



SPREDNINGSVEJE FOR IKKE-HJEMMEHØRENDE ARTER I NORDSØEN

En modelanalyse

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 307

2024



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

SPREDNINGSVEJE FOR IKKE-HJEMMEHØRENDE ARTER I NORDSØEN

En modelanalyse

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 307

2024

Vibe Schourup-Kristensen
Christian Mohn
Janus Larsen
Peter U. Stæhr
Helle Buur
Karsten Dahl
Marie Maar

Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 307
Kategori:	Forskningsrapport
Titel:	Spredningsveje for ikke-hjemmehørende arter i Nordsøen
Undertitel:	En modelanalyse
Forfatter(e):	Vibe Schourup-Kristensen, Christian Mohn, Janus Larsen, Peter U. Stæhr, Helle Buur, Karsten Dahl, Marie Maar
Institution(er):	Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	https://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Februar 2024
Redaktion afsluttet:	2. februar 2024
Faglig kommentering:	Jesper A. Christensen
Kvalitetssikring, DCE:	Anja Skjoldborg Hansen
Sproglig kvalitetssikring:	Charlotte Hviid
Ekstern kommentering:	Kommentarerne findes her: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Tekniske_rapporter_300-349/KommentarerTR/TR307_komm.pdf
Finansiel støtte:	Velux og Villum fondene samt Miljøstyrelsen.
Bedes citeret:	Schourup-Kristensen, V., Mohn, C., Larsen, J., Stæhr, P.U., Buur, H., Dahl, K., Maar, M. 202024. Spredningsveje for ikke-hjemmehørende arter i Nordsøen. En modelanalyse. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. - Teknisk rapport nr. 307 Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Ved hjælp af 3D hydrodynamisk-agent-baseret modellering undersøgte vi spredningspotentialet af ikke-hjemmehørende arter og konnektiviteten mellem en række havvindmølleparker. Modelresultaterne viste, at der er en potentiel risiko for spredning af ikke-hjemmehørende arter via havvindmølleparker i den centrale og sydlige del af Nordsøen og at de kan spredes hele vejen nordpå til de danske Natura2000 områder i Skagerrak.
Emneord:	Ikke-hjemmehørende arter, havvindmølleparker, trædestenseffekt, spredning, agentbaseret modellering
Foto forside:	<i>Dasyosiphonia japonica</i> (Japansk dusklyng) fundet i Vadehavet. Foto: Helle Buur.
ISBN:	978-87-7156-844-8
ISSN (elektronisk):	2244-9991
Sideantal:	44

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	7
1 Baggrund	9
2 Artsliste over potentielle nye NIS for danske havområder	13
2.1 Udvælgelse af NIS som fremmes af hårbundsstrukturer	13
2.2 Udvalgte NIS	13
3 Modelopsætning og validering	17
3.1 Modelopsætning	17
3.2 Valideringsmetode	18
3.3 Vandstand	18
3.4 Temperatur og saltholdighed	19
4 Spredningsmodellering	24
4.1 Agent-baseret model	24
4.2 Frigivelse af NIS-partikler i modellen	24
4.3 Pelagisk opholdstid som biologisk egenskab i modellen	25
4.4 Modellerede spredningsveje i Nordsøen	25
4.5 Konnektivitet mellem havvindsområder	27
5 Diskussion og konklusion	30
5.1 Den anvendte metode	30
5.2 Risiko for spredning af NIS i Nordsøen	30
5.3 Fremtidig anvendelse og udvikling	32
6 Referencer	33
Appendix	38

Forord

Denne rapport beskriver potentielle spredningsveje af udvalgte ikke-hjemhørende arter i Nordsøen som følge af den planlagte havvindsudbygning ved hjælp af modellering. Studiet er finansieret af Miljøstyrelsen som et tillægsprojekt til Velux forskningsprojektet "Are offshore wind parks a "highway" for non-indigenous species to Danish protected reef sites?" (WIND-NIS). Projektet er udført ved Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet. Rapporten har været til kommentering hos Miljøstyrelsen.

Sammenfatning

Udbygningen af havvind tilvejebringer nyt hårdt substrat i form af møllefundamenter og deres erosionsbeskyttelse, hvor Nordsøen ellers er domineret af bløde sedimenter. Da mange ikke-hjemmehørende arter har et fastsiddende livsstadium, der kræver hårdt substrat, kan sådanne nye strukturer derfor fungere som vigtige trædesten for en yderligere spredning med havstrømme.

Studiet har identificeret 249 ikke-hjemmehørende arter (177 fauna, 72 makroalger), som endnu ikke har en dokumenteret tilstedeværelse i den danske del af Nordsøen, og hvor etablering af havvindmølleparker i Nordsøen vurderes at kunne udgøre en relevant spredningsvej. Fire nøglearter (et mosdyr, en søpung, en konksnegl og en rødalge) med forskellige biologiske træk blev udvalgt til nærmere beskrivelse på baggrund af deres spredningspotentiale.

Ved hjælp af 3D hydrodynamisk-agent-baseret modellering undersøgte vi spredningspotentialet af ikke-hjemmehørende arter og konnektiviteten mellem en række havvindmølleparker. Modelresultaterne viste, at der er en potentiel risiko for spredning af ikke-hjemmehørende arter via havvindmølleparker i den centrale og sydlige del af Nordsøen og at de kan spredes hele vejen nordpå til de danske Natura2000 områder i Skagerrak. Især er risikoen størst sydfra via den Engelske Kanal, hvor en potentiel spredning sker hurtigt og intensivt ved en pelagisk opholdstid på >1 måned. I det kommende WindNIS projekt vil en række andre faktorer (adfærd, populationsstørrelse, habitattype, miljøforhold, prædationstryk, reproduktion) ligeledes være vigtige at medtage for at kunne sige noget om det endelige koloniseringspotentiale.

Summary

The huge green energy transition currently taking place in Europe is leading to construction of a vast number of wind parks in both Danish and neighboring waters. So far, much public and scientific attention has focused on the potential benefits of the new artificial habitats formed by the single constructions but not on the potential costs and risks involved in the overall large-scale development of a new European offshore energy production for marine biodiversity.

Danish marine waters host a rich biodiversity, with species and habitats providing a range of important ecosystem services such as fisheries, tourism, carbon- and nutrient storage. At the same time, fauna and flora populations in the Danish waters act as important donors to the Baltic Sea where the resilience of many species is low due to the lower salinity in this region. However, the marine biodiversity in Danish waters faces severe threats from a range of factors including disturbance of native species and habitats by non-indigenous species (NIS) introduced via human activity. With more than 250 NIS having been observed in the NE Atlantic Sea, this factor is of growing concern (Zenetos et al. 2022). Some NIS are known to pose large threats that may alter habitats, food webs and biogeochemical cycles and are referred to as invasive species.

NIS can enter a marine area via pathways such as water transport, ballast water, hull fouling, opening of canals and deliberate introductions, together referred to as primary introductions. In addition, many NIS enter Danish waters from neighboring seas through range expansion (Staehr et al. 2020). Most marine species use water transport to disperse eggs and early life stages to keep restocking suitable habitats and mix gene pools. While primary introduction can be managed via international maritime organisations and legislation, management of secondary spread is more challenging as this is largely dependent on the biology of the NIS species and the environmental conditions of the receiving environment. The addition of new hard substrate in the North Sea, in the form of wind park structures, may add important stepping stones that facilitate the spread of NIS between neighboring seas (De Mesel et al. 2015; Degraer et al. 2020).

Through literature review, the current study has identified 249 non-indigenous species (NIS, 177 fauna species and 72 macroalgae species) in the southern part of the North Sea. These species have so far not been documented to be present in Danish waters. Further, it is possible that the establishment of new wind parks create new hard substrate on which these species may settle, thus becoming a so-called “stepping stone” for the propagation of the species to new areas.

Four species (a bryzoan, an ascidian, a whelk and a red macroalgae) with contrasting biological traits were chosen for a more detailed description in order to describe their potential for dispersal. The remainder of the species are listed in Appendix.

The dispersal potential for NIS in the North Sea was examined through 3D hydrodynamical-agent based modeling. Simulations of the North Sea showed that a strong current runs northward from the English Channels. Consequently, NIS present in this area will potentially be carried relatively fast towards wind parks in the Danish part of the North Sea. These wind parks may

act as stepping-stones, eventually making it possible for NIS to propagate towards the stone reefs in the Danish Natura 2000 areas in the northern North Sea. The simulations showed that NIS with a pelagic stage of a month or more may reach the wind parks planned in the Danish part of the North Sea from the English Channel area. From the Dogger Bank wind parks, only NIS with a pelagic stage lasting three months or more would be able to reach the planned wind parks in Danish areas, while the risk of NIS reaching Danish waters from the wind parks along the Scottish east coast was small.

In the newly funded Wind-NIS project, a number of other factors (e.g. behavior, population size, environmental factors, predation and reproduction) affecting spreading of NIS will be relevant to include in the simulations to be able to better estimate the connectivity between wind parks and the potential for colonization by NIS.

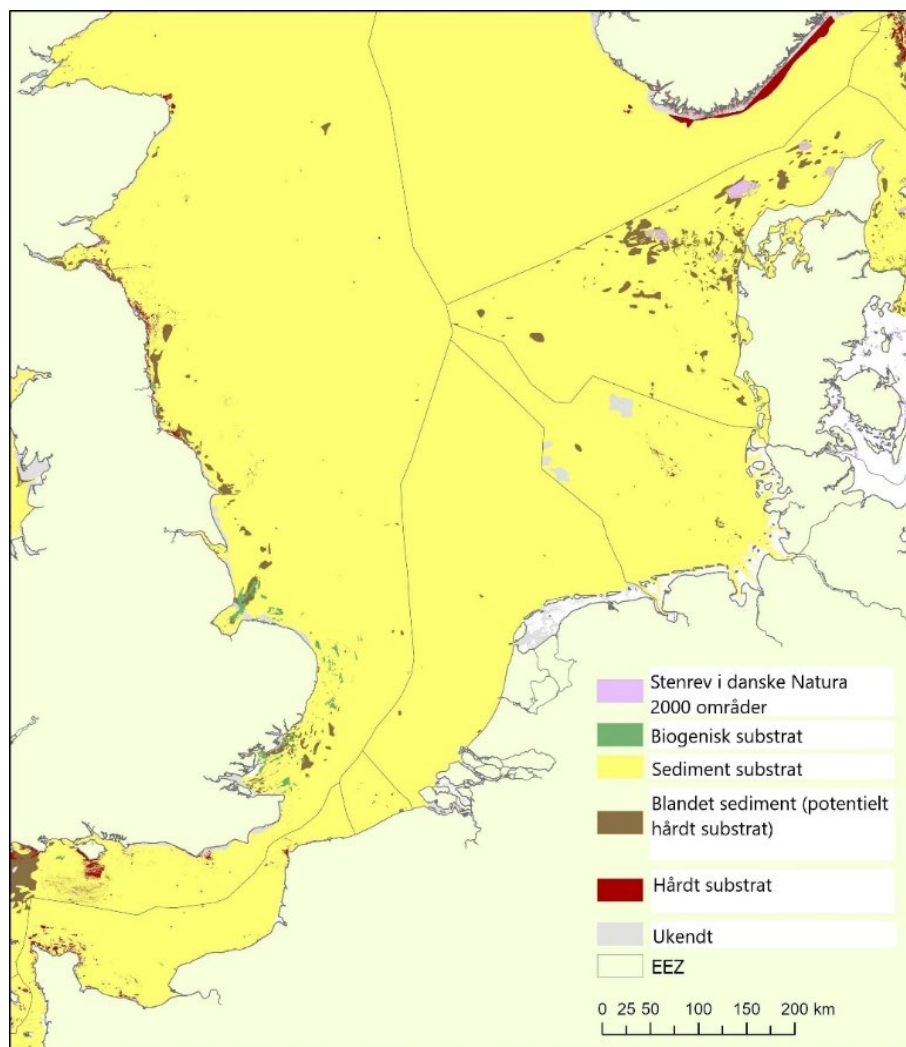
1 Baggrund

Danske havområder har mange artsrige levesteder, som leverer vigtige økosystemtjenester såsom fiskeri, turisme, kulstof og næringsstoflagring. De danske havområder fungerer desuden som vigtige donorområder for flora og fauna til Østersøen, hvor artsdiversiteten og rigdommen er lavere på grund af den lavere saltholdighed (Staehr m.fl. 2022). Den marine biodiversitet i de danske farvande står dog over for alvorlige trusler fra en række faktorer, herunder eutrofiering, fiskeri, fysiske forstyrrelser, klimaændringer og introduktion af ikke-oprindelige arter (NIS) (Dinesen m.fl. 2021).

Havbunden i den sydlige og centrale Nordsø er domineret af bløde sedimenter, som blev aflejret under sidste istid af gletsjerfloder (Figur 1.1). I den sydlige del af Nordsøen (Tyskland, Belgien, Holland) fandtes der tidligere østersbanker, og ralbanker, som gav levested for artsrige samfund af marine arter. Det antages, at f.eks. bundtrawl har mindsket dækningen af disse substrater. Udbygningen af havvind med vindmøllefundamenter og deres erosionsbeskyttelse (et granitlag omkring møllens fundament der beskytter bunden mod erosion), tilvejebringer nyt hårdt substrat, som kan danne grundlag for en lokal hårdbundsflora og -fauna sammenlignet med omkringliggende bløde sedimenter (ter Hofstede m.fl. 2022). Dette foreslås som en måde at understøtte en rigere marin biodiversitet i den sydlige Nordsø. Sådanne "hårde" bundforhold har dog aldrig domineret den danske del af Nordsøen, som derimod er kendetegnet ved en blød havbund (sand, mudder, mudret sand) og et naturligt stabilt hårdt substrat i form af større sten har sandsynligvis været sjældent i hele den centrale og sydlige Nordsø.

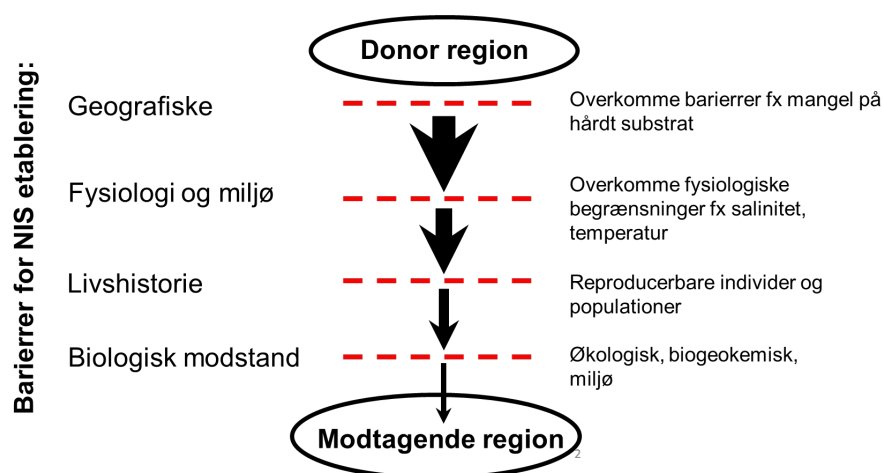
Der er fundet negative effekter på biodiversiteten for vindmøllefundamenter, da de påvirker den bløde sedimentfauna (Degraer m.fl. 2020) og faciliterer introduktion og spredning af uønskede NIS (Adams m.fl. 2014, De Mesel m.fl. 2015). I europæiske farvande er der registreret 874 NIS med 250 i det nordøstlige Atlanterhav (Zenetos m.fl. 2022) mod 130 i danske farvande (Jensen m.fl. 2023). Dette tyder på, at mange flere NIS kan etablere sig i danske farvande, hvis forholdene er gunstige. Nogle NIS er kendt for at udgøre en stor trussel for marine økosystemer ved at ændre deres habitater, fødenet og biogeokemiske kredsløb og omtales som invasive arter (Tsirintanis m.fl. 2022). Da mange NIS har et fastsiddende livsstadium og kræver stabilt substrat, såsom små sten, vil manglen på disse sandsynligvis fungere som en spredningsbarriere for mange NIS (Donelan m.fl. 2022) (Figur 1.1). Det vil således være svært for hårdbundsarter at spredes fra de sydlige og centrale dele af Nordsøen til Natura 2000 områderne nordpå i Skagerrak og Kattegat, hvor der er mange stenrev med en høj biodiversitet (Dahl m.fl. 2001, 2009). Der er derfor bekymring for om vindmøllers introduktion af hårdt substrat kan fremskynde hastigheden af nye NIS-introduktioner fra andre dele af Nordsøen til danske farvande (Staehr m.fl. 2023).

Figur 1.1. Havbundskort over Nordsøen og Skagerrak som viser fordelingen af sedimentær havbund (sand, mudder og mudret sand), kortlagte stenrev i Danske Natura 2000 områder, biogene rev, blandet substrat og kortlagt hård bund.



