

Bottenmiljön och havsbaserad vindkraft i Östersjön söder om Skåne

Vindpark Triton



Olov Tiblom, Frida Seger, Antonia Nyström Sandman, José Beltrán,
Anders Jönsson

AquaBiota Report 2021:17

Version	Kommentar	Datum	Upprättad av
01	Första version	2022-02-18	AquaBiota

STOCKHOLM, FEBRAURI 2022

Beställare:

Rapporten är utförd av AquaBiota Consulting ABC på uppdrag av OX2 AB.

Bild: Vindkraftfundament täckt av blåmusslor vid Lillgrund vindkraftpark i Öresund (Michael Palmgren, Marint kunskapscenter i Malmö).

Kontaktinformation:

AquaBiota Consulting ABC
 Adress: Sveavägen 159, 113 46 Stockholm
 Tel: +46 8 522 302 40
 Mail: info@aquabiota.se
www.aquabiota.se

Kvalitetsgranskad av:

Eva Stensland Isaeus

Internetversion:

Nedladdningsbar hos www.aquabiota.se efter tillstånd från kund.

Citera som:

Tiblom, O., Seger, F., Nyström Sandman, A., Beltrán, J., Jönsson, A. 2021.
 Bottenmiljön och havsbaserad vindkraft i Östersjön söder om Skåne - Vindpark Triton. AquaBiota Report 2021:17. ISBN: 978-91-89085-41-1.

AquaBiota Report 2021:17
 Projektnummer: 2020035
 ISBN: 978-91-89085-41-1
 ISSN: 1654-7225

© AquaBiota Consulting ABC 2022



INNEHÅLL

Sammanfattning.....	3
1. Bakgrund.....	5
2. Projektbeskrivning.....	6
3. Metodbeskrivning.....	6
3.1. Befintliga data.....	6
3.2. Beräkningar av fysisk påverkan.....	7
3.3. Modellering av suspenderat sediment och sedimentation.....	8
3.4. Artutbredningsmodeller (SDM).....	10
3.5. Bedömningsmetodik.....	12
3.5.1. Nollalternativ.....	13
4. Områdesbeskrivning.....	13
4.1. Bottensubstrat och djupförhållanden.....	13
4.2. Hydrografi och syreförhållanden.....	14
4.3. Bottentrålning och fartygstrafik.....	16
4.4. Bottenflora.....	18
4.5. Bottenfauna.....	18
5. Påverkan och konsekvensbedömning.....	22
5.1. Bedömda påverkansfaktorer.....	22
5.2. Anläggningsfas.....	23
5.3. Driftsfas.....	35
5.4. Avvecklingsfas.....	42
5.5. Kumulativa effekter.....	43
5.6. Påverkan av följdverksamhet.....	47
6. Referenser.....	49

SAMMANFATTNING

I Arkonahavet söder om Skåne planerar OX2 AB att anlägga vindpark Triton. Den planerade vindparken omfattar en storlek på cirka 250 km² och kan rymma upp till 129 vindkraftverk. Havsmiljön i området påverkas av inflöden av saltare vatten från Kattegatt, via Öresund och Bälthavet samt Östersjöns bräckta förhållanden. Detta medför en artsammansättning med mer marina arter i de djupare delarna med en högre salthalt och fler brackvattensarter i de grundare områdena.

Parkområdet utgör uteslutande av mjukbottnar med ett djup som varierar mellan 43 och 47 meter. Detta innebär att området saknar de rätta förutsättningarna för bottenflora. Bottnarna karakteriseras i stället av djursamhällen som domineras av djur som lever nedgrävda i sedimentet, så kallad infauna. Den mest artrika gruppen i området är havsborstmaskar, men det förekommer även ett flertal arter av exempelvis kräftdjur och musslor. Som komplement till tillgängliga bottenhuggsdata och för att öka förståelsen och kunskapen om parkområdets bottenfauna har modelleringar över förväntad utbredning och abundans gjorts för några i området vanligt förekommande bottenlevande arter. Dessa utgjordes av havsborstmaskarna hissfjällmask (*Byligides sarsi*) och ryggfotsmasken *Scoloplos armiger* samt kommakräftan *Diastylis rathkei* och östersjömussla (*Limecola balthica*). Modelleringar visar att samtliga av dessa arter förväntas vara vanligt förekommande på mjukbottnar över hela Triton-området.

Vid etablering av havsbaserad vindkraft kan bottenmiljön påverkas på olika sätt. Påverkan varierar mellan en vindparks olika faser, vilka delas in i anläggningsfas, driftsfas och avvecklingsfas. Analysen i denna rapport utgår från ett worst case-scenario, vilket är en situation med en större påverkan än den som sannolikt kommer att inträffa.

