-tailed Duck observations during the 2022/2023 surveys. The red vertical line indicates the median water depth at which Long-tailed Ducks were observed and the green curve is the probability density line of the distribution. The blue vertical line indicates the median water depth in the survey area.

4 DISCUSSION

The observed increase in Long-tailed Duck density from December to February may be influenced by various factors, including food availability, weather conditions, and migration patterns. Additionally, the pronounced preference for the western survey area suggests specific habitat characteristics that are particularly favorable to Long-tailed Ducks during the winter months, such as shallow waters ideal for foraging. The presence of the offshore wind farm in the center area (A2) could also be affecting the distribution patterns of the species. Because this specific area had not previously been investigated using the same methods employed in this survey, we compared our findings with data from similar ship-based surveys from nearby locations, as well as aerial surveys from the Kriegers Flak area. In addition, we considered midwinter-counts of Long-tailed Ducks presented in the Environmental Impact Assessment report by Skov et al. 2015 to provide context for our results. The estimated, maximum density of Long-tailed Ducks during the survey period from December 2022 to February 2023, was found to be in line with but slightly higher than the estimates presented in the baseline and EIA reports (12 birds/km compared to 10 birds/km²).

The high density of Long-tailed Ducks in the western part (A1) of the study area gives rise to several hypotheses regarding this spatial distribution. One plausible explanation is the presence of shallower waters in the western region, providing favorable foraging conditions for the ducks during their resting periods. Water depth is also proposed by Skov et al. as one of the main drivers of distribution. Likewise, the low densities observed in the eastern area (A3) could be attributed to the fact that water depth ranges from 30-50 meters in most of the area, well above the species' preferred range of water depths.

It is essential to consider potential cumulative effects (Fox & Petersen, 2019) of wind farm developments on Long-tailed Duck populations, even though the impact of an individual wind farm may appear minimal. The combined effect of multiple wind farms could have more substantial consequences on the distribution and abundance of Long-tailed Ducks in the area. Fox & Petersen (2019) found a decrease in densities within the wind farm and an increase in densities outside occurring simultaneously suggesting a habitat displacement effect as a result of the presence of the wind farm. This finding emphasizes the need to consider cumulative effects when multiple wind farm developments are planned in a given area. Preservation of suitable wintering habitat is key for the conservation of Long-tailed Ducks in the Baltic Sea area, and hence, the cumulative impacts resulting from an increasing number of offshore wind farm projects in the area should be thoroughly investigated and addressed in the planning of future offshore wind farm developments.

5 CONCLUSION

In conclusion, the post-construction monitoring of distribution patterns of Long-tailed Ducks provide valuable insights into the dynamics of resting birds during the operation phase of the Kriegers Flak wind farm. The findings show an expected increase in density over the three winter months, highlighting the significance of the area west of the wind farm as preferred habitat due to favorable foraging conditions. Understanding wind turbines' impact on waterfowl ecology is crucial for conservation efforts and for designing a green future with minimum impact on wintering and migrating populations of seaducks. Based on total numbers, estimated densities and the spatial distribution of the Long-Tailed Duck observations found in this study, there seems to be no clear and consistent sign of habitat displacement caused by the Kriegers Flak Offshore Wind Farm. Even though the Western area (A1) had the highest numbers of Long-tailed Ducks overall, it is worth noting that the greatest count on any of the four surveys was recorded inside the wind farm array (A2). However, the results must be

17

interpreted with caution as there is no baseline data available for the specific area, which could have provided a base for comparison and opportunity to consider the effect of the wind farm in isolation. Nonetheless, the spatial distribution patterns of Long-tailed Ducks found in this study do not indicate any clear effects of habitat displacement due to the turbine array of the Kriegers Flak wind farm. This may, however, be influenced by the quite large mutual spacing of individual turbines in the array.

Further investigations into distribution patterns of sea ducks within and around offshore wind farms of varying layouts are recommended in order to minimize the potential impact of habitat displacement in important wintering areas such as the southern Baltic Sea.

6 REFERENCES

- BSH (2021) Umweltbericht zum Entwurf des Raumordnungsplans für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone in der Ostsee. (aut. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie).
- BirdLife International (2023) Species factsheet: *Clangula hyemalis*. Downloaded from <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/long-tailed-duck-clangula-hyemalis> on 15/11/2023.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. & Laake, J.L. (2005) Distance sampling. Encyclopedia of Biostatistics, 2, doi:10.1002/0470011815.b2a16019
- Dierschke, V., Furness, R. W. & Garthe, S. (2016) Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. Biological Conservation (vol. 202), pp. 59–68. Dierschke, V. & S. Garthe (2006) Literature review of offshore wind farms with regard to seabirds. in Ecological Research on Offshore Wind Farms: International Exchange of Experiences. Part B: Literature Review of Ecological Impacts (auts. Zucco, C., W. Wende, T. Merck, I. Köchling & J. Köppel), in BfN-Skripten 186, publ. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn (DEU), pp. 131–186.
- Durinck, J., Skov, H., Jensen, E. & Pihl, S. (1996) Important Marine Areas for Wintering Birds in the Baltic Sea. Colonial Waterbirds. 19. 157. 10.2307/1521834.
- European Union (ed.) (2010) Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 30 November 2009 on the conservation of wild birds (codified version).
- Fliessbach, K. L., Borkenhagen, K., Guse, N., Markones, N., Schwemmer, P. & Garthe, S. (2019) A Ship Traffic Disturbance Vulnerability Index for Northwest European Seabirds as a Tool for Marine Spatial Planning. Front. Mar. Sci. 6:192. doi: 10.3389/fmars.2019.00192.
- Fox, A. D., & Petersen, I. K. (2019) Offshore wind farms and their effects on birds. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift, 113(3), 86-101. <https://pub.dof.dk/publikationer/144>
- IUCN. (2012). IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. iv + 32pp.
- Johansen, K.L., Boertmann, D., Mosbech, A. & Hansen, T.B. (2015) Manual for seabird and marine mammal survey on seismic vessels in Greenland. 4th revised edition, April 2015. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 74 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 152 <http://dce2.au.dk/pub/SR152.pdf>
- Nilsson, L. (2016) Changes in numbers and distribution of wintering Long-tailed Ducks *Clangula hyemalis* in Swedish waters during the last fifty years. Ornis Svecica (vol. 26), pp. 162–176.