Adskillige fysiske, kemiske og biologiske barrierer (Figur 1.2) skal dog overvindes for at en given NIS kan etableres i et vandområde (Donelan m.fl. 2022), og NIS kan spredes ind i et havområde via flere veje. Spredningsveje omfatter ballastvand, begroning af skrog, åbning af kanaler og bevidste introduktioner (f.eks. akvakultur), tilsammen omtalt som primære introduktioner. NIS kommer også ofte ind i et område fra naboområder ved spredning af æg og tidlige livsstadier med havstrømme (Staehr m.fl. 2020), omtalt som sekundær introduktion. Mens primær introduktion forvaltes via internationale maritime organisationer og lovgivning, er håndtering af sekundær introduktion udfordrende, da denne afhænger af biologiske træk for den enkelte NIS (f.eks. pelagisk opholdstid) og egnetheden af miljøforhold i det modtagende miljø. De fleste nye NIS bliver etableret i havne og på nye menneskeskabte strukturer, blandt andet fordi disse områder understøtter mange marine organismers fastsiddende livsstadier. Sådanne nye strukturer kan derfor fungere som vigtige trædesten ("stepping-stone"), der letter spredningen af NIS mellem naboområder (De Mesel m.fl. 2015, Dannheim m.fl. 2018, Degraer m.fl. 2020). I dette studie undersøges kun de sekundære spredningsmekanismer med havstrømme.

Figur 1.2. Spredning af NIS fra et donorområde til en modtagerområde kræver, at flere barrierer overvindes. I den danske del af Nordsøen er mangel på passende hårdt substrat en vigtig barriere. Udover dette vil en ny art stå over for miljømæssige og biotiske barrierer og kræve tilstedeværelsen af en reproducerende population.

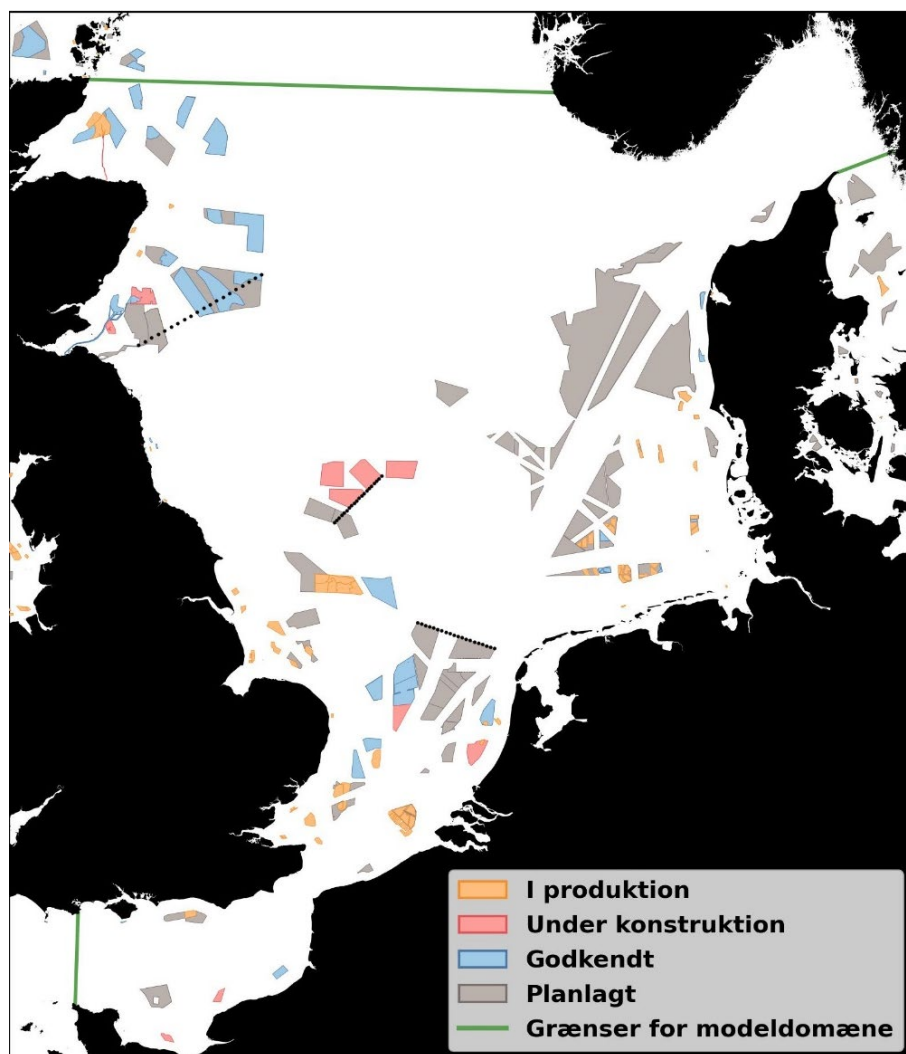


Fastsiddende organismer, herunder mange NIS, kan også binde sig til kunstige hårde overflader introduceret i Nordsøen i form af vindmøllefundamenter, havne, vrage, kystbeskyttelse, olie- og gasinstallationer (Adams m.fl. 2014, Hansen m.fl. 2021a). Esbjerg havn i det danske Vadehav har modtaget mange NIS (Andersen m.fl. 2023), hvorfra disse kan spredes yderligere via de overvejende nordgående havstrømme ud i Nordsøen (Schourup-Kristensen m.fl. 2023). Vrag er ofte begrænset til dybere vandlag uden meget lys, og mange er næsten eller delvist begravet i sediment. Kystbeskyttelse bygges typisk i barske fysiske miljøer, hvor bølger og sedimentbelastning reducerer overlevelsesraten for de fleste hårdbundsarter. Havvindmøller, samt olie- og gasrigge giver hårdt substrat i både den fotiske og afotiske zone. De fleste olie- og gasinstallationer er dog placeret på havbunden begrænset til den afotiske zone, hvilket begrænser deres tilgængelighed for mange fastsiddende organismer. Dekommissionering af olie- og gasinstallationer er desuden i gang, hvilket yderligere reducerer risikoen forbundet med NIS fra disse strukturer. Storskala udbygning af havvindmølleparker (Figur 1.3) anses derfor for at være den mest fremtrædende risiko for den fortsatte udbredelse og etablering af mange NIS, med forventninger om, at vindmøller kan fungere som trædesten for en fortsat nordlig ekspansion (Adams m.fl. 2014).

Der er tidligere udført modelstudier for spredning af NIS i Nordsøen, men de i) var ikke fokuserede på den danske del af Nordsøen (de Mesel m.fl. 2015, Adams m.fl. 2014, Dannheim m.fl. 2018), ii) omfattede kun få vindmølleparker i den danske EØZ i forhold til de nye planer for storskala havvindsudbygning (Hansen m.fl. 2021a), eller iii) betragtede kun NIS-spredning fra skibsrutter (Hansen m.fl. 2021b). Nærværende projekt bruger de mest opdaterede artslistes fra vores nabolande suppleret med danske undersøgelser og udvælger eksempler på arter, som kan udgøre en risiko for spredning til danske farvande.

Hypotesen i projektet er, at udbygningen af havvindmølleparker vil fungere som trædesten for NIS ved at fjerne de naturlige spredningsbarrierer i form af blødt substrat. Trædestenene fungerer dermed som en "motorvej", der kan accelerere spredningen af NIS med havstrømme i en nordlig retning mod de danske beskyttede Natura 2000 områder. I projektet anvendes 3D hydrodynamisk og agentbaseret modellering til at undersøge denne hypotese ved at undersøge spredningspotentialer af NIS og sammenhængskraften ("konnektiviteten") af de eksisterende og udlagte områder til havvindmølleparker i Nordsøen.

Figur 1.3. Kort over eksisterende og planlagte havvindmøllerparker. Sorte stiplede transekter angiver positioner for frigivelse af partikler i modellen.



2 Artsliste over potentielle nye NIS for danske havområder

2.1 Udvalgelse af NIS som fremmes af hårbundsstrukturer

En artsliste over potentielle NIS arter, hvis spredning kan påvirkes/fremmes af etablering af nyt hårdt substrat såsom vindmøllefundamenter blev udarbejdet (se Appendix). Listen indeholder ikke hjemmehørende arter samt arter for hvilke oprindelse og indvandringsområde er ukendt (kryptogene arter), der hører til de makroskopiske fauna- og makroalgearter, der kan være knyttet til den hårde bund.

Følgende kriterier er lagt til grund for udvælgelse af NIS på artslisten:

1. Sessile arter som kræver hårdt substrat, med undtagelse af:
 - i. Nematoder, parasitter, fyto-og zooplankton, samt fisk
 - ii. infauna-arter som er knyttet til blødbunden (primært havbørsteorme og muslinger)
 - iii. Habitatpræferencer som beskyttede lavvandede næringsrige områder
2. NIS som er observeret i Nordsøens højsaline områder
3. NIS som endnu ikke har en dokumenteret forekomst i danske farvande

Tilgængeligheden af data stammer primært fra kystnære områder, da der findes meget få epifauna og makroalgedata fra de åbne dele af Nordsøen. Artslisten er udarbejdet med udgangspunkt i et nyligt studie, der har opgjort NIS arter i de europæiske farvande, herunder Nordøst Atlanten (NEA) frem til 2020 (Zenetos m.fl. 2022). Vi har også inddraget en NIS artsliste med data, der er afrapporteret i OSPAR statusrapport, hvor der er lavet en udførlig liste over første registrering af NIS arter i Nordsøen, i perioden 2003 til 2020 (Stæhr m.fl. 2022).

Til at vurdere om en NIS art tidligere er fundet i den danske del af Nordsøen, har vi gennemgået Miljøstyrelsens liste over ikke hjemmehørende marine arter (Link til bruttoliste: <https://mst.dk/natur-vand/natur/invasive-arter/hvilke-arter-er-invasive/> under fanen "Ikkehjemmehørende arter i Danmark"). Her har vi fokuseret på NIS som er fundet i OSPAR området "Greater North Sea, Region II", som svarer til NEA regionen. Disse data er suppleret med nyere optegnelser fra overvågning af NIS i havne (Andersen et al. 2023) samt overvågningen af NIS i den danske del af Vadehavet (Stæhr et al. 2023), som er udarbejdet på baggrund af morfologiske undersøgelser og eDNA ved qPCR analyser. Fra havneprojektet har vi fokuseret på arter registreret i Esbjerg og Hirtshals havn.

2.2 Udvalgte NIS

Ud fra udvælgelseskriterierne 1 og 2, er der i alt i NEA registreret 294 NIS (206 fauna, 88 makroalger). Af disse er 45 (29 fauna, 16 makroalger) også registreret i den danske del af Nordsøen. Der er således samlet tale om 249 NIS (177 fauna, 72 makroalger), som endnu ikke har en dokumenteret tilstedeværelse i den danske del af Nordsøen, og hvor etablering af havvindmølleparker i Nordsøen vurderes at kunne udgøre en relevant spredningsvej.

Af disse 294 NIS arter, har vi i det følgende udvalgt fire arter, som repræsentanter for arter/grupper der ser ud til at have spredt sig hurtigt i løbet af de sidste 10-20 år, og som kunne eksemplificere trædestensarter i Nordsøen i modelanalysen. For disse udvalgte arter beskrives kort oplysninger der er relevante ift. vurdering af deres potentielle spredning og etablering i danske farvande. Disse forhold omfatter arternes abiotiske krav (salinitet, temperatur), reproduktionsbiologi/larvestadier, kendte spredningsvektorer (ballastvand, begroning, udsætning mv), og invasivitet i det omfang der er tilgængelig information.

***Fenestrulina delicia* (Bryozoa)**

Mosdyret *Fenestrulina delicia* kan danne store skorpeformede kolonier bestående af mange enkeltindivider (Figur 2.1). Den har spredt sig meget og hurtigt i kystnære nordeuropæiske farvande, fra Frankrig til Tyskland. Arten er muligvis også registreret i Danmark, da den ofte er blevet forvekslet med den nært beslægtede hjemmehørende art *Fenestrulina malusii*. Den blev registreret for første gang officielt i Holland i 2005 (De Blauwe 2008), og der findes talrige observationer langs Storbritanniens kyster samt ved offshore olie- og gasfelter og omkring havvindmølleparker (De Blauwe mfl. 2014).

Arten beskrives i flere artikler som invasiv, da den har udvist stor sprednings-evne og kan danne tykke belægnings på substrat og makroalger og potentielt kan konkurrere med de hjemmehørende arter. Sekundær spredning af denne art ser ud til at fremmes af menneskabt affald langs vores kyster, fasthæftning på f.eks. flydende makroalger og i mindre grad af skibstrafik imellem lystbådehavne, som ellers typisk bidrager til sekundære introduktioner, som eksemplificeret ved NIS mosdyret *Schizoporella japonica* (Loxton m.fl. 2017). Arten blev artsbestemt i Maine i 1994 for første gang (Winston m.fl. 2000) og den er af ukendt oprindelse. Der er ikke kendskab til bl.a. temperatur- og salinitetspræferencer. Da mange observationer er foretaget på kunstige og hårde substrater, der befinder sig offshore samt på muslingeskaller vurderes arten at være indført i forbindelse med udsætning af østers i akvakulturanlæg.

Mosdyr er som regel hermafroditter, og danner larver der ofte bundslår efter få timer, hos *S. japonica* er det på mindre end en dag. Hos *F. delicia* sker larvespredningen i sommer og efterårsperioden, startende fra juni for at toppe i oktober (Winston m.fl. 2000).

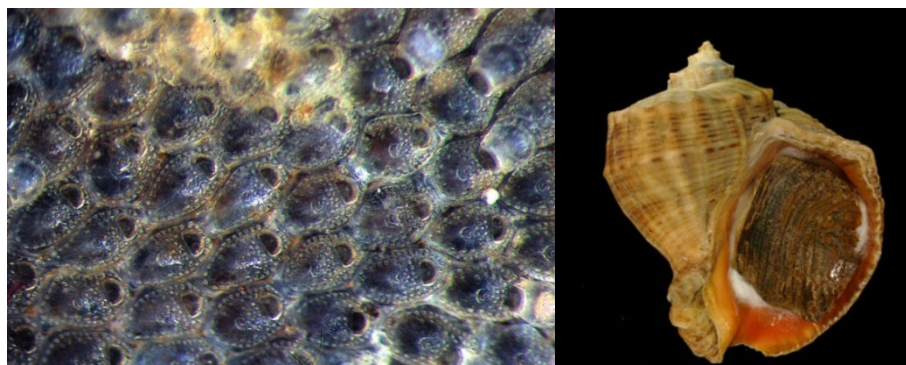
***Rapana venosa* (Gastropoda)**

Den asiatiske konksnegl menes at stamme fra det Nordlige Stillehav, hvorfra den primært blev spredt med ballastvand og akvakultur med østers (Zenetos & Galanidi 2017). Sneglen bliver op til ca. 18 cm (Figur 2.1). Habitatpræferencer skifter med sneglens udvikling. Som juvenil foretrækker arten tidevandsområder med hårbundhabitater (med epifauna), mens de større individer bruger en del af deres liv gravet ned i havbunden, hvor de fouragerer på muslinger. *R. venosa* udviser høj tolerance over for iltsvind og forurening (Zenetos & Galanidi 2017).

Temperaturtolerance ved reproduktion er 16-29 grader, mens salinitetstolerancen ligger imellem 14-35 ‰. Sneglen lægger 320.000-450.000 æg pr. sæson, og har en lang planktonisk larvefase på 80 dage. Pga. de stigende havtemperaturer vurderer fremtidige spredningsscenarioer at Nordsøen er et egnet habitat. Den vurderes som invasiv da den bl.a. i Sortehavet har optrådt som et grådigt rovdyr, der har reduceret/udryddet bl.a. blåmuslinger, kammuslin-

ger og østers. Arten er nu så udbredt i Sortehavet, at et større fiskeri har udviklet sig (Zenetos & Galanidi 2017). Årligt gennemsnit for fiskeri i Bulgarien og Tyrkiet er 18.000 ton (Zenetos & Galanidi 2017). I Uruguay er der efter ankomst af arten observeret fald i størrelsen af naturlige muslinge- og østerspopulationer, og den er blevet en nøgleart i området (Zenetos m.fl. 2017).

Figur 2.1. *Fenestrulina Delicia* (t.v.) og *Rapana venosa* (t.h.). Fotos WORMS.



Didemnum vexillum (Ascidacea)

Denne kolonidannende søpung spredes hurtigt og er kendetegnet ved, at den overgror hårdt substrat, muslinger og andre organismer som svampe, hydroider og alger (Figur 2.2) (Nemesis). Den stammer sandsynligvis fra det nordvestlige Stillehav, men har bredt sig til bl.a. New Zealand, Nordamerika og Europa, hvor den blev registeret for første gang langs den hollandske kyst i 1996. Arten er meget invasiv og har spredt sig hurtigt (McKenzie m.fl. 2017).