Påverkan på parkområdets bottenmiljöer utgörs initialt av den fysiska störningen av havsbotten som sker i samband med anläggning av vindparken. Beräkningarna av fysisk påverkan visar att endast en mycket liten andel (cirka 1,50 % totalt) av vindparkens bottenmiljöer kan komma att påverkas i ett worst case-scenario. Den fysiska påverkans storlek och omfattning bedöms därför som obetydlig och konsekvenserna för bottenfaunan som försumbara.

Den fysiska störningen av havsbotten som sker i samband med installation av fundament, erosionsskydd och kabelnedläggning medför även sedimentspridning med tillfälligt förhöjda halter av suspenderade partiklar i vattnet samt sedimentpålagringar på havsbotten. Hur bottenlevande organismer påverkas av suspenderat sediment och sedimentation varierar mellan olika arter och är också beroende av bland annat sedimentets halt och varaktighet i vattnet samt mängden sediment som pålagras på botten. För att bedöma påverkan på bottenfaunan i området har modelleringar av suspenderat sediment och sedimentation gjorts utifrån flera olika scenarier. Konsekvensbedömningarna utgår ifrån det scenario som orsakar högst halter av suspenderat sediment och störst mängd sedimentpålagringar med avseende på bottenfaunan. Worst case-scenario med avseende på sedimentspridning är därför

anläggningen av 129 monopile-fundament för vindkraftverk, 12 fackverksfundament för transformatorstationer/plattformar samt nedspolning av interkabelnät och anslutningskablar. Scenariot utgår från en uppskattning att cirka 15 % av monopile-fundamenten kommer att anläggas genom borrhning, tillsammans med samtliga fackverksfundament vid transformatorstationer/plattformar och sedimentet släpps ut 2 meter ovanför havsbotten.

Förekomsten av filtrerande arter som kan vara känsliga för förhöjda sedimenthalter bedöms vara begränsad i området. Bottenfaunan i området utgörs i stället av arter som bedöms vara toleranta för exponering av suspenderat sediment samtidigt som modelleringarna visar att sedimenthalter om 100 mg/l uppkommer som längst under endast sex timmar inom mindre delar av parkområdet. Bottenfaunan i området bedöms ha en liten känslighet för sedimentation och med tanke på den begränsade ytan som berörs av större sedimentpålagringar (> 50 mm) bedöms påverkans storlek som obetydlig. Detta resulterar i en försumbar konsekvens för bottenfaunan i området till följd av både suspenderat sediment och sedimentation.

Sedimentspridning kan även medföra en spridning av miljögifter och näringsämnen som sedan tidigare har ackumulerats i botten sedimenten. Även om halterna för vissa av de organiska föreningarna och metallerna i sedimenten överskrider eller är strax under dess gränsvärden för god miljöstatus medför sedimentspridningen en utspädningseffekt, då sediment omlagras och sprids i vattenpelaren. Trots en måttlig känslighet hos bottenfaunan bedöms påverkans omfattning och storlek därmed som obetydlig, vilket leder till en försumbar konsekvens.