- Nilsson, L. & Haas, F. (2016) Distribution and numbers of wintering waterbirds in Sweden in 2015 and changes during the last fifty years. *Ornis Svecica* (1, vol. 26), pp. 3–54.
- Petersen, I.K., Mackenzie, M.L. & Scott-Hayward, L.A.S. (2018) Long-term impacts on Long-tailed Duck distributions resulting from the construction of the Rødsand II and Nysted offshore wind farms, Denmark. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 20 pp. Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 120. <http://dce2.au.dk/pub/TR120.pdf>
- Petersen, I. K., Nielsen, R.D. & Clausen, P. (2016) Vurdering af IBA'er (Important Bird Areas) i relation til fuglebeskyttelsesområder - med særligt henblik på marine arter og områder. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 202. p. 98.
- Petersen, I. K., Pihl, S., Hounisen, J. P., Holm, T. E., Therkildsen, O. & Christensen, T. K. (2006) Landsdækkende optællinger af vandfugle, januar og februar 2004. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU. no. 606, p. 76.
- Petersen, I. K., Sterup, J. & Nielsen, R. D. (2021) Vurdering af sameksistens mellem råstofindvinding og havlit på Rønne Banke. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. – Fagligt notat nr. 2021|23. p. 25.
- QGIS Development Team (2023). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- Quillfeldt, P., Schroff, S., van Noordwijk, H.J., Michalik, A., Ludynia, K., & Masello, J. (2011) *Marine Ecology Progress Series* 428: 271-287.
- Quillfeldt, P., Morkūnas, J., Kruckenberg, H., Kondratyev, A., Loshchagina, J., Aarvak, T., Øien, I.J., Bellebaum, J. & Glazov, P. (2022) Year-round movements of Long-tailed Ducks *Clangula hyemalis* from Kolguev Island, Barents Sea. *Polar Biology* 45: 71-87.
- Skov, H., Desholm, M., Heinänen, S., Johansen, T. W. & Therkildsen, O. R. (2015) Kriegers Flak Offshore Wind Farm. Birds and Bats. EIA -Technical report. p. 196.
- Skov, H., Heinänen, S., Zydalis, R., Bellebaum, J., Bzoma, S., Dagys, M., Durinck, J., Garthe, S., Grishanov, G., Hario, M., Kieckbusch, J. Kube, J., Kuresoo, J., A., Larsson, K., Luigujõe, L., Meissner, W., Nehls, H. W., Nilsson, L., Petersen, I. K., Roos, M. M., Pihl, S., Sonntag, N., Stock, A., Stipniece, A. & Wahl, J. (2011) Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea. in *TemaNord*, p. 550.
- Stempniewicz, L. (1995) Feeding ecology of the Long-tailed Duck *Clangula hyemalis* wintering in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea). *Ornis Svecica*, 5(3–4), 133–142. <https://doi.org/10.34080/os.v5.23015>
- Thomas, L., Buckland, S.T., Rexstad, E.A., Laake, J. L., Strindberg, S., Hedley, S. L., Bishop, J. R.B., Marques, T. A., & Burnham, K. P. (2010) Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47: 5-14. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2009.01737.x
- Webb, A. & Durinck, J. (1992) Counting birds from ships. Manual for Aeroplane and Ship Surveys of Waterfowl and Seabirds (eds J. Komdeur, J. Bertelsen & G. Cracknell), pp. 24–37. Special Publication No. 19. IWRB, Rønde, Denmark.

7 APPENDIX

Table 1 - Estimated abundance and density of Long-tailed Ducks with associated lower- (Lcl) and upper confidence level (Ucl). Estimates are separated over survey dates.

Label	Area	Estimated abundance	Lcl	Ucl	Estimated Density	Lcl	Ucl
21. December	Survey area	312	228	427	1.0	0,7	1.3
07. January	Survey area	601	447	815	1.9	1.4	2.5
08. February	Survey area	1,915	1430	2,564	5.9	4.4	7.9
28. February	Survey area	2,434	1819	3,256	7.5	5.6	10.0

Table 2 - Estimated abundance and density of Long-tailed Ducks with associated lower- (Lcl) and upper confidence level (Ucl). Estimates are separated over survey dates and stratified survey area.

Label	Area	Estimated abundance	Lcl	Ucl	Estimated Density	Lcl	Ucl
21. December	West	290	211	398	3.3	2.0	4.6
21. December	Center	21	7	61	0.2	0.1	0.7
21. December	East	20	7	61	0.1	0.0	0.4
07. January	West	353	259	482	4.0	3.0	6.0
07. January	Center	165	117	233	1.8	1.3	3.0
07. January	East	105	71	155	0.7	0.5	1.1
08. February	West	1,015	755	1,363	11.7	8.7	15.7
08. February	Center	199	143	278	2.1	1.5	2.3
08. February	East	739	548	996	5.1	3.8	6.9
28. February	West	625	463	844	7.2	5.3	9.7
28. February	Center	1,131	843	1,519	12.2	9.1	16.3
28. February	East	694	515	936	4.8	3.6	6.5