Foruden at begro andre organismer, etablerer den også store belægnings på både, pontoner, bøger etc. I såvel oprindelsesområdet som i det introducerede område rapporteres det at søpungen oftere er etableret på menneskeskabte strukturer end på naturlige overflader (Nemesis). Den danner massive belægnings, og da den kan vokse i flere lag, kan det ende med svampelignende strukturer med grenede udvækster. Arten kræver minimum 19 ‰ salinitet og har en minimumstemperatur tolerance på -2 grader og et maksimum på 24 grader.

Kolonidannende søpunge kan formere sig såvel vegetativt som seksuelt, ved æg der udvikler sig til larver, og kræver en minimumtemperatur på 14 grader. Larven har en kort svømmeperiode, som ofte varer mindre end en dag. Nogle larver bundslår med det samme, mens andre svømmer i en længere periode, hvis temperaturen er lav (Nemesis). Felteksperimenter har vist, at de fleste larver bundslår inden for 250 meters afstand fra forældregenerationen, men at det er muligt med helt op til 1 km's eller mere afstand (Nemesis).

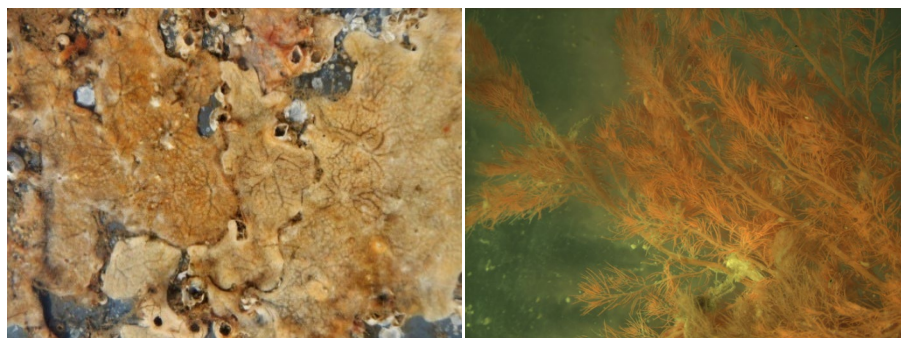
Kolonier af søpungen kan også spredes vegetativt ved fragmentering, hvor kønsceller har mulighed for at reproducere sig mens de befinder sig i vandfasen. Fragmenter af kolonien kan være i suspension i op til 3 uger, hvorefter de kan fasthæfte sig til noget hårdt substrat og vokse videre (Nemesis).

Dasysiphonia japonica (Rhodophyta)

Den trådformede rødalge kaldet japansk dusklyng er hjemmehørende i Stillehavet (Figur 2.2). Den har spredt sig i de europæiske farvande siden den først blev fundet i den engelske kanal ud for Frankrig i 1984, hvor den formentlig er kommet i forbindelse med udsætning af østers. Makroalgen blev

registreret for første gang i Danmark i 2005, i Limfjorden (Nielsen m.fl. 2019), og har siden spredt sig hurtig og er blevet registreret på talrige stenrev. I 2022 blev den endvidere observeret i den danske del af Vadehavet (Stæhr et al. 2023). Man mener, at artens succes bl.a. kan tilskrives, at den vokser hurtigt, er meget effektiv til at absorbere nitrat og ikke så ofte bliver græsset på som tilsvarende hjemmehørende arter (Ramsay-Newton mfl., 2017). Arten kan overleve ved temperaturer imellem 0-30 grader, og salinitet imellem 10-30 ‰, men trives bedst ved høje saliniteter, og ses ofte på dybder imellem 6-22 m (VLIZ 2020).

Figur 2.2. *Didemnum vexillum* (t.v.) og *Dasyosiphonia japonica* (t.h.). Fotos WORMS & Helle Buur.



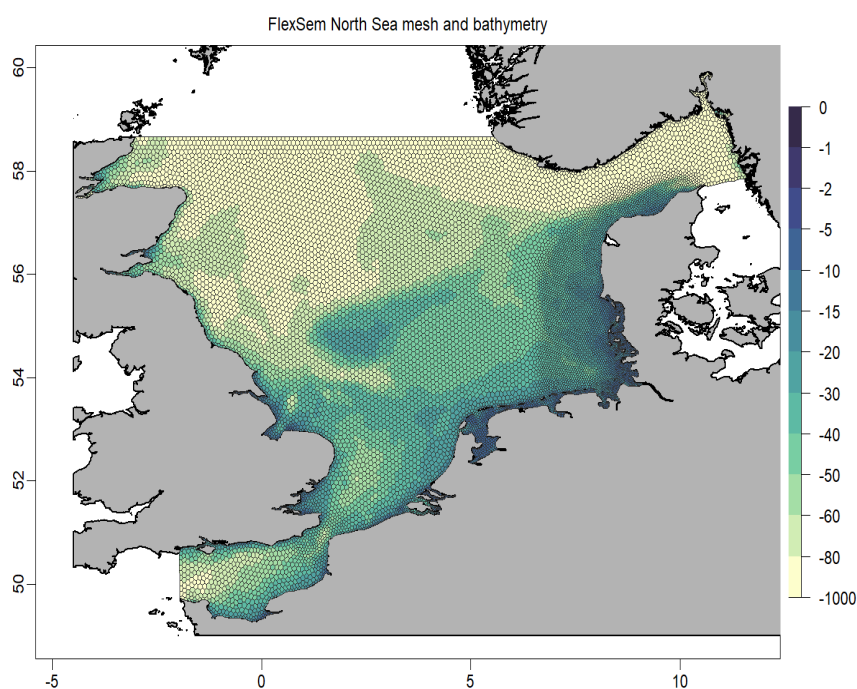
I Europa har arten primært spredt sig vegetativt, hvor den danner små sidegrene bestående af en cellerække. Disse fragmenter kan fæstne sig på hård substrat og danne nye individer. Denne vegetative spredning kan ske igennem hele året, men eksperimenter tyder på at den er mest succesfuld i sensommeren, hvor temperaturerne er mest optimale til vækst. Man har endnu ikke observeret reproduktive gamatofytter hos arten i Europa (Nielsen m.fl. 2019).

3 Modelopsætning og validering

3.1 Modelopsætning

I projektet undersøges de generelle spredningsveje af ikke-hjemmehørende arter i Nordsøen ved hjælp af 3D modellering (Figur 3.1). En hydrodynamisk model med høj opløsning vil blive anvendt for hele Nordsøen ved hjælp af open source FlexSem-modellen (<https://marweb.bios.au.dk/Flexsem/>). Den hydrodynamiske model giver værdier for f.eks. saltholdighed, temperatur, lagdeling, og strømhastighed for alle punkter i modelområdet (Larsen m.fl. 2020). Modellen beskriver også tidevandet ved periodisk at tørlægge kystområder i Vadehavet. Modelområdet dækker hele Nordsøen (OSPAR region II), og strækker sig fra Den Engelske Kanal i syd til den nordlige Nordsø (Norske rende) i nord og til Skagerrak i nordøst (Figur 3.1). Modellen anvender et ustruktureret beregningsnet (polygoner) med en varierende horisontal opløsning på 7,8 km i den centrale Nordsø, 3,9 km i den vestlige Nordsø og kystområder til 2,5 km i Vadehavet. Modellen har i alt 10.147 horisontale polygoner og 29 vertikale lag. Den vertikale opløsning består af 10 lag af 5 meters tykkelse, fem lag af 10 meters tykkelse, fem lag af 20 meters tykkelse og ni lag af 50 meters tykkelse. Det samlede modelareal er 484.087 km² og den gennemsnitlige dybde er 80,8 meter. Den turbulente del af den hydrodynamiske løsning blev modelleret af en k -epsilon turbulensmodel og en Smagorinsky-model i det horisontale. En overfladestrålingsmodel beregner varmeudvekslingen mellem havoverfladen og atmosfæren og modificerer dermed vandtemperaturen. Ferskvandstilførsler kommer fra 121 floder og vandløb hentet fra OSPAR ICG-EMO databasen (Lenhart m.fl. 2010, ICG-EMO 2021, van Leeuwen m.fl. 2023) samt NOVANA data for danske tilførsler (Windolf m.fl. 2011). Randdata og initialdata kommer fra "CMEMS North-West European Shelf Ocean forecasting system" (Crocker m.fl. 2020), som kan hentes via [E.U. Copernicus Marine Services](#). FlexSem brugte atmosfærisk forcering fra "the Weather Research and Forecast model, version 3" (Skamarock m.fl. 2008, Frohn m.fl. 2021).

Figur 3.1. FlexSem Nordsømodellen, der viser beregningsnet (polygoner) og bathymetri (farveskala).



3.2 Valideringsmetode

Modelresultater af vandstand, temperatur og saltholdighed blev valideret mod tilsvarende målinger (Tabel 3.1). En kostfunktion, CF , beskriver hvor god overensstemmelse, der er mellem målinger og modeldata:

$$CF = \frac{\sum |M - D|}{N\sigma_D}$$

hvor D er de målte data, M den tilsvarende modelværdi, N er antallet af observerede datapunkter og σ_D er standardafvigelsen for målinger (Radach og Moll, 2006). Modellens færdigheder kan iflg. kostfunktionen enten være meget god ($CF < 1$), god ($CF = 1-2$), rimelig ($CF = 2-3$) eller dårlig ($CF > 3$). Tabel 3.1 opsummerer de observationsdatasæt, der bruges til validering af modellerede parametre og Tabel 3.2 viser valideringsresultater for kostfunktionen.

Tabel 3.1. Overblik over modelvalideringsparametre og målinger.

Model parameter	Målinger
Vandstand (daglige gennemsnit) – remote sensing data	European Seas gridded L4 sea surface heights and derived variables from DUACS multimission altimeter data kan downloades ved CMEMS (https://marine.copernicus.eu) eller direkte hos https://doi.org/10.48670/moi-00141 .
Vandstand (3-timers intervaller) - vandstandsmålere DK	Vandstandsmålinger fra tidevandsstationer i danske farvande fra det danske meteorologiske institut (DMI) og Kystdirektoratet. https://www.dmi.dk/friedata/observationer/
Vandstand (3-timers intervaller) - vandstandsmålere UK	Vandstandsmålinger fra tidevandsstationer i Storbritannien fra British Oceanography Data Centre (BODC, https://www.bodc.ac.uk/).
Temperatur- og salinitets profiler fra den vestlige og østlige Nordsø	CTD data fra punkt-observationer i Nordsøen (https://data.ices.dk/view-map).

3.3 Vandstand

Den tidsmæssige udvikling og variabilitet af modellerede daglige gennemsnitlige vandstandsdata for hele simuleringsåret 2019 blev sammenlignet med remote sensing data af vandstand fra DUACS multimission-højdemåler datasæt, der er tilgængeligt via CMEMS-datatjenesten (se tabel 3.1). FlexSem-modeldata blev udtrukket fra tilsvarende positioner som remote sensing data (0,125° rumlig opløsning i længde- og breddegrad). For bedre at kunne sammenligne den tidsmæssige variation mellem de to datasæt, normaliserede vi data til en ratio indenfor intervallet [0,1]:

$$y_i = (x_i - \min(x)) / (\max(x) - \min(x)),$$

hvor y_i er den normaliserede værdi i datasæt x , x_i er den oprindelige værdi i datasæt x , $\min(x)$ og $\max(x)$ er minimums- og maksimumværdierne i datasæt x . Figur 3.2 viser den normaliserede tidsserie af vandstand på 12 udvalgte stationer i Nordsøen. De modellerede ændringer i vandstand og sæsonvariationen stemmer godt overens med målinger. Begge datasæt viser øgede vandstandsniveauer i løbet af efteråret og vinteren og laveste niveauer i det sene forår og sommeren. Der er nogle afvigelser mellem model og målinger (f.eks. station 6 og 10), hvor modellen ikke helt gengiver de større udsving i målinger. Sådanne afvigelser kan skyldes forskelle i den rumlige opløsning af beregningsnettet, variabilitet i overfladeprocesser samt tidevandssignalet, som

opløses forskelligt i de to datasæt. Det skal bemærkes, at remote sensing data også repræsenterer en geospatial model med indbyggede fejl. Generelt finder vi en meget god til god overensstemmelse mellem modellerede og remote sensing data for vandstand med CF -værdier i området 0,84 (meget god) til 1,22 (god) på alle testede stationer (Tabel 3.2).

Tabel 3.2. Resultater af modelvalidering ved brug af kostfunktionen.

Modelparameter	Gennem- snitlig CF	Minimum CF	Maksimum CF	Figur
Normaliseret vandstand, daglige gennemsnit, remote sensing data	0,97	0,82	1,17	Figur 3.2
Vandstand, 3-timers intervaller, målestationer, DK	0,81	0,70	0,89	Figur 3.3
Vandstand, 3-timers intervaller, målestationer, UK	0,95	0,68	1,22	Figur 3.3
Temperatur, overflade, ICES data, vestlige Nordsø	0,39	-	-	Figur 3.4
Temperatur, bundlag, ICES data, vestlige Nordsø	0,50	-	-	Figur 3.4
Saltholdighed, overflade, ICES data, vestlige Nordsø	0,55	-	-	Figur 3.4
Saltholdighed, bundlag, ICES data, vestlige Nordsø	1,01	-	-	Figur 3.4
Temperatur, overflade, ICES data, østlige Nordsø	0,27	-	-	Figur 3.5
Temperatur, bundlag, ICES data, østlige Nordsø	0,39	-	-	Figur 3.5
Salinitet, overflade, ICES data, østlige Nordsø	0,50	-	-	Figur 3.5
Salinitet, bunden, ICES data, østlige Nordsø	0,52	-	-	Figur 3.5

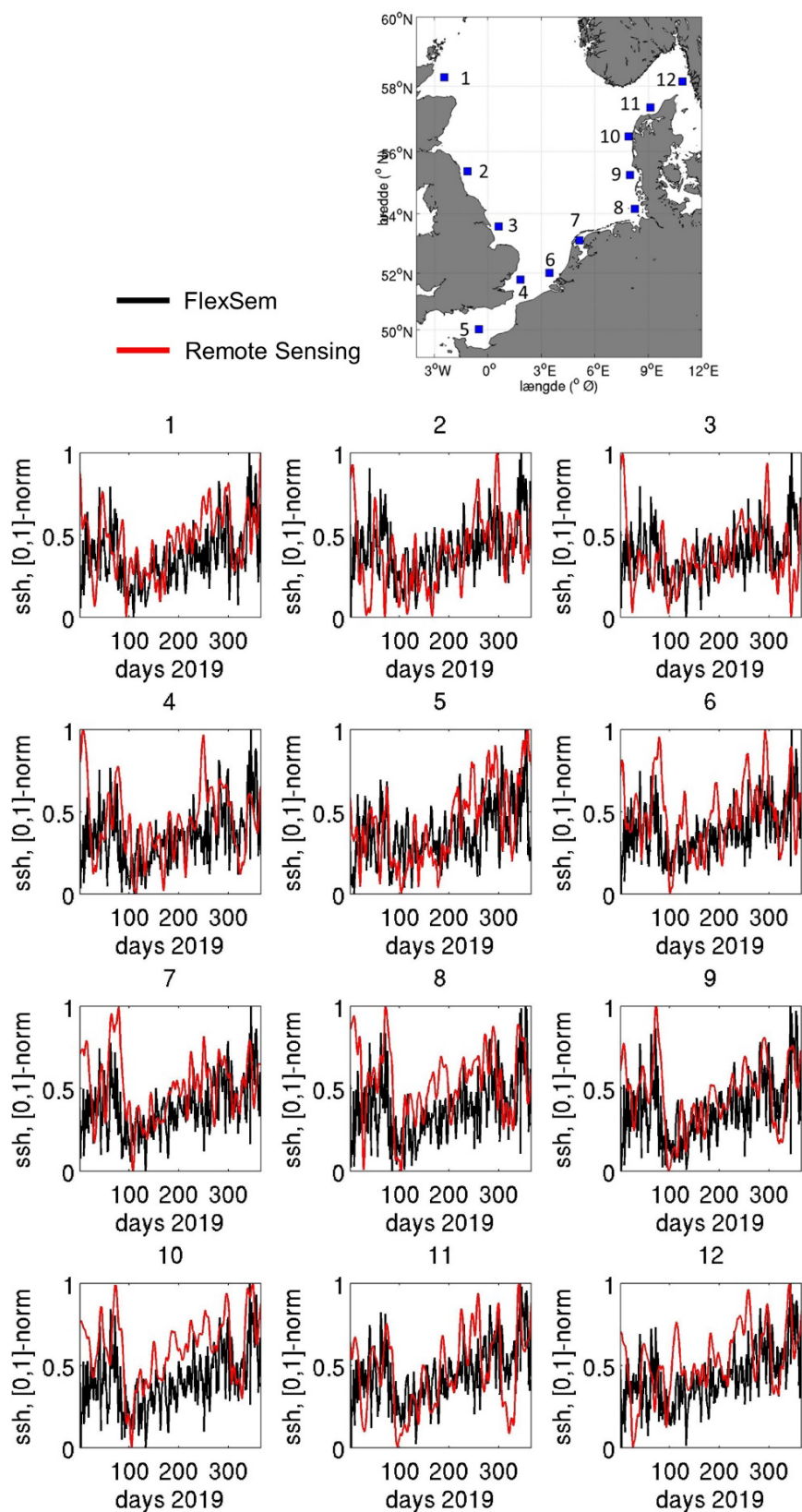
Derudover sammenlignede vi vandstandsdata fra forskellige vandstandsmålere langs den danske vestkyst og britiske Nordsøkyst med tilsvarende data fra FlexSem-simuleringerne for at undersøge modellens evne til at reproducere de daglige- og 14-dages tidevandscyklusser med 3-timers intervaller (Figur 3.3). Vi fandt generelt en meget god overensstemmelse mellem modelleret og målt vandstand på alle kystnære stationer i perioden 1. til 31. januar 2019 (Figur 3.3). Både størrelse og fasen af tidevandet er nøjagtigt gengivet af modellen og repræsenterer således de meget forskellige forhold i den vestlige og østlige Nordsø. Denne meget gode overensstemmelse mellem model og målinger afspejles også i værdierne af kostfunktionen CF (Tabel 3.2), som ligger mellem 0,7 og 0,9 (DK-stationer) og mellem 0,7 og 1,2 (UK-stationer).