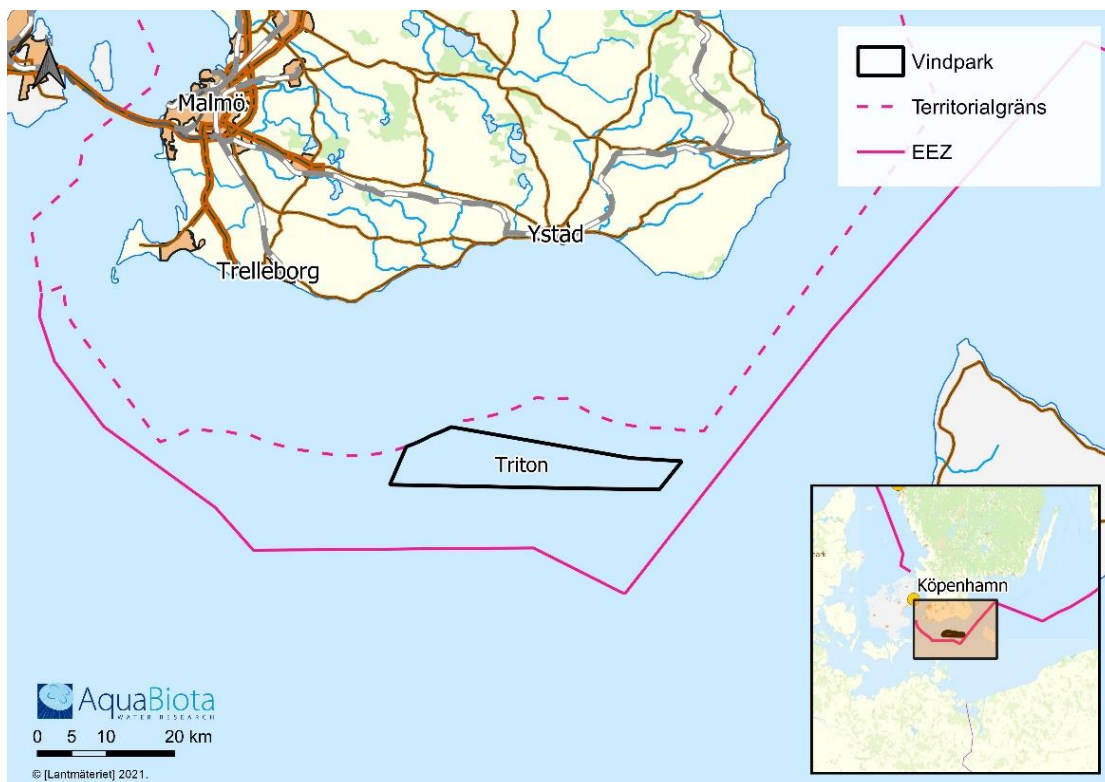
Under driftsfasen kommer vindkraftsfundament och erosionsskydd utgöra en ny livsmiljö för hårbottenarter i ett område som annars domineras av mjukbotten. Detta kan ge en positiv lokal effekt för den biologiska mångfalden i området. Vindparksetableringen förväntas ge en ökad produktion av blåmusslor, som åtminstone lokalt även kan medföra en förbättrad vattenkvalitet.

Triton vindpark beräknas ha en livslängd på 40–45 år. Vilka avvecklingsmetoder som är aktuella vid detta tillfälle är inte känt men utifrån dagens teknik kan avvecklingsarbetet innebära en viss sedimentspridning i samband med nedmontering av verk och/eller upptagning av kablar. Den är dock av betydligt mindre omfattning jämfört med anläggningsfasen. En snabb teknisk utveckling innebär vidare att framtidens avvecklingsmetoder sannolikt har en mindre miljöpåverkan. Vidare kan nedmontering av verken leda till att arter som gynnats av bildandet av artificiella rev förlorar sin livsmiljö. Detta kan emellertid förhindras om delar av verkens fysiska struktur lämnas kvar, vilket också kan minska sedimentspridning i samband med avvecklingsarbetet.

1. BAKGRUND

I sydvästra Östersjön, cirka 30 kilometer söder om Ystad, inom Sveriges ekonomiska zon planerar OX2 AB att bygga en vindpark som benämns Triton (figur 1). Parkområdet är beläget i Arkonahavet, vilket är det havsområdet som i väster angränsar till Öresund samt Lilla och Stora Bält. Det planerade parkområdet påverkas därmed av inflöden av saltare havsvatten från Västerhavet.

På uppdrag av OX2 AB har AquaBiota Consulting tagit fram underlag till miljökonsekvensbeskrivningar med syfte att bedöma hur vindparksetableringen kan komma att påverka miljön i området. Denna rapport har tagits fram för att beskriva bottenmiljön i området med avseende på bottenflora och bottenfauna samt bedöma hur verksamheten kan komma att påverka bottenmiljön. Med verksamhet avses anläggning, drift och avveckling av fundament, transformatorstationer, mätmaster samt kablar som nedläggs för det interna kabelnätet. Elanslutning till land är en följdverksamhet och beskrivs endast översiktligt. Bottenfauna i denna rapport inkluderar endast bottenlevande ryggradslösa djur. Bottenlevande fisk ingår inte i rapporten, utan beaktas i stället i Öhman m.fl. (2021). Beskrivning av bottenmiljön i det angränsande Natura 2000-området Sydvästskaanes utsjövatten och påverkan av verksamheten på områdets utpekade naturtyper beaktas i Tiblom m.fl. (2021) inom ramen för Natura 2000-prövningen.



Figur 1. Lokalisering av vindpark Triton i sydvästra Östersjön.

2. PROJEKTBSKRIVNING

Den planerade vindparken har en yta om cirka 250 km² (exklusive tillhörande kabelkorridorer för anslutning till land). Vindparken är planerad att omfatta en total installerad effekt på ett spann mellan 1 700–19 000 MW och bestå av 68–129 vindkraftverk, ett internt kabelnät, samt transformatorstationer. Vindparken förväntas vara i drift upp till 45 år och därefter avvecklas.