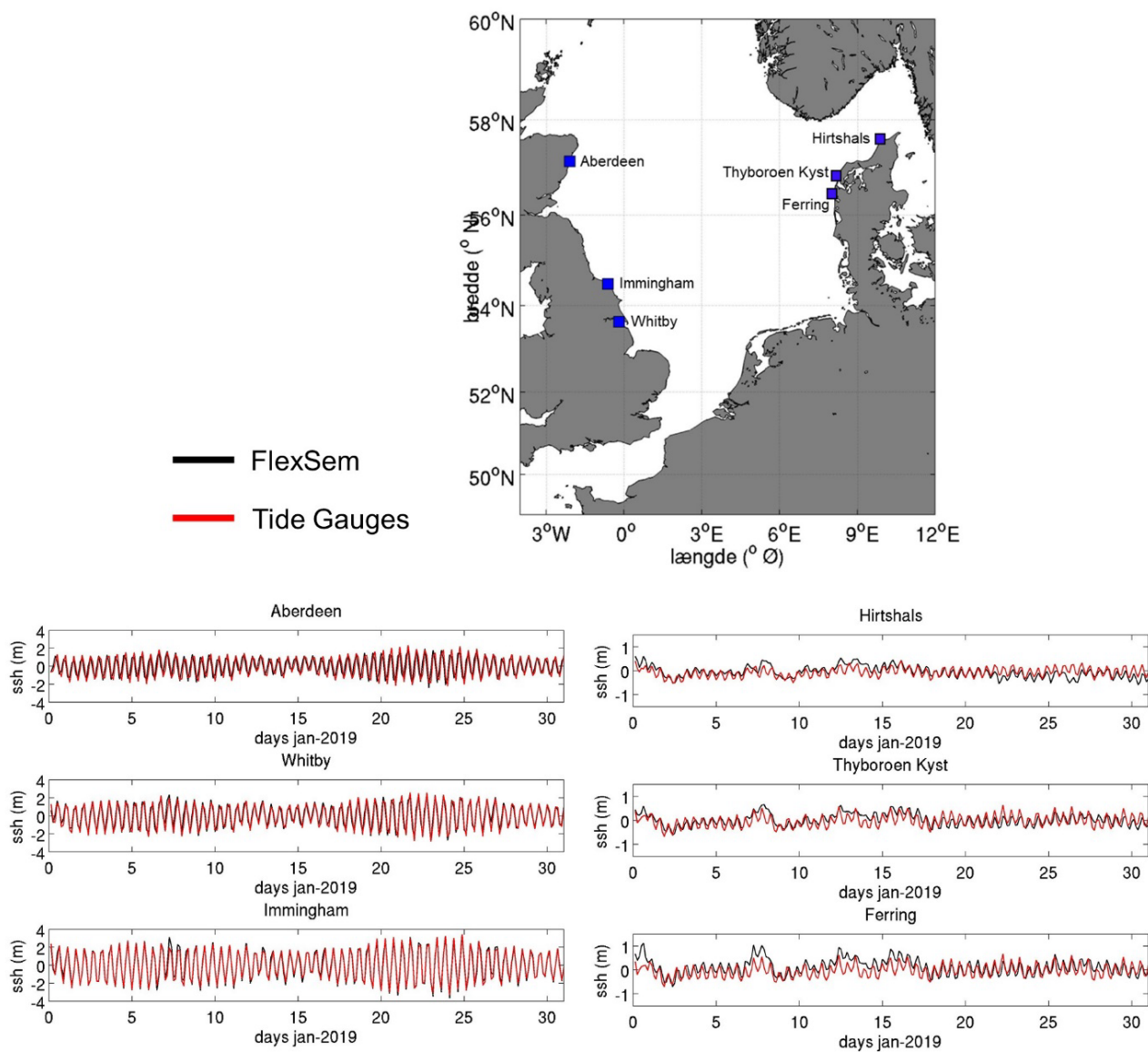
3.4 Temperatur og saltholdighed

CTD-data fra den vestlige og østlige Nordsø blev udtrukket fra ICES-databasen med det formål at dække den sæsonmæssige udvikling. Data blev sorteret efter indsamlingstidspunktet i overflade- og bundlagene i hvert område. Sæsonudviklingen for 2019 repræsenterer således forhold i hele den vestlige eller østlige Nordsø snarere end på et enkelt sted. I den vestlige Nordsø var der en god overensstemmelse mellem målte og modellerede overflade- og bundtemperaturer med $CF = 0,39$ (overflade) og $CF = 0,50$ (bundlag) (Figur 3.4). Kostfunktionsværdier for saltholdighed var noget større, men indikerer stadig meget god overensstemmelse ($CF =$ henholdsvis 0,55 og 1,01). I den danske del af Nordsøen var den modellerede temperatur og saltholdighed tilsvarende meget god med $CF < 0,52$ i både overflade- og bundlag (Figur 3.5, Tabel 3.2).

Overordnet var både temperatur- og saltholdighed samt udviklingen over tid meget godt repræsenteret i modellen (Figur 3.4 og 3.5).

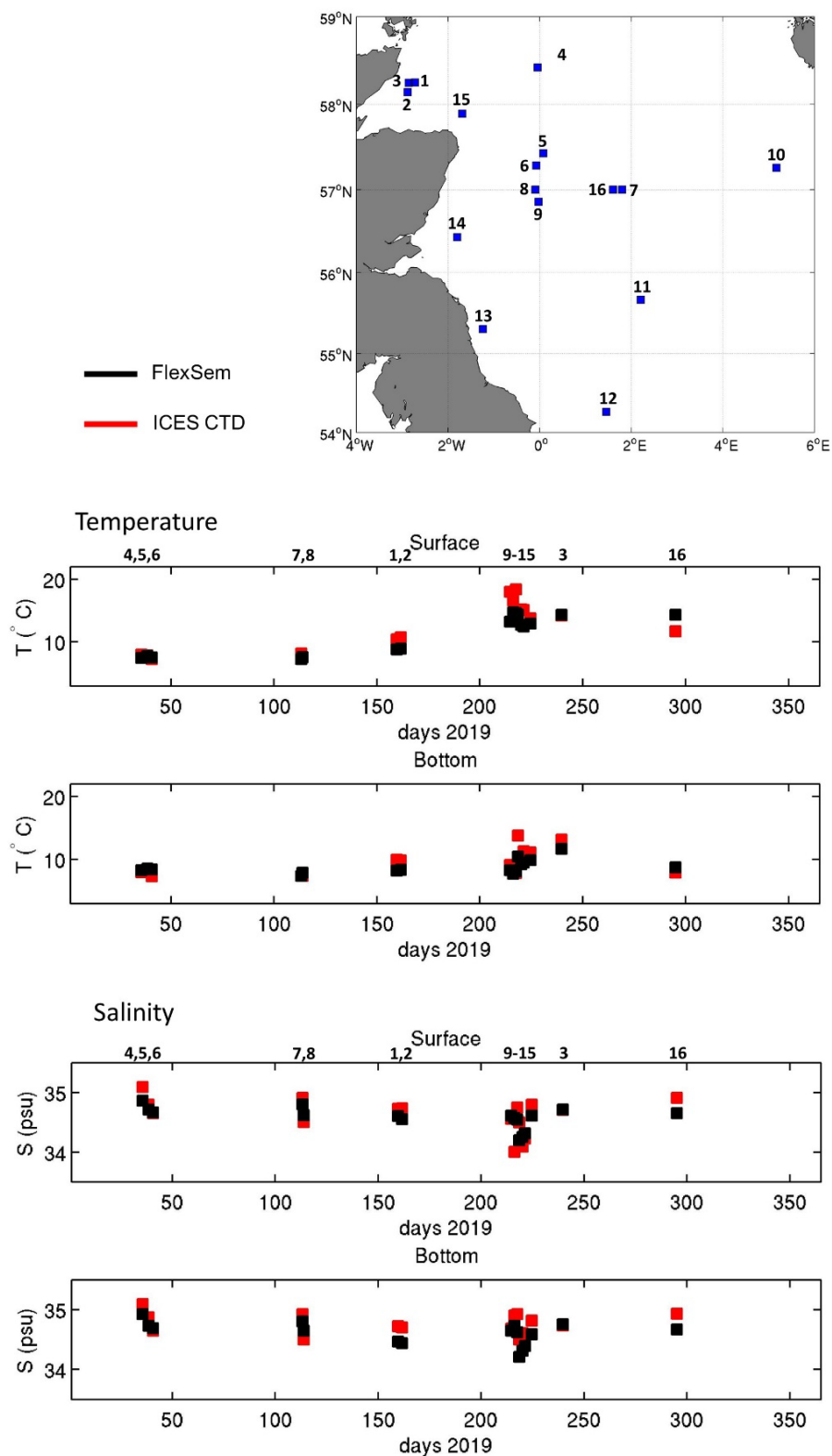
Figur 3.2. Tidsserier af normaliseret vandstand (SSH, m) på 12 forskellige stationer i Nordsøen. Daglige gennemsnit fra model (sort) sammenlignes med remote sensing data (rød).



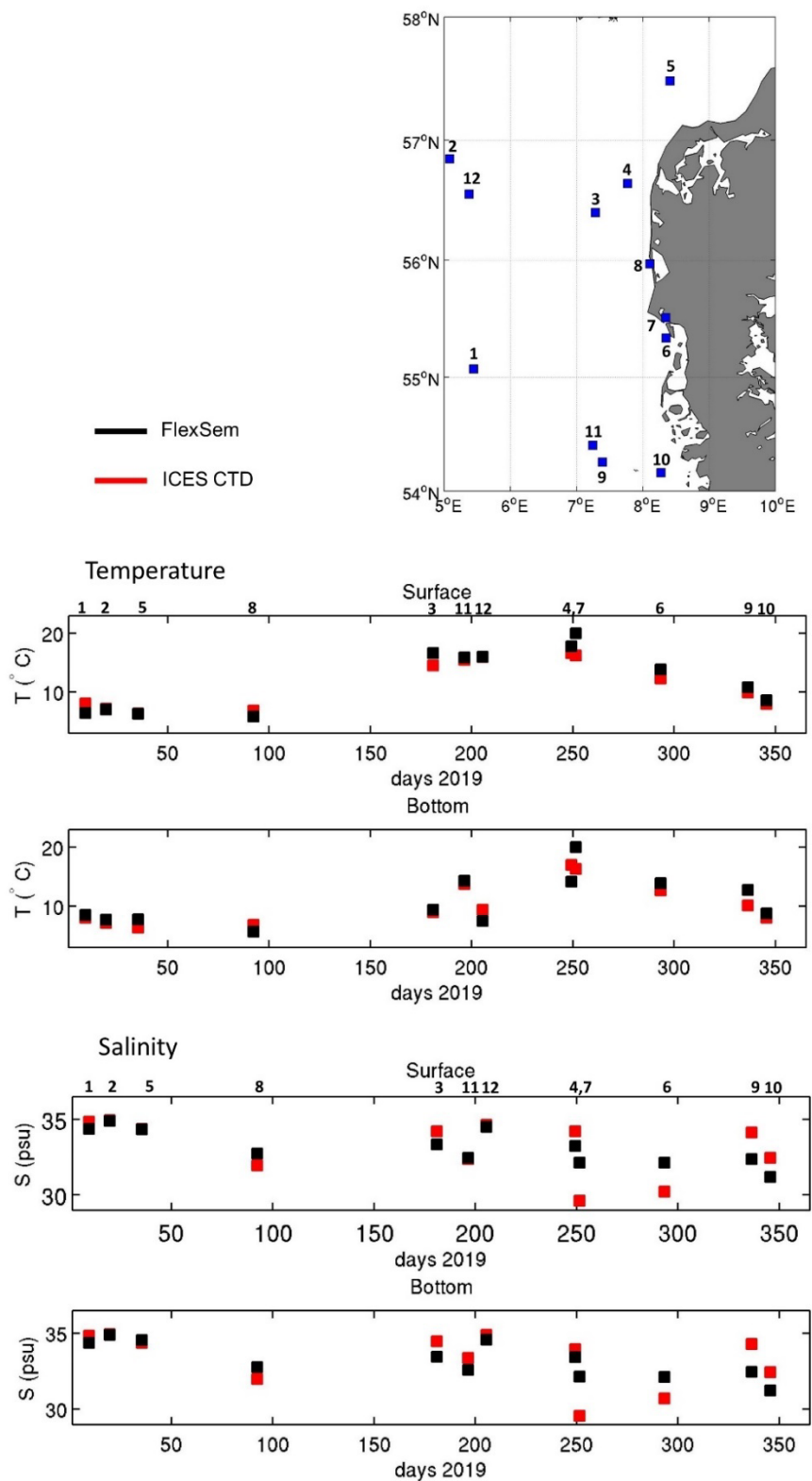


Figur 3.3. Tidsserier (3-timers interval) af vandstand (SSH, m) i januar 2019 på 6 forskellige kystnære stationer i den vestlige (UK) og østlige (DK) Nordsøen for modeldata (sort) og tilsvarende vandstandsmålere (rød).

Figur 3.4. Sammenligning af overflade- og bundtemperatur og saltholdighed ved forskellige ICES CTD-stationer i den vestlige Nordsø. Placeringer af stationsnumre er fremhævet på kortet. Alle stationer var kronologisk ordnet til at repræsentere en sæsonudvikling. Bemærk venligst, at stations-numrene vist her, ikke repræsenterer de officielle ICES stationsnumre.



Figur 3.5. Sammenligning af overflade- og bundtemperatur og saltholdighed ved forskellige ICES CTD-stationer i den østlige Nordsø. Placeringer af stationsnumre er fremhævet på kortet. Alle stationer var kronologisk ordnet til at repræsentere en sæsonudvikling. Bemærk venligst, at stationsnumrene vist her ikke repræsenterer de officielle ICES stationsnumre.



4 Spredningsmodellering

4.1 Agent-baseret model

Den hydrodynamiske model i FlexSem blev koblet sammen med en agent-baseret model (ABM). De enkleste ABM'er består af partikler frigivet på et givet sted og tidspunkt i modeldomænet som efterfølgende spredes passivt med havstrømmene i den hydrodynamiske model. Her repræsenterer hver diskret partikel et eller flere individer. Modellen er tidligere blevet anvendt til at undersøge spredningen og konnektivitet af muslinger og ålegræs i danske fjorde og kystnære farvande (Pastor m.fl. 2021, 2022). Modellen kan estimere sandsynligheden for kolonisering af NIS, men ikke intensiteten af kolonisering på grund af mangel på kvantitative data. Den potentielle relative rumlige tæthedsfordeling og spredningsveje af NIS kan dog estimeres ud fra modellen.

4.2 Frigivelse af NIS-partikler i modellen

Nordsøen er karakteriseret af strømme der følger kysten rundt mod uret. Især den nordgående strøm fra den Engelske Kanal og op langs Jyllands kyst er relativt stærk (Turrell, 1992). Vi har derfor defineret tre transekter hvor NIS-partikler frigives i modellen, som ligger opstrøms i forhold til de planlagte danske vindmølleparker (Figur 1.3). Det antages at NIS allerede er spredt til disse transekter ved en tidligere spredningshændelse, som ikke er medtaget i modellen.

Transekt nummer 1 er placeret i en linje ud fra Skotlands kyst og går igennem vindmølleparker, der er på planlagte og godkendte stadier (Figur 1.3). Placeringen skyldes, at vi på nuværende tidspunkt ved, at der går en havstrøm fra Skotland mod Danmark, men vi kender ikke tidsskalaen for passiv transport af arter herfra mod Danske farvande.

Transekt nummer 2 går gennem vindmølleparkerne på Dogger Banke. Disse er i konstruktions- og planlægningsfasen (Figur 1.3). Dogger Banke ligger i den centrale Nordsø mellem England og Danmark, og udgør dermed en mulig trædesten for transport af NIS mod Danmark.