Vindkraftverken kommer att monteras på fundament som förankras i botten. De fundamentstyper som anses vara genomförbara alternativ för förankring av vindkraftverken listas nedan.

- Monopiles med en bottendiameter på upp till 14 meter
- Gravitationsfundament med en bottendiameter på upp till 45 meter.
- Fackverksfundament med tre till fyra ben med upp till 4,5 meter i diameter på pålarna (även sugkassuner kan användas)

Runt fundamenten på botten kommer erosionsskydd att byggas. Erosionsskydd anläggs för att förhindra bortspolning av sediment, vilket kan leda till en försämrad stabilitet för strukturen.

Det interna kabelnätet kommer att förbinda vindkraftverken i radialer till havsbaserade transformatorstationer eller till vätgasplattformar. Spänningsnivån i det interna kabelnätet är 66 kV till 170 kV. Kablarna isoleras och begravs i havsbotten vilket hindrar spridning av elektriska fält samt reducerar spridning av magnetiska fält. Från transformatorstationerna anläggs kablar för överföring av elektricitet till land. Spänningen hos anslutningskablar beräknas vara 220 kV eller mer.

Vindparken förväntas vara i drift upp till 45 år och därefter avvecklas.

3. METODBSKRIVNING

3.1. Befintliga data

Inventeringsdata av bottenfauna har inhämtats från undersökningar både inom Triton och i områden runt omkring tillsammans med information om områdets fysikaliska förhållanden från SMHI och SGU. Under juni och augusti 2021 utförde AquaBiota Water Research kompletterande CTD-mätningar (Conductivity, Temperature, Depth) inom det aktuella området för vindpark Triton med syftet att erhålla information om områdets vattentemperatur, salthalt och syrehalt på olika djup. Samtliga insamlade dataset redovisas i tabell 1.

Tabell 1. Insamlad data och information för områdesbeskrivning av parkområdet.

Typ av data/information	Källa
Bottenfauna	ICES 2020
Bottenfauna	Länsstyrelsen Skåne 2020
Bottenfauna	SMHI Shark 2020
Bottenfauna	Gogina m.fl. 2016
Bottenfauna	HELCOM 2020
Bottenflora	SMHI Shark 2021
Hydrografi	SMHI 2021a
Geologi	SGU 2020
Miljögifter, metaller och näringsämnen	SGU 2021
Syreförhållanden	SMHI 2019, 2020, 2021b
CTD-mätningar juni och augusti 2021	AquaBiota 2021

3.2. Beräkningar av fysisk påverkan

För att utvärdera vindparkens direkta fysiska (mekaniska) påverkan på bottenmiljön utfördes beräkningar av hur stor bottenyta som påverkas av fundament och erosionsskydd för 129 vindkraftverk och sex transformatorstationer/plattformar samt kabelnät och jack-up fartyg i samband med vindparkens anläggningsfas. Beräkningen är baserade på att sex transformatorstationer/plattformar etableras, men som högst kommer endast tre transformatorstationer/plattformar att etableras.

Påverkansfaktorns storlek och omfattning i konsekvensbedömningarna baseras på det scenario, "worst case", som orsakar den största fysiska påverkan på bottenmiljön. Beroende av vilken typ av fundament som kommer användas påverkas olika stora bottenytor vid etableringen (tabell 2). Den största påverkade bottenytan (worst case-scenario) uppkommer vid anläggning av gravitationsfundament, där varje fundament med erosionsskydd har en bottendiameter om 70 meter i diameter. Den totala bottenytan som tas i anspråk vid anläggning av 129 gravitationsfundament, inklusive tillhörande erosionsskydd, uppgår till 0,497 km², vilket motsvarar cirka 0,20 % av parkområdets totala yta.

Varje transformator/plattform antas stå på två fackverksfundament med fyra ben (per fundament) och där varje ben med erosionsskydd påverkar en bottenyta om 30 meter i diameter. Den totala bottenytan som tas i anspråk vid anläggning av sex transformatorstationer/plattformar beräknas uppgå till 0,034 km², vilket motsvarar cirka 0,014 % av parkområdets totala yta (tabell 2).

Tabell 2. Projektets angivna ytor som tas i anspråk vid anläggning av olika typer av vindkraftsfundament samt transformatorstationer/plattformar.