Transekt nummer 3 er placeret, så den går gennem to planlagte Hollandske vindmølleparker i den nordlige ende af den Engelske Kanal (Figur 1.3). Hypotesen er, at den stærke nordgående strøm der karakteriserer dette område (Turrell, 1992) vil føre NIS op mod de danske vindmølleparker.

Partiklerne frigives en gang i døgnet ved midnat fra den første januar til 30. juni 2021. Partiklernes baner dækker dermed forskellige tidevandsfaser samt årstider. Da hvert transekt består af 20 punkter, hvorfra partiklerne frigives i 181 dage, består hver simulering af 3620 partikler. Partiklerne i modellen blev indsat i overfladen med de største strømhastigheder. Efter seks måneder har 3.4 % af partiklerne frigivet i den Engelske Kanal forladt modeldomænet gennem den nordlige grænse i den Norske Kyststrøm.

4.3 Pelagisk opholdstid som biologisk egenskab i modellen

I FlexSem ABM-modellen er det muligt at tildele partiklerne forskellige biologiske egenskaber, f.eks. pelagiske opholdstider afhængig af arten (f.eks. 1 måned), gydeperiode, og evt. vertikal/horisontal bevægelse. Her har vi valgt at variere opholdstiden i vandet, da det giver et første billede af forskellige arters spredningspotentialer.

Blandt tidligere, og potentielt fremtidige, NIS er der stor variation i den pelagiske opholdstid. Hansen m.fl. (2021b) fandt, at den pelagiske opholdstid for etablerede NIS i danske farvande varierede mellem 1 dag (f.eks. søpungen *Molgula manhattensis*) og cirka 3 måneder (børsteormen *Marenzelleria neglecta*). Samme variation gør sig gældende for arterne i artslisten i vores studie og de udvalgte arter fra kapitel 2 (se tabel 4.1). Der er begrænset med viden om de præcise opholdstider og de sekundære spredningsmekanismer kan være forskellige for samme art. Opholdstiden i vandet kan f.eks. forlænges betydeligt, hvis NIS kan fasthæfte sig til makroalgeblade eller lignende objekter, som flyder med havstrømmen. Opholdstiden for brunalger varierer f.eks. fra 0,5 til 6,5 måneder (Vandendriessche et al., 2007). Dermed kan NIS spredes over længere afstande end forventet ud fra deres livscyklus.

For at give et indblik i de udvalgte arters spredningspotentialer har vi i dette studie lavet simulationer, hvor den pelagiske opholdstid varierer fra 1 til 6 måneder. Dette gør det muligt at relatere enkelte arters pelagiske opholdstid til den relevante modelsimulering, og at forstå arternes spredningspotentialer fra de definerede start-transektter. Samtidig giver de længere simuleringer en forståelse for arternes potentielle spredningsveje efterhånden som nedstrøms vindmølleparker bliver koloniseret, og en forståelse for hvilke vindmølleparker der særligt udgør en risiko som trædesten for spredning.

Tabel 4.1. Oversigt over udvalgte arter og deres opholdstid i vandet.

Art	Gruppe	Opholdstid i vandet
Fenestrulina delicia	Mosdyr	Relativt kort pelagisk opholdstid på under 1 måned, men kan kolonisere flydende makroalgeblade der spredes med strømmen over længere tid (0,5 – 6,5 måneder).
Rapana venosa	Konksnegl	Larven har en pelagisk opholdstid på 80 dage (2 - 3 måneder)
Didemnum vexillum	Søpung	Larven har en pelagisk opholdstid på 1 dag, men fragmenter af kolonien kan være i suspension i op til 3 uger, hvorefter de kan fasthæfte sig til noget hårdt substrat og vokse videre.
Dasysiphonia japonica	Rødalge	Makroalgen spredes vegetativt. Men fragmenter af sidegrene kan transporteres med strømmen og derefter hæfte sig på nye substrater.

4.4 Modellerede spredningsveje i Nordsøen

De modellerede spredningsveje illustreres ved hjælp af densitetsplots der viser densiteten af partiklernes baner efter 1, 3 og 6 måneder. Dette gøres ved at lave et beregningsnet med en opløsning på 1x1 kilometer, og derefter beregne hvor mange partikler der bevæger sig igennem det enkelte punkt i løbet af simuleringen. Densitetsplottene viser dermed hvilke områder, NIS-partiklerne flyder igennem i løbet af simuleringen, og de viser om strømmen samler partiklerne i bestemte områder eller spreder dem ud.

Den stærke nordgående strøm i den Engelske kanal spreder partiklerne hurtigt og konsistent mod nord, med den hurtigste spredning i den østlige side af partiklernes bane (Figur 4.1a, b og c). Efter en måned går de østlige NIS-partiklers bane gennem den første vindmøllepark nord for startpositionerne

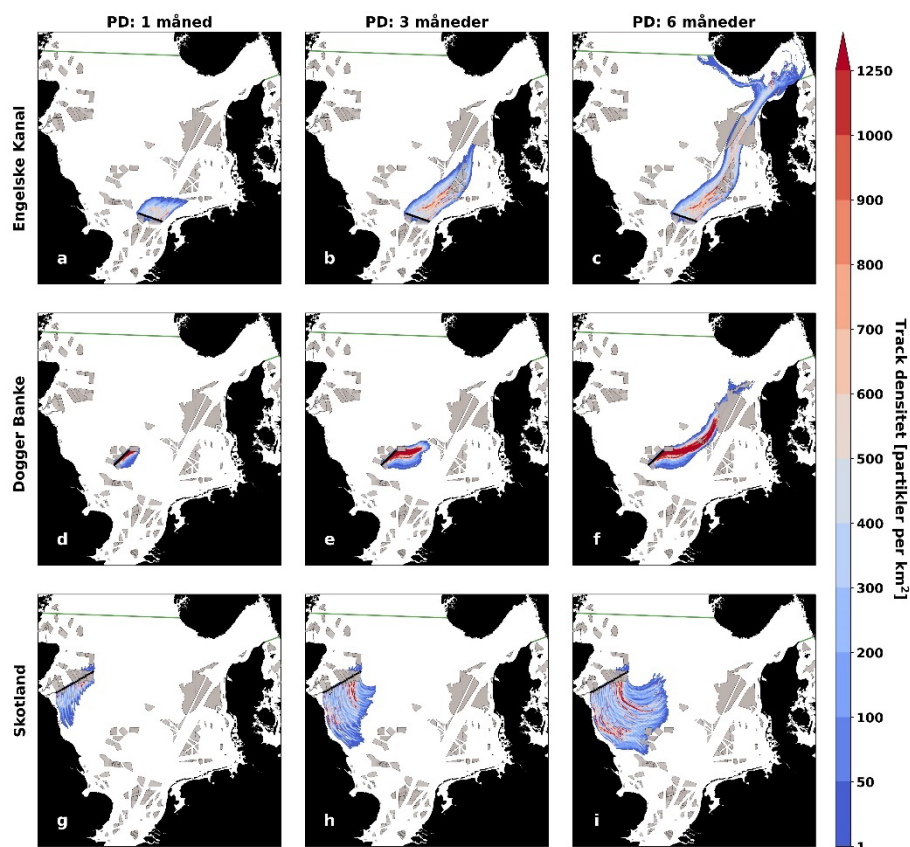
(Figur 4.1a), efter tre måneder har partiklerne samlet sig i et smallere bånd der løber igennem en gruppe af tyske vindmølleparker (Figur 4.1b), og efter seks måneder er partiklerne passeret gennem de danske vindmølleparker og er fortsat ud i Skagerrak og de danske Natura2000 områder der ligger her. Endvidere når de op langs Norges vestkyst (Figur 4.1c). Disse simuleringer viser tydeligt, at den nordgående strøm går igennem de planlagte vindmølleparker i Nordsøen, både i tyske og danske farvande. Samtidig viser de, at den pelagiske opholdstid skal være mindst en måned for at NIS fra vindmølleparkerne i den Engelske Kanal kan nå op til de tyske og danske parker.

For Dogger Banke er spredningspotentiallet mindre og først ved en pelagisk fase på mere end tre måneder vil NIS kunne spredes til de tyske vindmølleparker, der ligger nedstrøms fra Dogger Banke (Figur 4.1d og e). Strømmen fra Dogger Banke afbøjes nordpå i området hvor de tyske og danske vindmølleparker er placeret, og NIS-partiklerne transporteres derfor gennem den vestlige danske vindmøllepark efter seks måneders ophold i vandet (Figur 4.1f). Disse simuleringer viser, at NIS fra Dogger Banke transporteres mod de danske vindmølleparker, men at der kræves en relativt lang opholdstid for at de nås. Simuleringerne viser også, at der er risiko for at NIS der etableres på vindmølleparkerne i den centrale Nordsø vil transporteres videre mod de danske vindmølleparker (Figur 4.1f).

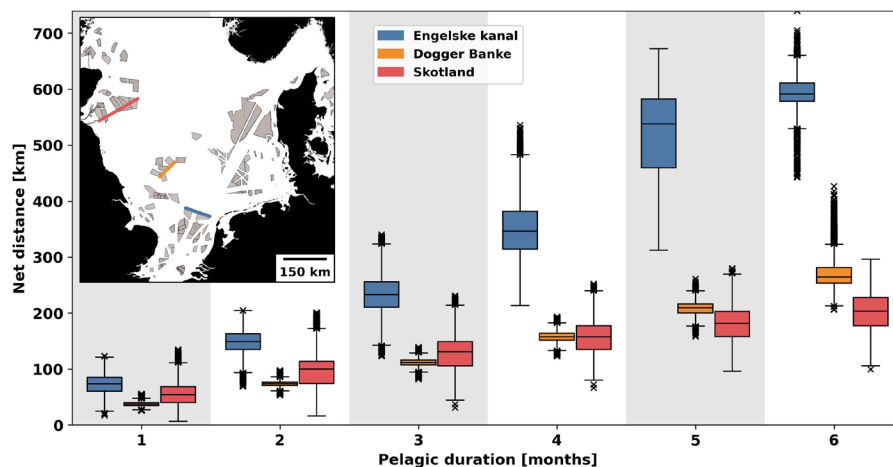
Havvindmølleparkerne i Skotland ligger mere isoleret end de andre parker. NIS spredes mod sydøst og vil kunne nå havvindmølleparkerne på Dogger Banke efter 6 måneder, hvorfra de har mulighed for at sprede sig videre op til Skagerrak (Figur 4g-i). På trods af at strømmen går mod Danmark, er spredningspotentiallet lille, da afstanden til de nærmeste vindmølleparker på Dogger Banke er stor.

Afstanden en NIS kan tilbagelægge under en given pelagisk periode har således stor betydning for spredningspotentiallet. Spredningspotentiallet er klart størst for den Engelske Kanal, hvor den tilbagelagte afstand er helt op til 600 km på 6 måneder (Figur 4.2). Til sammenligning var transportafstanden mindre end 300 km for de to andre lokaliteter.

Figur 4.1. Scenarieresultater med NIS, hvor partikler frigives fra tre transekter i havvindmølleparker og har en pelagisk opholdstid (PD) på hhv. 1 mdr., 3 mdr. og 6 mdr. Partiklernes densitet (antal per km²) viser de potentielle spredningsveje for NIS og deres rækkevidde.



Figur 4.2. Den modelberegne tilbagelagte afstand ved en pelagisk opholdstid på 1 til 6 mdr. for de tre udvalgte lokaliteter.



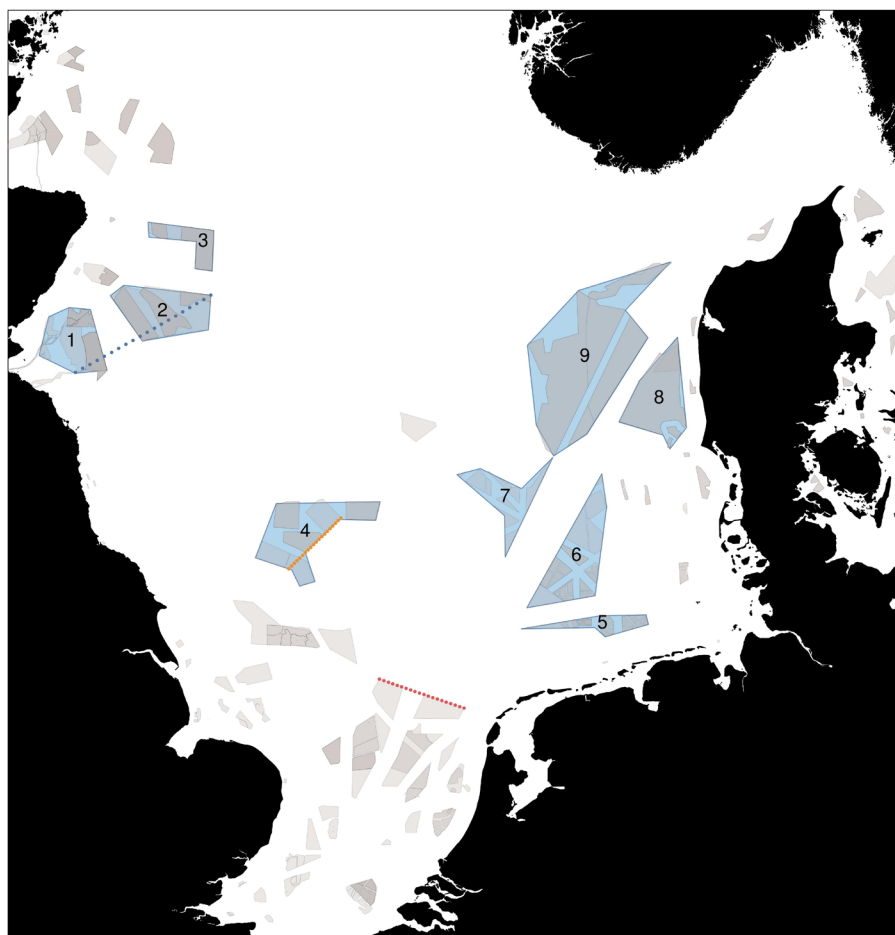
4.5 Konnektivitet mellem havvindsområder

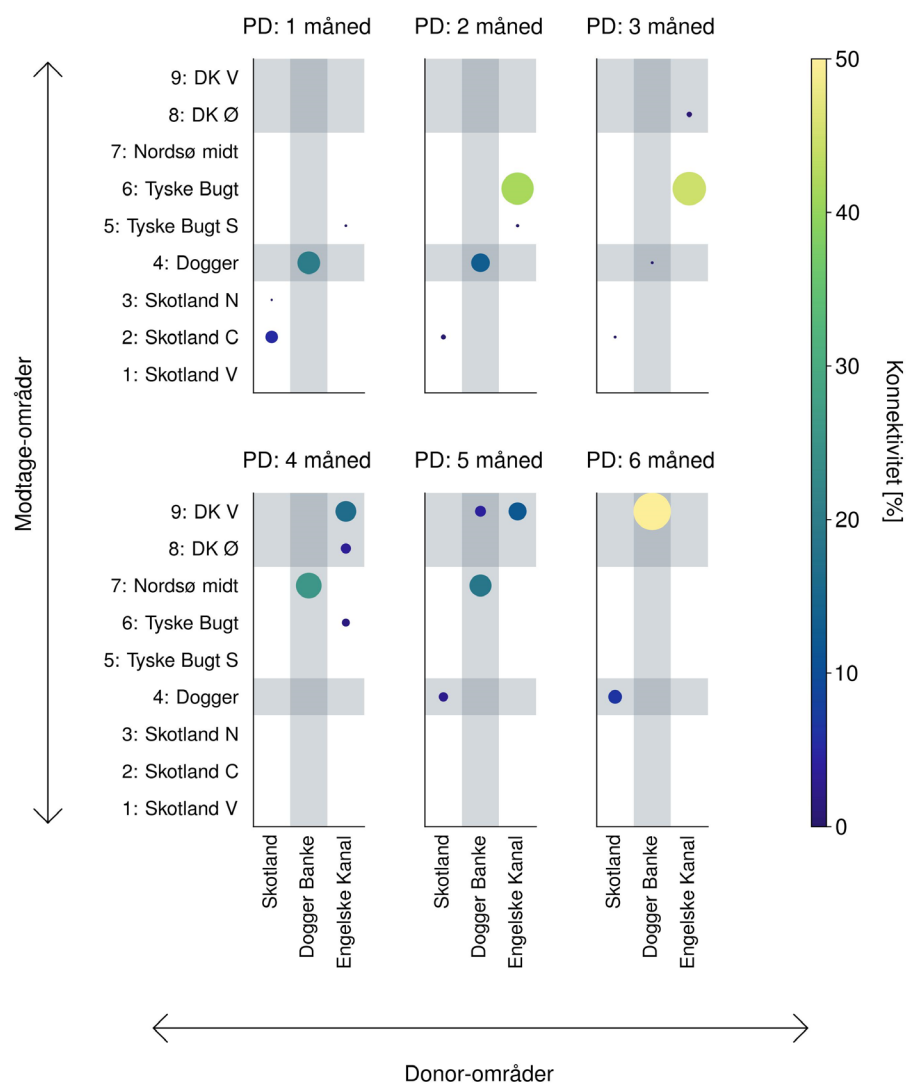
For at kvantificere andelen af partikler der når forskellige vindmølleparker, har vi delt parkerne op i ni sammenhængende områder (Figur 4.3). Område 1 til 3 ligger ud for den skotske kyst, område 4 dækker parkerne på Dogger Banke, område 5, 6 og 7 dækker de store og hovedsageligt tyske vindmølleparker i den centrale Nordsø og Tyske Bugt, og område 8 og 9 dækker de to store danske vindmølleparker i den østlige Nordsø. De resterende vindmølleparker er ikke en del af analysen, da ingen eller ganske få partikler ender i disse parker. I konnektivitetsmatricen finder man de tre donortransekter for partiklerne på x-aksen, mens de ni modtageområder beskrevet ovenfor findes på y-aksen (Figur 4.3). Størrelsen og farven på cirklerne i plottet viser, hvor stor en procentdel af de frigivne artikler fra hver transekt på x-aksen der ender i de enkelte områder på y-aksen. Disse matricer er plottet for partiklernes position for 1, 2, 3, 4, 5 og

6 måneder efter frigivelse i vandet. Konnektivitetsmatricerne viser sammenhængen mellem de specifikke udvalgte donor- og modtageområder, og giver ikke et billede af den generelle konnektivitet i Nordsøen.