	Monopile	Fackverk	Fackverk: Suction bucket	Gravitation- fundament	Transformatorstationer /plattformar
Antal	129	129	129	129	6
Bottenanspråk fundament (km ²)	0,020	0,010	0,041	0,253	0,0009
Totalt bottenanspråk med erosionsskydd (km ²)	0,206	0,092	0,365	0,497	0,034
Andel anspråkstagen yta (%)	0,08	0,037	0,15	0,20	0,014

Det interna kabelnätet beräknas i ett worst case-scenario omfatta en längd om 300 kilometer. Då området utgörs av mjukbottnar antas kabelinstallation ske genom nedspolning, där spolgravens bredd beräknas till 0,5 meter och dess djup till 1,5 meter. Vid nedspolning av kablar används utrustning och verktyg som påverkar delar av bottenytan inom en 10 meter bred korridor. En fysisk påverkan på havsbotten sker inte inom hela korridorens bredd men för att inte underskatta den fysiska påverkan utgår beräkningarna från att den påverkade bredden är 10 meter i ett worst case-scenario. Den direkta påverkade bottenytan beräknas därför totalt uppgå till 3 km², vilket motsvarar 1,2 % av parkområdets totala yta.

För att installera vindkraftverk och transformatorstationer/plattformar används vanligen jack-up fartyg som förankras på botten. Således kommer en fysisk påverkan även ske från dessa. Ett jack-up fartyg består av fyra ben, där varje ben har en bottenyta om 10 x 10 meter, dvs totalt 400 m² för varje jack-up fartyg. Beräkningarna av fysisk påverkan utgår ifrån att det i ett worst case-scenario krävs fyra jack-up fartyg vid varje anläggningsplats. Totalt beräknas den totala bottenytan som påverkas av jack-up fartyg uppgå till 0,216 km², vilket motsvarar cirka 0,09 % av parkområdets yta i ett worst case-scenario.

I samband med de förberedande undersökningarna inför anläggning av vindparken kommer även en mycket liten fysisk påverkan att ske. Den fysiska påverkan uppkommer vid insamling av borrhärlor vid varje fundament. Borrhärlan har en diameter om 250 mm, vilket leder till en yta om cirka 6,6 m², vilket motsvarar en yta mindre än 0,0001 % av området totala yta.

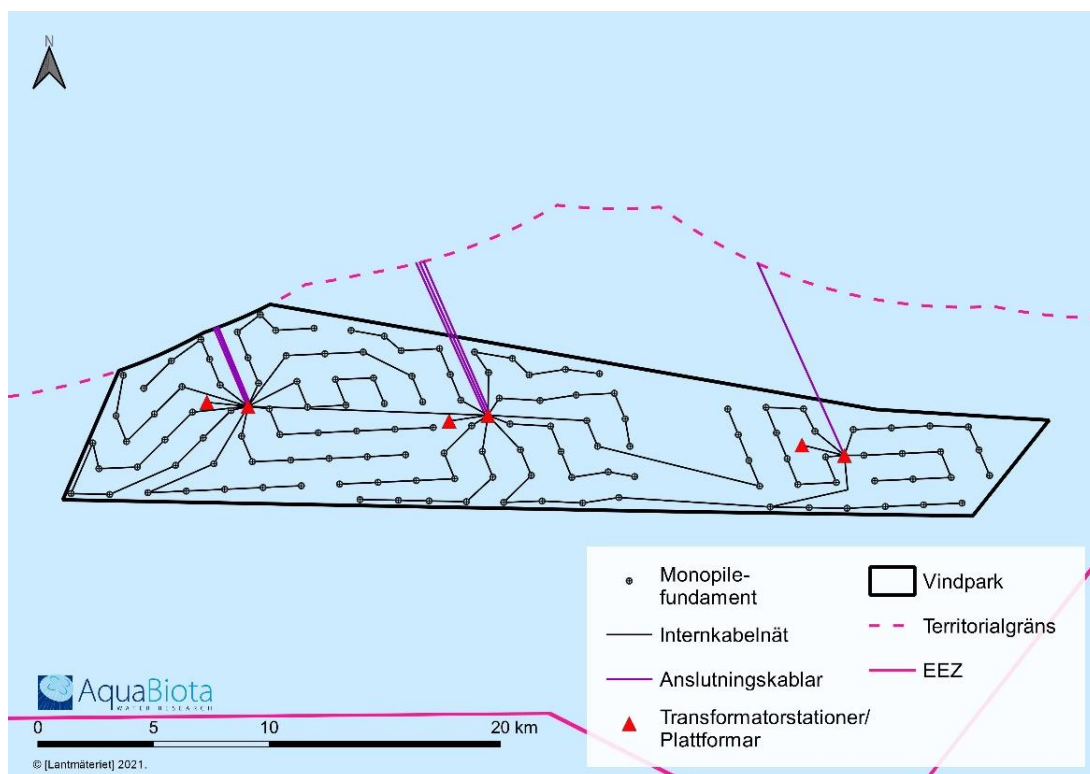
3.3. Modellering av suspenderat sediment och sedimentation

För att bedöma påverkan av suspenderat sediment och sedimentation på områdets flora och fauna har NIRAS (2021a) simulerat sedimentspridning i samband med anläggning av fundament och kablar inom parkområdet och in mot land för perioden april-december. Tidsperioden april-december användes i modelleringarna då det är den period som anses vara bäst för installation av vindparken på grund av för anläggningsaktiviteterna mest fördelaktiga väderförhållanden. Modelleringarna

utfördes för olika scenarier, dels med olika typer, antal och storlekar på fundamenten, dels när sedimentet släpps ut två meter över havsbotten, dels två meter under havsytan. Endast kornstorlekar med en diameter $<0,25$ mm ingår i modelleringarna, vilket är baserat på underlag från SGU och antagandet att grövre kornstorlekar sedimenterar inom ett kort avstånd från källan.

Påverkans storlek och omfattning i den här rapportens konsekvensbedömningar baseras på det scenario, "worst case", som orsakar den största påverkan av suspenderat sediment och sedimentation på bottenfaunan. Det worst case-scenario som bedöms är därför anläggningen av 129 monopile-fundament, med en diameter på 14 meter, sex transformatorstationer/plattformar (två fackverksfundament per plattform) samt förläggning av interkabelnät och anslutningskablar (figur 2), där sedimentet vid borrning släpps ut 2 meter ovanför havsbotten. Scenariot utgår från en uppskattning att cirka 15 % av monopile-fundamenten kommer att anläggas genom borrning, tillsammans med samtliga fackverksfundament vid plattformar. Resterande fundament anläggs genom pålning. Att 15 % av monopile-fundamenten kommer att borraras ned är worst case-scenario då borrning endast ska utföras på de positioner, eller i vissa lager i havsbotten, där pålning inte kan användas.

Borrning är den installationsteknik som ger störst mängd sedimentspill medan sedimentspill från pålning är av försumbar betydelse. Vidare är nedspolning av kablar worst case-scenario för installation av kablar, då denna installationsteknik ger störst mängd sedimentspill vid anläggning. I worst case-scenariot för nedspolning av kablarna antas att sedimentet som sprids vid kabelförläggningen motsvarar ett dike som är 1,5 meter djupt och 0,5 meter brett längs hela kabelsträckningen på 300 kilometer. Simuleringen av sedimentspill inkluderar inte installering av erosionsskydd och liknande, då spillet från dessa antas vara försumbart.



Figur 2. Utformning av parkområdet utifrån ett worst case-scenario för påverkan av sedimentspridning med totalt 129 monopile-fundament, sex transformatorstationer/plattformer samt internkabelnät och anslutningskablar (NIRAS 2021a).

Modelleringar av suspenderat sediment och sedimentpålagringar bygger på att alla fundament och elkablar anläggs sekventiellt men sammanfattas i en och samma karta. Angivna sedimenthalter och varaktigheter som visas i kartorna i den här rapporten kommer aldrig att inträffa över hela området vid ett och samma tillfälle men förväntas uppkomma vid olika tidpunkter beroende på var arbete utförs inom området. Koncentrationerna av suspenderat sediment som verksamheten ger upphov till kommer att redovisas som medelvärde av de nedersta 10 meterna av vattenkolumnen.

3.4. Artutbredningsmodeller (SDM)

Som komplement till tillgängliga bottenhuggsdata, som finns inom parkområdet, samt för att öka förståelsen och kunskapen om områdets bottenfauna har modelleringar över förväntad utbredning och abundans gjorts för några i området vanligt förekommande bottenlevande arter. Genom att skapa ett statistiskt samband mellan förekomst- eller abundansdata och olika miljövariabler kan utbredning och abundans av olika arter förutsägas. Modellen som tas fram kan sedan användas för att prediktera artens rumsliga utbredning med hjälp av GIS-lager för de ingående miljövariablerna (se till exempel Scott och Svenning 2018). Modelleringen bygger på korrelativa artutbredningsmodeller baserat på artförekomst i huggdata från området (se avsnitt 3.3), tillsammans med miljödatalager över salinitet, strömmar och temperatur (se avsnitt 3.4.2).