Konnektivitetsmatricen for donortransektet i Skotland viser, at partiklerne bliver i lokalområdet (område 1, 2 og 3), og kun ved en opholdstid på 5-6 måneder når de videre til Dogger Banke (Figur 4.3). For donortransektet ved Dogger Banke forbliver partiklerne ligeledes i lokalområdet (område 4) ved korte opholdstider, mens de efter 4-5 måneder spredes til "Nordsø midt" (område 7) og efter 5-6 måneder til DK V (område 9). Konnektiviteten for donortransektet ved den Engelske Kanal viser en lille andel, som ankommer til den sydlige Tyske Bugt (område 5) efter 1-2 måneder, mens en meget stor del rammer selve Tyske Bugt (område 6) efter 2-3 måneder. Til sidst er der en stor andel af partikler, som rammer DK V (område 9) efter 4-5 måneder. Overordnet set viste modellen den største konnektivitet mellem Dogger Banke og DK V efter 6 måneder og mellem den Engelske Kanal og Tyske bugt området efter 2-3 måneder.

Figur 4.3. Konnektivitet mellem havvindmøllerparker. Den nederste række i matricen angiver de tre udvalgte donorområder, som spreder NIS til andre områder i modellen. Den lodrette akse angiver de ni modtagerområder for NIS og de farvede cirkler viser den procentvise modtagne andel af NIS.





5 Diskussion og konklusion

5.1 Den anvendte metode

Den planlagte storskala udbygning af havvindmølleparker vil formodentligt påvirke økosystemet og det marine liv i Nordsøen på flere måder (Degraer m.fl. 2020, ter Hofstede m.fl. 2022, Daewel m.fl. 2022). Vi testede hypotesen om, at de nye vindmølleparker vil kunne fungere som trædesten for NIS og dermed accelerere spredningen af NIS i en nordlig retning ind i de danske beskyttede Natura 2000 områder.

Ved hjælp af 3D hydrodynamisk - agent-baseret modellering undersøgte vi denne hypotese ved at beregne spredningspotentialet af NIS og konnektiviteten mellem en række eksisterende og planlagte havvindmølleparker i Nordsøen. For at kunne lave en robust og realistisk analyse af spredningspotentialet, er det vigtigt at den hydrodynamiske model kan genskabe de kendte strømforhold samt lagdelings- og opblandingsmønstre. Den anvendte hydrodynamiske model viste en god til meget god overensstemmelse med vandstandsdatabaser (Tabel 3.2), som er en indikator for at vandtransporten er korrekt. Desuden viste målinger og modeldata af overflade- og bundtemperatur og saltholdighed ligeledes en meget god overensstemmelse.

I spredningsmodellen blev der kun brugt én biologisk egenskab, nemlig forskellige opholdstider i vandet. Spredningen i opholdstiderne, fra 1 til 6 måneder i studiet, gør at resultaterne kan repræsentere en række arter med pelagiske opholdstid af op til 6 måneder. Andre biologiske egenskaber kunne være gydetidspunkt, bevægelse i vandsøjlen (adfærd) f.eks. i forhold til fødeforhold, udsynkning eller prædation af larver, som ligeledes kan påvirke spredningsmønstret. Et nyt studie viser, at modeller der ikke inkluderer vertikal bevægelse muligvis overestimerer hvor langt larver kan transporteres (James m.fl., 2023). Men eftersom vi ikke på nuværende tidspunkt har en ret stor forståelse for forskellige arters adfærd og prædation, er et simpelt studie som det nuværende et godt udgangspunkt for at forstå den basale mulighed for transport. Næste skridt vil så være at se på, hvordan flere biologiske egenskaber påvirker transporten.

5.2 Risiko for spredning af NIS i Nordsøen

Modelresultaterne viste, at der er en potentiel risiko for spredning af NIS via havvindmølleparker ved en såkaldt trædestenseffekt. Især transport sydfra udgør en risiko for nye arters introduktion til områderne hvor nye vindmølleparker er planlagt vest for Danmark (Figur 4.3, område 5-9). Strømmen i dette område kan transportere partikler nordpå med cirka 75 km per måned (Figur 4.2), og fra parkerne i Holland vil arter med en pelagisk opholdstid på over en måned have mulighed for at etablere sig i område 5 (Figur 4.3). Tætheden mellem vindmølleparkerne vest for Danmark (område 5-9, Figur 4.3) betyder, at så snart en art er etableret i den sydlige del vil den relativt nemt kunne transporteres nordpå imellem vindmølleparkerne (Figur 4.1c og f). Dette område udgør dermed en mulig ny og vigtig trædesten for NIS. Endvidere viser simulationerne, at arter der etablerer sig i havvindmølleparkerne vest for Danmark (område 5-9), med stor sandsynlighed vil spredes videre nordpå til de danske Natura 2000 områder i Skagerrak (Figur 4.1c og Figur 1.2).

Fra vindmølleparkerne øst for Skotland er distancen til de parker der ligger nedstrøms ved Dogger Banke (område 4, Figur 4.3) så stor, at der går fem måneder før partiklerne bliver transporteret passivt derhen (Figur 4.3). En medvirkende årsag til den lange transporttid er, at strømhastigheden her er mindre end i den Engelske Kanal (Figur 4.2). Risikoen for transport mellem de Skotske vindparker og Dogger Banke er dermed relativt lille. Modellen viser dog at strømmen er hurtigere tæt ved kysten (Figur 4.1g og h), hvilket indikerer at arter fra den Engelske kyst muligvis kan transporteres ud til vindparkerne ved Dogger Banke. Dette er dog ikke en del af dette studie.

Vindmølleparkerne på Dogger Banke er under konstruktion på nuværende tidspunkt (Figur 1.3), og eftersom de er placeret midt i Nordsøen i et område der tidligere ikke har haft substrat hvor NIS kan etableres, udgør de muligvis en ny trædesten for NIS. Hvis nye arter først er etablerede i vindparkerne på Dogger Banke vil området virke som en trædesten for NIS, for arter der har pelagisk opholdstid på mere end 3 måneder (Figur 4.2 og 4.3).

Den pelagiske opholdstid var således meget vigtig for spredningen og konnektiviteten af NIS populationer. For arter med en pelagisk opholdstid på mindre end 1-2 måneder sker der mest en lille lokal spredning med havstrømme (Figur 4.2).

Hvis vi ser nærmere på de enkelte NIS, er mosdyret *F. delicia* på nuværende tidspunkt observeret på gasplatforme i den Hollandske del af Nordsøen (Beukhof m.fl., 2016). Mosdyret har en relativ kort pelagisk opholdstid på under en måned, men kan kolonisere makroalger der spredes med strømmen (De Blauwe m.fl., 2014), og derved transporteres mod danske vindmølleparker over større afstande end opholdstiden indikerer. Spredningsmekanismer er meget komplekse, idet de omfatter bl.a. flydeevne samt miljøfaktorer som temperatur, græsning og strømforhold (Vandendriessche et al., 2007). Mosdyret vil for eksempel kunne spredes over længere distancer, hvis de sætter sig på makroalger med positiv opdrift, såsom sargassotang. Brune makroalger kan flyde fra 0,5 til 6,5 måneder afhængig af miljøforholdene (Vandendriessche et al., 2007). Det er derfor svært at sige konkret hvor langt mosdyret kan spredes, men potentielt vil det kunne spredes over lange afstande, og dermed også mellem vindmølleparkerne i Nordsøen.

Den asiatiske konksnegl, *R. venosa*, blev først observeret i den sydlige del af Nordsøen i 2005 (Kerckhof m.fl., 2005). Den observerede pelagiske opholdstid er oftest på under en måned, men det varierer meget, og op til 80 dage (Zenetos m.fl., 2003). Dermed er det muligt, at konksneglen kan transporteres direkte fra den sydlige Nordsø og op mod de planlagte vindmølleparker, og også fra Dogger Banke over mod Jyllands vestkyst.

Søpungen *D. vexillum* blev observeret i Holland i 1990'erne (Lambert m.fl., 2009). Den pelagiske opholdstid for larverne er ca. 1 dag med en lille observeret spredning på ca. 250 til 1000 m. Fragmenter af kolonien kan dog være i suspension i op til 3 uger, hvorefter de kan fasthæfte til hårdt substrat og vokse videre (Nemesis). Spredningen med havstrømme vil derfor være begrænset iflg. modelresultater, hvor en effektiv spredning mellem havvindmølleparker kræver en opholdstid på mere end 1 måned.

Rødalgen *Dasyosiphonia japonica* har siden den første observation i den engelske kanal i 1984 spredt sig langs store dele af den vesteuropæiske kystlinje ([AquaNIS](#)), og er i dag veletableret i Vadehavet, Limfjorden og på de fleste af vores stenrev i de indre danske farvande. Arten har således været effektiv til at blive spredt over store afstande med efterfølgende etablering på trods af, at denne alge spredes vegetativt. Dette sker formodentlig ved fragmentering af små sidegrene som transporteres med strømmen og derefter hæfter sig på nye substrater ved udvikling af nye rhizoider (Husa & Sjøtun 2006). Det må derfor forventes at etablering af hårde substrater i form af havvindmølleparker, vil bidrage yderligere til artens videre spredning i et endnu større havområde op langs den Jyske vestkyst.

5.3 Fremtidig anvendelse og udvikling

Fremtidige monitoringsprogrammer i havvindmølleparker kan bruge sådanne modelresultater af spredningspotentialet til at fastlægge de mest hensigtsmæssige stationer for en tidligere detektering af nye arter. Desuden kan denne viden bruges til at planlægge afbødningsforanstaltninger. Det kan f.eks. være hensigtsmæssigt at lægge havvindmølleparkerne i større, færre områder med en vis afstand (f.eks. >150 km), som vil dæmpe spredningspotentialet for arter med en kortere opholdstid på 1-2 måneder (Figur 4.2). En potentiel spredning af NIS ind i et nyt område afgør dog ikke alene, om en given NIS vil kunne etablere sig.

En række andre faktorer (populationsstørrelse af NIS, habitattype, miljøforhold, prædationstryk, reproduktion) vil ligeledes være vigtige at medtage for at kunne sige noget om koloniserings- og overlevelsespotentialet (Figur 1.1). Spredningspotentialet blev kun sammenholdt med de planlagte havvindsområder, men andre offshore kunstige strukturer, havne og naturligt hårdt substrat kunne også blive inkluderet i en mere detaljeret analyse.

I Velux projektet WindNIS, der er en fortsættelse af dette studie, uddybes den beskrevne modellering med flere biologiske egenskaber af NIS og spredningsbarrierer (egnet substrat, habitat, miljø) og for flere år. Hvis NIS tilknyttet hårdt substrat ender i et område med blødt substrat i modelleringsøvelsen, vil de ikke være i stand til at overleve. Kun hvis de når hårdt substrat (f.eks. i vindparken eller stenrevet) under den pelagiske fase, kan de slå sig ned og potentielt vokse op til reproduktionsstørrelse, hvis miljøforholdene tillader det. Den potentielle (negative) påvirkning af NIS vil blive belyst ved hjælp af et biologisk forureningsindeks. Det nye i Velux projektet er, at vi kombinerer gængse monitoringsmetoder med eDNA, rumlige modelleringsværktøjer og et havbiologisk forureningsindeks for bedre at kunne vurdere de potentielle risici for biologisk forurening af danske rev, forårsaget af den storstilede udvikling af havvind i hele Nordsøregionen.

6 Referencer

- Andersen, N.R., Stæhr, P.A.U., Andersen, K.R., Buur, H., Jakobsen, H.H., Winding, A. & Sapkota, R. (2023). Havneovervågning af ikke-hjemmehørende arter 2021 - Havstrategiens deskriptor 2. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 534
- Adams TP, Miller RG, Aleynik D, Burrows MT (2014). Offshore marine renewable energy devices as stepping stones across biogeographical boundaries. *J Appl Ecol* 51:330-338
- Beukhof, E. D., Coolen, J. W., van der Weide, B. E., Cuperus, J., de Blauwe, H., & Lust, J. (2016). Records of five bryozoan species from offshore gas platforms rare for the Dutch North Sea. *Marine Biodiversity Records*, 9, 1-9
- Crocker R, Maksymczuk J, Mittermaier M, Tonani M, Pequignet C (2020). An approach to the verification of high-resolution ocean models using spatial methods. *Ocean Sci* 16:831-845
- Dahl K, Hansen J, Helmig S; Nielsen R; Larsen HS. (2001) Naturkvalitet på stenrev, hvilke indikatorer kan vi bruge? Danmarks Miljøundersøgelser 130s. - Faglig rapport fra DMU nr. 352
- Dahl K, Stenberg C, Lundsteen S, Støttrup J, Dolmer P, & Tendal OS. (2009). Ecology of Læsø Trindel - A reef impacted by extraction of boulders. National Environmental Research Institute, Aarhus University. 48 pp. - NERI Technical Report No. 757. <http://www.dmu.dk/Pub/FR757.pdf>
- Dannheim J, Beermann J, Lacroix G, De Mesel I, Kerckhof F, Schön I, Degraer S, Birchenough S, Garcia CM, Coolen JWP, Lindeboom H (2018). Understanding the influence of man-made structures on the ecosystem functions of the North Sea (UNDINE). In: Alfred Wegener Institute (Germany) Usr (ed)
- Daewel, U., et al., (2022) Offshore wind farms are projected to impact primary production and bottom water deoxygenation in the North Sea. *Communications Earth & Environment*. 3(1): p. 292.
- De Blauwe H. (2008). *Fenestrulina delicia* Winston, Hayward & Craig 2000, een nieuw mosdiertje (Cheilostomata, Bryozoa) in Europa. *De Strandvlo* 28, 154-157.
- De Blauwe, H., Kind, B., Kuhlenkamp, R., Cuperus, J., Van der Weide, B., & Kerckhof, F. (2014). Recent observations of the introduced *Fenestrulina delicia* Winston, Hayward & Craig, 2000 (Bryozoa) in western Europe. *Studi Trentini di Scienze Naturali* 94, 45-51
- De Mesel I, Kerckhof F, Norro A, Rumes B, Degraer S (2015). Succession and seasonal dynamics of the epifauna community on offshore wind farm foundations and their role as steppingstones for non-indigenous species. *Hydrobiologia* 756:37-50