Modelleringen utfördes med hjälp av maskininlärning i Python¹. På grund av det begränsade antalet datapunkter gjordes ingen externvalidering, utan noggrannheten i modellerna beräknades med hjälp av korsvalidering (n-fold). Utvärderingen visar modellens förmåga att prediktera förekomst i områden utan biologiska data genom att iterativt hålla undan en del av datasetet för jämförelse med de predikterade värdena. På så sätt får man ett värde på hur bra modellen är på att generalisera data till ett oberoende dataset (Brownlee 2018) (tabell 3).

Tabell 3. Utvärdering av artmodeller. Tabellen visar antal förekomster av respektive art, hur många av dessa som klassas korrekt i den slutgiltiga prediktionen, samt AUC från korsvalideringen.

Arter	Antal förekomster	Antal rätt klassade förekomster	Modellens noggrannhet (AUC korsvalidering)
<i>Limecola balthica</i>	203	202	92.20 (+/- 22.15)
<i>Diastylis rathkei</i>	163	143	80.88 (+/- 27.89)
<i>Bylgides sarsi</i>	137	121	74.88 (+/- 29.02)
<i>Scoloplos armiger</i>	129	120	89.47 (+/- 21.48)

3.4.1. Biologiska data

Modelleringen bygger på zoobentosdata (bottenlevande ryggradslösa djur) från SHARK (SMHI), ODIN 2-Leibniz Institute for Baltic Sea Research Warnemünde (IOW) och fältdata från 2018–2019 från BSH i den tyska vindparken O-1.3. Detta för att bättre kunna uppskatta den rumsliga utbredningen av olika arter av bottenfauna inom vindpark Triton. Det slutgiltiga datasetet inkluderade totalt 423 stationer från ODIN (187 stationer), SMHI (147 stationer) och BSH (89 stationer).

3.4.2. Miljödata

Miljödatalager över salinitet, strömmar och temperatur hämtades från CMEMS (månadsmedelvärden maj till augusti), syrehalt från EMODnet Chemistry (sommarvärden 2012–2017) samt sedimentkarta från CHARM. Data från CMEMS och EMODnet griddades om (gjordes till mindre cellstorlek) från 0,1° till 100 meter upplösning genom interpolering av cellernas mittvärde. Sedimenttyperna från CHARM-projektet digitaliserades och georefererades manuellt. Beskrivning och källhänvisning till respektive dataset redovisas i tabell 4.

¹ Python (version 3.8) med Scikit learn package (v1.0, ensemble of randomized decision trees, sklearn.ensemble.ExtraTreesClassifier, Scikit-learn 2011)

Tabell 4. Dataset använda i modelleringen.

Dataset	Källa	Metadata
Salinitet i bottenvattnet (SOB)	Copernicus Marine Service - CMEMS	https://catalogue.marine.copernicus.eu/documents/PUM/CMEMS-BAL-PUM-003-006.pdf
Havsnivåavvikelser		
Östlig ström		
Nordlig ström		
Potentiell temperatur		
Skiktade lagers tjocklek definierat av densitet		
Potentiell temperatur i bottenvattnet	EMODnet Chemistry	https://ec.oceanbrowser.net/emodnet/#0
Syrehalt i bottenvattnet		Hermansen, B. & Jensen, J. B. (2000): Digital Sea Bottom Sediment Map around Denmark. Danmarks og Groenlands Geologiske Undersøgelse Rapport, 68, 2000. https://www.dmu.dk/1_Viden/2_Miljoe-tilstand/3_vand/4_Charm/charm_res/data/WP1/Deliverable9/maps_download/denm.zip
Sedimentkarta (havsbotten)	CHARM project	

3.5. Bedömningsmetodik

För att bedöma verksamhetens konsekvenser har OX2 tagit fram en bedömningsmetodik, i vilket mottagarens känslighet vägs ihop med verksamhetens potentiella påverkan (tabell 5). I den här rapporten utgörs mottagaren av bottenflora och bottenfauna som antingen finns dokumenterade ifrån området eller som kan förväntas förekomma i området.

Inledningsvis görs här en bedömning av mottagarens känslighet för påverkansfaktorn. I mottagarens känslighet vägs även arternas anpassningsförmåga och bevarandestatus in i bedömningen. Därefter görs en avgränsning av påverkansfaktorn baserat på dess geografiska utbredning, varaktighet, storlek och sannolikhet. Slutligen görs en bedömning av påverkansgraden (effekten) på mottagaren, vilken grundar sig på det scenario som förväntas ge störst påverkan, dvs. ett worst case-scenario, för påverkansfaktorn. Bedömningen görs gentemot nollalternativet (nuläget) för mottagaren, med och utan verksamhetens planerade skyddsåtgärder.