- Degraer S, Carey DA, Coolen JWP, Hutchison ZL, Kerckhof F, Rumes B, Vanaverbeke J (2020). Offshore wind farm artificial reefs affect ecosystem structure and functioning. A Synthesis. *Oceanography* 33:48-57
- Dinesen GE, Bendtsen J, Canal-Verges P, Hansen JLS, Holmer M, Kaiser B, Lisbjerg D, MacKenzie BR, Markager S, Nissen T, Petersen IK, Petersen JK, Richardson K, Roth E, Støttrup JG, Stæhr PA, Svendsen JC, Sørensen TK, Wisz MS (2021). Genopretning af marin biodiversitet og bæredygtig anvendelse af havets resurser. Det danske IPBES-samarbejde. Grafisk Værksted, Silkeborg.
- Donelan SC, Miller AW, Muirhead JR, Ruiz GM (2022). Marine species introduction via reproduction and its response to ship transit routes. *Front Ecol Environ* 20:581-588
- Frohn LM, Ketzel M, Christensen JH, Brandt J, Im U, Massling A, Andersen C, Plejdrup MS, Nielsen O-K, Gon HDvd, Manders-Groot A, Raaschou-Nielsen O (2021). Modelling ultrafine particle number concentrations at address resolution in Denmark from 1979-2018 – Part 1: Regional and urban scale modelling and evaluation. *Atmos Environ* 264:118631
- Hansen FT, Gabellini A, Edelvang K (2021a). Connectivity of artificial structures in the North Sea—literature review and recommendations for future studies. DTU Aqua.
- Hansen FT, Gabellini AP, Lindegren M, Munk P, Christensen A, Edelvang K (2021b). Dispersal corridors for marine non-indigenous species in Danish waters—analysing modelled settling areas and observed occurrences. DTU Aqua.
- Husa V, Sjøtun K (2006) Vegetative reproduction in “*Heterosiphonia japonica*” (Dasyaceae, Ceramiales, Rhodophyta), an introduced red alga on European coasts, *Botanica Marina* 49: 191-199
- ICG-EMO (2021). European Daily riverine flow and nutrient database. doi: 10.25850/nioz/7b.b.vc
- Jensen, Kathe R. (2010). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Caprella mutica* – From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters – NOBANIS www.nobanis.org
- Kerckhof, F., Vink, R. J., Nieweg, D. C., & Post, J. N. (2006). The veined whelk *Rapana venosa* has reached the North Sea. *Aquatic Invasions*, 1(1), 35-37.
- Lambert G (2007). Invasive sea squirts: A growing global problem. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 342:3-4.
- Lambert, G. (2009). Adventures of a sea squirt sleuth: unraveling the identity of *Didemnum vexillum*, a global ascidian invader. *Aquatic Invasions*, 4(1), 5-28.
- Larsen J, Maar M, Mohn C, Pastor A (2020). A versatile marine modelling tool applied to arctic, temperate and tropical waters. *PLOS ONE* 15:e0231193
- Lenhart H-J, Mills DK, Baretta-Bekker H, van Leeuwen SM, van der Molen J, Baretta JW, et al. (2010). Predicting the consequences of nutrient reduction on the eutrophication status of the North Sea. *J. Mar. Syst.* 81, 148–170. doi: 10.1016/j.jmarsys.2009.12.014

Li C, Coolen JWP, Scherer L, Mogollón JM, Braeckman U, Vanaverbeke J, Tucker A, Steubing B (2023). Offshore Wind Energy and Marine Biodiversity in the North Sea: Life Cycle Impact Assessment for Benthic Communities. *Environ Sci Technol* 57:6455-6464

Loxton, J., Wood, C.A., Bishop, C.A., Porter, J.S., Jones, M.S, Nall, C.R. (2017). Distribution of the invasive bryozoan *Schizoporella japonica* in Great Britain and Ireland and a review of its European distribution. *Biological Invasions* 9:2225-2235

McKenzie, C. H., Reid, V., Lambert, G., Matheson, K., Minchin, D., Pederson, J., Brown, L. *et al.* (2017). Alien species alert: *Didemnum vexillum* Kott, 2002: Invasion, impact, and control. ICES Cooperative Research Report No. 335. 33 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.2138>. Series Editor: Emory D. Anderson

Nemesis: Smithsonian Environmental Research Center's National Estuarine and Marine Exotic Species Information System. Information on marine and estuarine invertebrates and algae introduced to the United States. <https://invasions.si.edu/nemesis/>

Nielsen, Ruth & Lundsteen, Steffen (2019). Danmarks Havalger, Bind 1 Rødalger (Rhodophyta). Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab.

Pastor A, Larsen J, Simon A, Bierne N, Maar M (2021). Agent-based modeling and genetics reveal the Limfjorden as a well-connected system for mussel larvae. *Mar Ecol Prog Ser* 680:193-205

Pastor A, Ospina-Alvarez A, Larsen J, Hansen FT, Krause-Jensen D., Maar M. (2022) A network analysis of connected biophysical pathways to guide eelgrass (*Zostera marina*) restoration. *Marine Environmental Research* 179:105690

Radach G, Moll A. (2006). Review of three-dimensional ecological modelling related to the North Sea shelf system. Part II: Model validation and data needs. *Oceanog. Mar. Biol.-An Annual Review* 44, 1-60.

Ramsay-Newton, C.; Drouin, A.; Hughes, A.R.; Bracken, M.E.S. (2017). Species, community, and ecosystem-level responses following the invasion of the red alga *Dasyatisphonia japonica* to the western North Atlantic Ocean. *Biological Invasions* 19(2): 537-547.

Schourup-Kristensen V, Larsen J, Stæhr PAU, Maar M (2023). Modelled dispersal pathways of non-indigenous species in the Danish Wadden Sea. *Mar Environ Res* 191:106111

Skamarock WC, Klemp J, Dudhia J, Gill DO, Barker D, Wang W, Powers JG (2008). A Description of the Advanced Research WRF Version 3. NCAR Technical Note, NCAR/TN-475+STR

Smagorinsky J (1963). General circulation experiments with the primitive equations. *Monthly Weather Review* 91:99-164

Stæhr, P.A., Jakobsen, H.H., Hansen, J.L.S., Andersen, P., Christensen, J., Göke, C., and Thomsen, M.S. (2020). Trends in records and contribution of

non-indigenous species to marine communities in Danish waters. Potential indicators for assessing impact. *Aquatic Invasions*. 15 (2): 217–244

Stæhr, P. A. U., K. Dahl, H. Buur, C. Göke, R. Sapkota, A. Winding, M. Panova, M. Obst and P. Sundberg (2022). Environmental DNA monitoring of biodiversity hotspots in Danish marine waters. *Frontiers in Marine Science* 8(1993).

Stæhr, P.A.U., Carbonell, A., Guerin, L., Kabuta, S.H., Tidbury, H. and Viard, F. (2022). Trends in New Records of Non-Indigenous Species (NIS) Introduced by Human Activities. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic. OSPAR Commission, London.

Stæhr PAU, Andersen NR, Andersen KR, Buur, H, Jakobsen HH, Larsen J, Maar M, Sapkota R, Schourup-Kristensen V, Zimmer K, & Winding A. (2023). Identification, dispersal, and possible mitigation responses for non-indigenous species in the Danish Wadden Sea area. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 72 pp. Scientific Report No. 547. SR547.pdf (au.dk)

ter Hofstede R, Driessen FMF, Elzinga PJ, Van Koningsveld M, Schutter M (2022). Offshore wind farms contribute to epibenthic biodiversity in the North Sea. *J Sea Res* 185:102229

Tsirintanis K, Azzurro E, Crocetta F, Dimiza M, Froglija C, Gerovasileiou V, Langeneck J, Mancinelli G, Rosso A, Stern N, Triantaphyllou MV, Tsiamis K, Turon X, Verlaque M, Zenetos A, Katsanevakis S (2022). Bioinvasion impacts on biodiversity, ecosystem services, and human health in the Mediterranean Sea. Regional Euro-Asian Biological Invasions Centre

Turrell WR (1992). New hypotheses concerning the circulation of the northern North Sea and its relation to North Sea fish stock recruitment. *ICES Journal of Marine Science*, 49(1), 107-123.

van Leeuwen SM, Lenhart H-J, Prins TC, Blauw A, Desmit X, Fernand L, Friedland R, Kerimoglu O, Lacroix G, van der Linden A, Lefebvre A, van der Molen J, Plus M, Ruvalcaba Baroni I, Silva T, Stegert C, Troost TA and Vilmin L (2023). Deriving pre-eutrophic conditions from an ensemble model approach for the North-West European seas. *Front. Mar. Sci.* 10:1129951. doi: 10.3389/fmars.2023.1129951

Vandendriessche, S., Vincx, M., Degraer, S., 2007. Floating seaweed and the influences of temperature, grazing and clump size on raft longevity - A microcosm study. *J Exp Mar Biol Ecol*, 343, 64–73

Windolf J, Thodsen H, Troldborg L, Larsen SE, Bogestrand J, Ovesen NB, Kronvang B (2011). A distributed modelling system for simulation of monthly runoff and nitrogen sources, loads and sinks for ungauged catchments in Denmark. *Journal of Environmental Monitoring* 13:2645-2658

Winston J.E., Hayward P.J. & Craig S.F., 2000 - Marine bryozoans of the Northeast Coast of the United States: new and problem species. In: Herrera Cubilla A. & Jackson J.B.C. (eds), *Proceedings of the 11th International Bryozoology Association Conference*. Balboa, Republic of Panama: Smithsonian Tropical Research Institute: 412-420.

VLIZ Alien Species Consortium (2020). *Dasysiphonia japonica* – Siphoned Japan weed. Non-native species of the Belgian part of the North Sea and adjacent estuaries anno 2020. Flemish Institute for the Sea (VLIZ). 7 pp

Winston, Judith E., Hayward, Peter J. and Craig, Sean F. Marine Bryozoans of the Northeast Coast of the United States: new and problem species. Proceedings of the 11th International Bryozoology Association Conference, 2000, pp.412-420.

Zenetos, A., Gofas, S., Russo, G., & Templado, J. (2003). CIESM ATLAS of exotic species in the mediterranean: Vol. 3. Molluscs. CIESM.

Zenetos, A., & Galanidi, M. (2017). EU Non-native Species Risk Analysis – Risk Assessment for *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846). Technical note prepared by IUCN for the European Commission.

Zenetos A, Tsiamis K, Galanidi M, Carvalho N, Bartilotti C, Canning-Clode J, Castriota L, Chainho P, Comas-González R, Costa AC, Dragičević B, Dulčić J, Faasse M, Florin A-B, Gittenberger A, Jakobsen H, Jelmert A, Kerckhof F, Lehtiniemi M, Livi S, Lundgreen K, Macic V, Massé C, Mavrič B, Naddafi R, Orlando-Bonaca M, Petovic S, Png-Gonzalez L, Carbonell Quetglas A, Ribeiro RS, Cidade T, Smolders S, Stæhr PAU, Viard F, Outinen O (2022). Status and Trends in the Rate of Introduction of Marine Non-Indigenous Species in European Seas. Diversity 14:1077

Appendix

Tabel A1. Lister over fauna- og makroalgearter fundet i naboområder til og i de danske farvande.

Taksonomisk gruppe	Art	Første gang registreret i Nord-Øst Atlanten (Zenetos m.fl. 2022).	Ikke hjemmehørende arter DK-OSPAR området (Nordsøen + Kattegat)	Nye fund OSPAR-region II 2003-2020. D= Danmark, F=Frankrig, B= Belgien, S= Sverige, T= Tyskland, U= UK, N=Norge, H= Holland	Seneste fund DK NIS projekter 2021-2022
Pycnogonida	<i>Ammothea hilgendorfi</i>	2013		H	
Crustacea	<i>Ampelisca cavicoxa</i>	2005			
Crustacea	<i>Ampelisca heterodactyla</i>	1986			
Crustacea	<i>Amphibalanus eburneus</i>	1872			
Crustacea	<i>Amphibalanus improvisus</i>				2022
Crustacea	<i>Amphibalanus reticulatus</i>	1997			
Crustacea	<i>Amphibalanus variegatus</i>	1997			
Annelida	<i>Amphinome rostrata</i>	1900			
Crustacea	<i>Ampithoe valida</i>	1985		H	
Bivalvia	<i>Anadara kagoshimensis</i>	1993			
Bivalvia	<i>Anadara transversa</i>	2016			
Bivalvia	<i>Anomia chinensis</i>	1974			
Crustacea	<i>Aoroides curvipes</i>	2009			
Crustacea	<i>Aoroides longimerus</i>	2013		F	
Crustacea	<i>Aoroides semicurvatus</i>	2009		F,T	
Ascidacea	<i>Aplidium antillense</i>	2004			
Ascidacea	<i>Aplidium glabrum</i>			U	
Bryozoa	<i>Arachnidium lacourti</i>	1999		T	
Bivalvia	<i>Arcuatula senhousia</i>	2002		U	
Bivalvia	<i>Argopecten gibbus</i>	2016			
Ascidacea	<i>Ascidia curvata</i>	2014			
Ascidacea	<i>Ascidia interrupta</i>	1990			
Ascidacea	<i>Asterocarpa humilis</i>	2005		U	
Crustacea	<i>Austrominius modestus</i>	1944	1978	U	2022
Crustacea	<i>Balanus glandula</i>	2015		B,H	2022
Crustacea	<i>Balanus trigonus</i>	1887			
Entoprocta	<i>Barentsia ramosa</i>	1962			
Bryozoa	<i>Beania maxilladentata</i>	2013			
Bryozoa	<i>Biflustra grandicella</i>	2016		H	
Annelida	<i>Bispira polyomma</i>	2010		H	
Bryozoa	<i>Blackfordia virginica</i>			T	
Annelida	<i>Boccardia proboscidea</i>	1996		F,T,H,U	
Annelida	<i>Boccardia semibranchiata</i>	1999			
Annelida	<i>Boccardiella hamata</i>	2001		H	
Ascidacea	<i>Botrylloides diegensis</i>	1999		U	
Ascidacea	<i>Botrylloides niger</i>	2013			
Ascidacea	<i>Botrylloides violaceus</i>	1999		T,N,U	2022
Cnidaria	<i>Bougainvillia macloviana</i>	1895			
Bivalvia	<i>Brachidontes exustus</i>	1977			
Annelida	<i>Branchiomma bairdi</i>	2012			
Annelida	<i>Branchiomma luctuosum</i>	2015			
Bryozoa	<i>Bugula neritina</i>			T,H,U	
Bryozoa	<i>Bugulina simplex</i>	1982			

Taksonomisk gruppe	Art	Første gang registreret i Nord Øst Atlanten (Zenetos m.fl. 2022).	Ikke hjemmehørende arter DK-OSPAR området (Nordsøen + Kattegat)	Nye fund OSPAR-region II 2003-2020. D= Danmark, F=Frankrig, B= Belgien, S= Sverige, T= Tyskland, U= UK, N=Norge, H= Holland	Seneste fund DK NIS projekter 2021-2022
Bryozoa	<i>Bugulina stolonifera</i>	1976			2022
Crustacea	<i>Callinectes pallidus</i>	2013			
Crustacea	<i>Callinectes sapidus</i>	1901			
Crustacea	<i>Cancer irroratus</i>			S	
Crustacea	<i>Caprella mutica</i>	1985	2005	D,T,S,U	
Crustacea	<i>Caprella scaura</i>	1985		H,U	
Cnidaria	<i>Carijoa riisei</i>	2016			
Bryozoa	<i>Caulibugula zanzibariensis</i>	2003			
Bryozoa	<i>Celleporaria brunnea</i>	2007			
Bryozoa	<i>Celleporaria inaudita</i>	2007			
Porifera	<i>Celtodoryx ciocalyptoides</i>	1996			
Polyplacophora	<i>Chaetopleura angulata</i>	1850			
Crustacea	<i>Chelicerophium curvispinum</i>	1912			
Ascidacea	<i>Ciona robusta</i>	2007		F,U	
Ascidacea	<i>Clavelina oblonga</i>	1971			
Cnidaria	<i>Clytia gregaria</i>	2017			
Cnidaria	<i>Clytia linearis</i>	1983			
Gastropoda	<i>Corambe obscura</i>	1879		T	
Cnidaria	<i>Cordylophora caspia</i>		1895		2022
Ascidacea	<i>Corella eumyota</i>	2002			
Bivalvia	<i>Crassostrea rhizophorae</i>	1976			
Bivalvia	<i>Crassostrea virginica</i>	1861			
Cnidaria	<i>Craterolophus convolvulus</i>			S	
Gastropoda	<i>Crepidula fornicata</i>	1902	1934		2022
Gastropoda	<i>Crepidatella dilatata</i>	2005			
Bryozoa	<i>Crisularia plumosa</i>	1937			
Bivalvia	<i>Dendostrea frons</i>	1983			
Cnidaria	<i>Diadumene lineata</i>	1963	2008	D,N	
Ascidacea	<i>Didemnum perlucidum</i>	2006			
Ascidacea	<i>Didemnum vexillum</i>	1968		T,N,U	
Crustacea	<i>Dikerogammarus villosus</i>			T	
Ascidacea	<i>Diplosoma listerianum</i>				2022
Ascidacea	<i>Distaplia bermudensis</i>	2006			
Ascidacea	<i>Distaplia corolla</i>	1971			
Ascidacea	<i>Distaplia magnilarva</i>	1929			
Crustacea	<i>Dyspanopeus sayi</i>	2007			
Crustacea	<i>Dyspanopeus texanus</i>	2015			
Cnidaria	<i>Ectopleura crocea</i>	1989			
Cnidaria	<i>Edwardsiella lineata</i>	2010		S	
Crustacea	<i>Eocuma dimorphum</i>	1992			
Crustacea	<i>Eriocheir sinensis</i>	1912	1927		
Annelida	<i>Euchone limnicola</i>	2015		F	
Bryozoa	<i>Fenestrulina delicia</i>	2002		B,T,H,U	
Bryozoa	<i>Fenestrulina malusii</i>	2011	2011	D	
Annelida	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	1921			
Crustacea	<i>Fistulobalanus albicostatus</i>	1973			
Crustacea	<i>Gammarus tigrinus</i>	1931	1990		
Crustacea	<i>Grandidierella japonica</i>	2010			

Taksonomisk gruppe	Art	Første gang registreret i Nord-Øst Atlanten (Zenetos m.fl. 2022).	Ikke hjemmehørende arter DK-OSPAR området (Nordsøen + Kattegat)	Nye fund OSPAR-region II 2003-2020. D= Danmark, F=Frankrig, B= Belgien, S= Sverige, T= Tyskland, U= UK, N=Norge, H= Holland	Seneste fund DK NIS projekter 2021-2022
Crustacea	<i>Guinearma alberti</i>	2016		F	
Cnidaria	<i>Haliclystus tenuis</i>	2010		T	2022
Cnidaria	<i>Haliclystus salpinx</i>			H	
Gastropoda	<i>Haliotis discus</i>	1985			
Gastropoda	<i>Haloa japonica</i>	1992			
Crustacea	<i>Hemigrapsus sanguineus</i>	1999	2011	B,D,G,S,U	2022
Crustacea	<i>Hemigrapsus takanoi</i>	1993	2011	D,G,S,U	2022
Crustacea	<i>Hesperibalanus fallax</i>	1976			
Crustacea	<i>Homarus americanus</i>	1961		D,S	2022
Annelida	<i>Hydroides dirampha</i>	1982			
Annelida	<i>Hydroides elegans</i>	1973			
Annelida	<i>Hydroides ezoensis</i>	1968			
Porifera	<i>Hymeniacidon gracilis</i>	2017			
Crustacea	<i>Ianiropsis serricaudis</i>	2000		F	
Crustacea	<i>Incisocallope aestuarius</i>	1975		T	
Bivalvia	<i>Isognomon radiatus</i>	1996			
Crustacea	<i>Jassa marmorata</i>		2003	D	2022
Crustacea	<i>Jasus lalandii</i>	1980			
Platyhelminthes	<i>Koinostylochus ostreophagus</i>	1970			
Annelida	<i>Laonome xeprovala</i>	2016			
Crustacea	<i>Latopilumnus malardi</i>	1910			
Porifera	<i>Leucosolenia somesii</i>			T	
Cnidaria	<i>Lovenella assimilis</i>	2007		B,F	
Crustacea	<i>Macromedaeus voeltzkowii</i>	1910			
Cnidaria	<i>Macrorhynchia philippina</i>	1982			
Bivalvia	<i>Magallana angulata</i>	1700			
Bivalvia	<i>Magallana gigas</i>	1700	1972	N,S	2022
Bivalvia	<i>Magallana rivularis</i>	1994			
Bivalvia	<i>Magallana sikamea</i>	1994			
Crustacea	<i>Megabalanus coccopoma</i>	1851			
Crustacea	<i>Megabalanus tintinnabulum</i>	1764			
Crustacea	<i>Melita nitida</i>	1996		T	
Ascidacea	<i>Microcosmus exasperatus</i>	2005			
Ascidacea	<i>Microcosmus squamiger</i>	1992			
Cnidaria	<i>Millepora alcicornis</i>	2004			
Cnidaria	<i>Moerisia inkermanica</i>	1959			
Ascidacea	<i>Molgula manhattensis</i>		1983		2022
Ascidacea	<i>Molgula occidentalis</i>	2010			
Crustacea	<i>Monocorophium uenoi</i>	2007			
Porifera	<i>Mycale (Carmia) senegalensis</i>	2002			
Bivalvia	<i>Mytilopsis leucophaeata</i>	1835			
Crustacea	<i>Necora puber</i>			S	
Annelida	<i>Neodexiospira brasiliensis</i>	1982		T	
Crustacea	<i>Obesogammarus crassus</i>	2016			
Gastropoda	<i>Ocenebrellus inornatus</i>	1993	2006	D,H	
Crustacea	<i>Odontodactylus scyllarus</i>	2009			
Bivalvia	<i>Ostrea angasii</i>	1985			
Bivalvia	<i>Ostrea denselamellosa</i>	1982			

Taksonomisk gruppe	Art	Første gang registreret i Nordøst Atlanten (Zenetos m.fl. 2022).	Ikke hjemmehørende arter DK-OSPAR området (Nordsøen + Kattegat)	Nye fund OSPAR-region II 2003-2020. D= Danmark, F=Frankrig, B= Belgien, S= Sverige, T= Tyskland, U= UK, N=Norge, H= Holland	Seneste fund DK NIS projekter 2021-2022
Bivalvia	<i>Ostrea equestris</i>	1995			
Bivalvia	<i>Ostrea puelchana</i>	1989			
Crustacea	<i>Pachygrapsus gracilis</i>	2013			
Bryozoa	<i>Pacificincola perforata</i>	2001		H	
Crustacea	<i>Pagurus longicarpus</i>	2020			
Crustacea	<i>Palaemon elegans</i>		2003	D	
Crustacea	<i>Palaemon macrodactylus</i>	1998			
Crustacea	<i>Panopeus occidentalis</i>	2015			
Crustacea	<i>Paracaprella pusilla</i>	2010			
Crustacea	<i>Paracerceis sculpta</i>	1988			
Crustacea	<i>Paradella diana</i>	1988			
Porifera	<i>Paraleucilla magna</i>	2006			
Crustacea	<i>Paralithodes camtschaticus</i>				2022
Crustacea	<i>Paranthura japonica</i>	2007		F	
Bryozoa	<i>Parasmittina alba</i>	2014			
Bryozoa	<i>Parasmittina multiaviculata</i>	2016			
Crustacea	<i>Penaeus aztecus</i>	2018			
Crustacea	<i>Penaeus japonicus</i>	1980			
Crustacea	<i>Penaeus monodon</i>	2011			
Crustacea	<i>Penaeus pulchricaudatus</i>	1982			
Crustacea	<i>Penaeus semisulcatus</i>	2016		F	
Ascidacea	<i>Perophora japonica</i>	1982		G,H	
Ascidacea	<i>Perophora viridis</i>	1971			
Bivalvia	<i>Petricolaria pholidiformis</i>	1896	1905		2021
Annelida	<i>Pileolaria berkeleyana</i>	2007		T,H	
Crustacea	<i>Pilumnopus africanus</i>	2013			
Bivalvia	<i>Pinctada radiata</i>	1998			
Ascidacea	<i>Polycarpa tenera</i>			H	
Gastropoda	<i>Polycera hedgpethi</i>	2001			
Gastropoda	<i>Polycerella emertoni</i>	1981			
Annelida	<i>Polydora colonia</i>	2018			
Annelida	<i>Polydora cornuta</i>		1941		2022
Annelida	<i>Polydora triglanda</i>	2014			
Annelida	<i>Polydora websteri</i>	2014		T,H,S	2022
Annelida	<i>Prionospio aluta</i>	1994			
Annelida	<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>	1982		H	
Crustacea	<i>Ptilohyale littoralis</i>	2009		F	
Crustacea	<i>Pyromaia tuberculata</i>	2016			
Gastropoda	<i>Rapana venosa</i>	1997		H,U	
Crustacea	<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	1950		U	
Bivalvia	<i>Saccostrea cucullata</i>	2007			
Bryozoa	<i>Schizobrachiella verrilli</i>			T	
Bryozoa	<i>Schizoporella japonica</i>	1976	2021	T,H,N,U	2021
Bryozoa	<i>Schizoporella pungens</i>	2010			
Bryozoa	<i>Smittoidea prolifica</i>	1995		T	
Crustacea	<i>Sphaeroma walkeri</i>	2015			
Annelida	<i>Spirorbis Spirorbis</i>	1974			
Crustacea	<i>Stenothoe georgiana</i>	2011			

Taksonomisk gruppe	Art	Første gang registreret i Nord Øst Atlanten (Zenetos m.fl. 2022).	Ikke hjemmehørende arter DK-OSPAR området (Nordsøen + Kattegat)	Nye fund OSPAR-region II 2003-2020. D= Danmark, F=Frankrig, B= Belgien, S= Sverige, T= Tyskland, U= UK, N=Norge, H= Holland	Seneste fund DK NIS projekter 2021-2022
Ascidacea	<i>Styela canopus</i>	2006			
Ascidacea	<i>Styela clava</i>	1968	1981		2022
Ascidacea	<i>Styela plicata</i>	1989			
Annelida	<i>Syllis pectinans</i>	1982			
Ascidacea	<i>Symplegma rubra</i>	2014			
Crustacea	<i>Synidotea laticauda</i>	1975		T,H	
Gastropoda	<i>Tenellia adspersa</i>	2001			
Annelida	<i>Thelepus japonicus</i>	2017		F	
Polyplacophora	<i>Toncia atrata</i>	1978			
Bryozoa	<i>Tricellaria inopinata</i>	1996		T, N,U	2022
Cnidaria	<i>Tridentata marginata</i>	1980			
Cnidaria	<i>Tubastraea tagusensis</i>	2017			
Gastropoda	<i>Urosalpinx cinerea</i>	1960		H	
Ctenophora	<i>Vallicula multiformis</i>	1998			
Bryozoa	<i>Watersipora arcuata</i>	1990			
Bryozoa	<i>Watersipora aterrima</i>	1983			
Bryozoa	<i>Watersipora subatra</i>	1987		U	
Bivalvia	<i>Xenostrobus securis</i>	2005			
Crustacea	<i>Zeuxo holdichi</i>			H	

Tabel A2. Makroalger.

Taksonomisk gruppe	Art	Første gang registreret i Nord Øst Atlanten (Zenetos m.fl. 2022).	Ikke hjemmehørende arter DK-OSPAR området (Nordsøen + Kattegat)	Nye fund OSPAR-region II 2003-2020. D= Danmark, F=Frankrig, B= Belgien, S= Sverige, T= Tyskland, U= UK, N=Norge, H= Holland	Seneste fund DK NIS projekter 2021-2022
Rhodophyta	<i>Acrochaetium catenulatum</i>	1967			
Rhodophyta	<i>Acrothamnion preissii</i>	2009			
Rhodophyta	<i>Agardhiella subulata</i>	1989			
Rhodophyta	<i>Agarophyton vermiculophyllum</i>	1989	2005	B,D,N,S,U	2022
Rhodophyta	<i>Aglaothamnion halliae</i>	1960	2003	D,S	
Rhodophyta	<i>Anotrichium furcellatum</i>	1950			
Rhodophyta	<i>Antithamnion amphigeneum</i>	1995			
Rhodophyta	<i>Antithamnion densum</i>	1964			
Rhodophyta	<i>Antithamnion diminuatum</i>	1989			
Rhodophyta	<i>Antithamnion hubbsii</i>	1989			
Rhodophyta	<i>Antithamnion nipponicum</i>			N	
Rhodophyta	<i>Antithamnionella spirographidis</i>			T	
Rhodophyta	<i>Antithamnionella ternifolia</i>	1910	(1914-bælthavet)	T	2022
Rhodophyta	<i>Asparagopsis armata</i>	1922			
Rhodophyta	<i>Asparagopsis taxiformis</i>	1928			
Rhodophyta	<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	1898	1900		2022
Rhodophyta	<i>Botryocladia wrightii</i>	2005			
Rhodophyta	<i>Caulacanthus okamurae</i> (<i>C. ustulatus</i>)	1999		B,H,U	
Chlorophyta	<i>Caulerpa cylindracea</i>	1997			
Chlorophyta	<i>Caulerpa webbiana</i>	2002			
Rhodophyta	<i>Ceramium atrovirescens</i>	1988			
Rhodophyta	<i>Ceramium cimbricum</i>			T	

Rhodophyta	<i>Ceramium sungminbooi</i>	2018			
Rhodophyta	<i>Ceramium tenuicorne</i>	2011		H	
Chlorophyta	<i>Codium arabicum</i>	2006			
Chlorophyta	<i>Codium fragile</i>	1895	1920		
Rhodophyta	<i>Colaconema codicola</i>	1926			
Rhodophyta	<i>Colaconema dasyae</i>	1951			
Ochrophyta	<i>Colpomenia peregrina</i>	1905	1939	T	2022
Rhodophyta	<i>Corynomorpha prismatica</i>	1990			
Ochrophyta	<i>Corynophlaea verruculiformis</i>	1994			
Rhodophyta	<i>Cryptonemia hibernica</i>	1911		U	
Rhodophyta	<i>Dasya bailouviana</i>		1961	T	2022
Rhodophyta	<i>Dasya sessilis</i>	1989		H	
Rhodophyta	<i>Dasysiphonia japonica</i>	1984	2005	D,T	2022
Ochrophyta	<i>Dictyota dichotoma</i>		1939		
Ochrophyta	<i>Dictyota cyanoloma</i>	2006			
Rhodophyta	<i>Dipterosiphonia dendritica</i>	1961			
Ochrophyta	<i>Fucus distichus</i>				2022
Rhodophyta	<i>Gelidium microdenticum</i>	2017			
Rhodophyta	<i>Gelidium vagum</i>	2010		H	
Rhodophyta	<i>Goniotrichopsis sublittoralis</i>	1975			
Rhodophyta	<i>Gracilariopsis chorda</i>	2010			
Rhodophyta	<i>Grateloupia imbricata</i>	2005			
Rhodophyta	<i>Grateloupia subpectinata</i>	1978	2015	D	
Rhodophyta	<i>Gymnophycus hapsiphorus</i>	2011			
Rhodophyta	<i>Herposiphonia parca</i>	2006			
Rhodophyta	<i>Hildenbrandia occidentalis</i>	2011			
Ochrophyta	<i>Hydroclathrus tilesii</i>	2006			
Rhodophyta	<i>Hypnea musciformis</i>	2005			
Rhodophyta	<i>Hypnea valentiae</i>	2006			
Rhodophyta	<i>Kapraunia schneideri</i>	2010			
Rhodophyta	<i>Laurencia brongniartii</i>	1989			
Rhodophyta	<i>Lomentaria hakodatensis</i>	1984		H	
Ochrophyta	<i>Macrocystis pyrifera</i>	1972			
Rhodophyta	<i>Melanothamnus flavimarinus</i>	2010			
Rhodophyta	<i>Melanothamnus harveyi</i>	2015	1986	U	2022
Rhodophyta	<i>Neogastroclonium subarticulatum</i>	2017			
Rhodophyta	<i>Neoizziella divaricata</i>	1989			
Rhodophyta	<i>Pachymeniopsis garguioi</i>	2001			
Rhodophyta	<i>Pachymeniopsis lanceolata</i>	2006			
Ochrophyta	<i>Papenfussiella kuromo</i>	1990			
Ochrophyta	<i>Petalonia binghamiae</i>	1985			
Rhodophyta	<i>Pikea californica</i>	1991			
Rhodophyta	<i>Polyopes lancifolius</i>	2008			
Rhodophyta	<i>Polysiphonia forfex</i>	2011			
Rhodophyta	<i>Polysiphonia morrowii</i>	1975		U	
Rhodophyta	<i>Polysiphonia senticulosa</i>	1993			
Chlorophyta	<i>Protomonostroma undulatum f. pulchrum</i>		1973		
Rhodophyta	<i>Pyropia suborbiculata</i>	2010			
Rhodophyta	<i>Pyropia yezoensis</i>	1984			
Ochrophyta	<i>Saccharina japonica</i>	1980			2022
Ochrophyta	<i>Sargassum muticum</i>	1972	1984		

Rhodophyta	<i>Scageliopsis patens</i>	1989			
Ochrophyta	<i>Scytosiphon dotyi</i>	1991			
Rhodophyta	<i>Spongoclonium caribaeum</i>	1967			
Rhodophyta	<i>Symphyocladia marchantioides</i>	1971			
Rhodophyta	<i>Symphyocладиella dendroidea</i>	2005			
Chlorophyta	<i>Ulva australis</i>	1990		T	
Chlorophyta	<i>Ulva californica</i>	2006		T	
Chlorophyta	<i>Ulva gigantea</i>	2015			
Chlorophyta	<i>Ulva ohnoi</i>	2015			
Chlorophyta	<i>Ulvaria splendens</i>			H	
Chlorophyta	<i>Umbraulva dangeardii</i>	2014			
Ochrophyta	<i>Undaria pinnatifida</i>	1975			
Ochrophyta	<i>Vaucheria longicaulis</i>	2020	?	D,T	
Ochrophyta	<i>Vaucheria velutina</i>			T	
Rhodophyta	<i>Wildemania miniata</i>		1995		

SPREDNINGSVEJE FOR IKKE-HJEMMEHØRENDE ARTER I NORDSØEN

En modelanalyse

Ved hjælp af 3D hydrodynamisk-agent-baseret modellering undersøgte vi spredningspotentialt af ikke-hjemmehørende arter og konnektiviteten mellem en række havvindmølleparker. Modelresultaterne viste, at der er en potentiel risiko for spredning af ikke-hjemmehørende arter via havvindmølleparker i den centrale og sydlige del af Nordsøen og at de kan spredes hele vejen nordpå til de danske Natura2000 områder i Skagerrak.