Tabell 5. Utvärdering av mottagarens känslighet och påverkans storlek och omfattning för bedömning av konsekvensernas betydelse.

Konsekvensens betydelse		Påverkans storlek och omfattning						
		Stor negativ	Måttlig negativ	Liten negativ	Obetydlig	Liten positiv	Måttlig positiv	Stor positiv
Mottagarens Känslighet	Liten	Måttlig	Liten	Mycket liten	Försumbar	Mycket liten	Liten	Måttlig
	Måttlig	Stor	Måttlig	Liten	Försumbar	Liten	Måttlig	Stor
	Hög	Mycket stor	Stor	Måttlig	Försumbar	Måttlig	Stor	Mycket stor

3.6. Nollalternativ

Nollalternativet är enligt miljöbalken ett prognosticerat nuläge som beskriver hur miljöförhållandena förväntas utveckla sig om verksamheten eller åtgärden inte påbörjas eller vidtas. Det betyder inte alltid att allting förblir som i nuläget, utan handlar om vilken utveckling som är trolig om det planerade projektet inte blir av. I detta fall innebär nollalternativet att vindpark Triton inte uppförs och ingen förändring i form av ny verksamhet tillkommer. I stället kommer nuvarande verksamheter fortgå inom vindparkens planerade område.

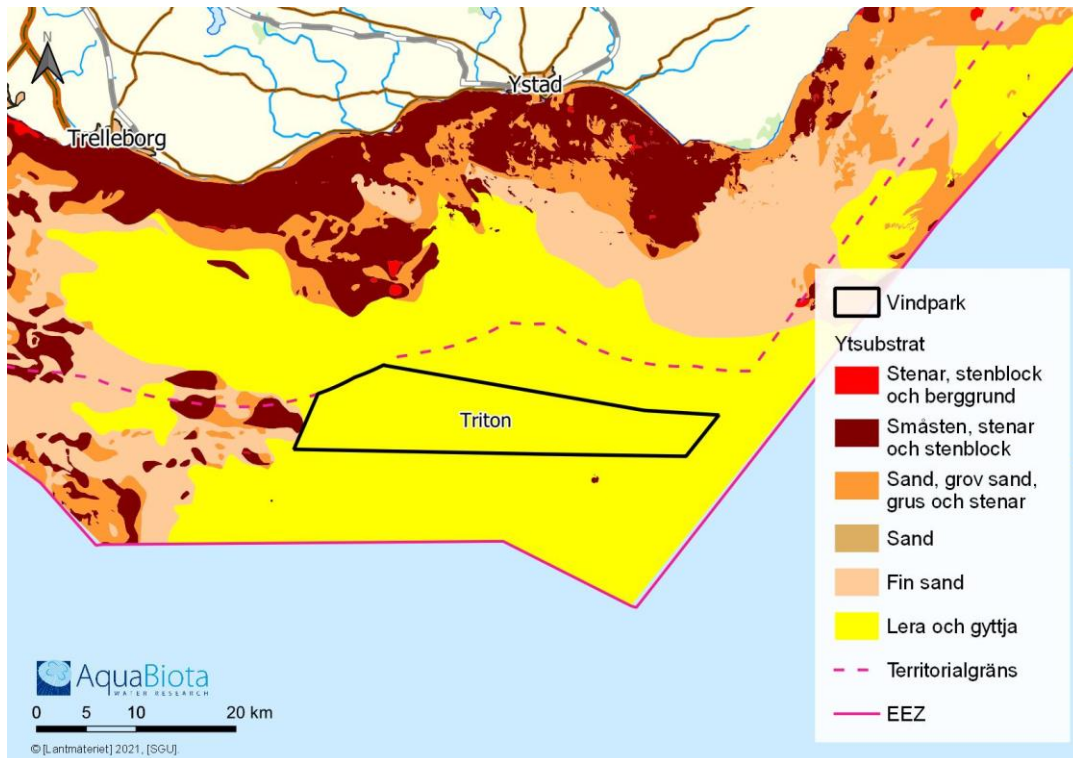
Vidare innebär nollalternativet att projektet inte kommer kunna ha en positiv miljöpåverkan och bidra till de svenska klimat- och miljömålen och behovet av förnybar elproduktion. Klimatförändringar leder bland annat till förhöjda temperaturer, minskad syrehalt i havet och försurning vilket påverkar djursamhällen och medför en förändrad artsammansättning. Eftersom Östersjön är ett relativt grunt hav kommer det att påverkas snabbare än de stora oceanerna, vilket leder till en snabbare påverkan på områdets bottenmiljöer.

4. OMRÅDESBESKRIVNING

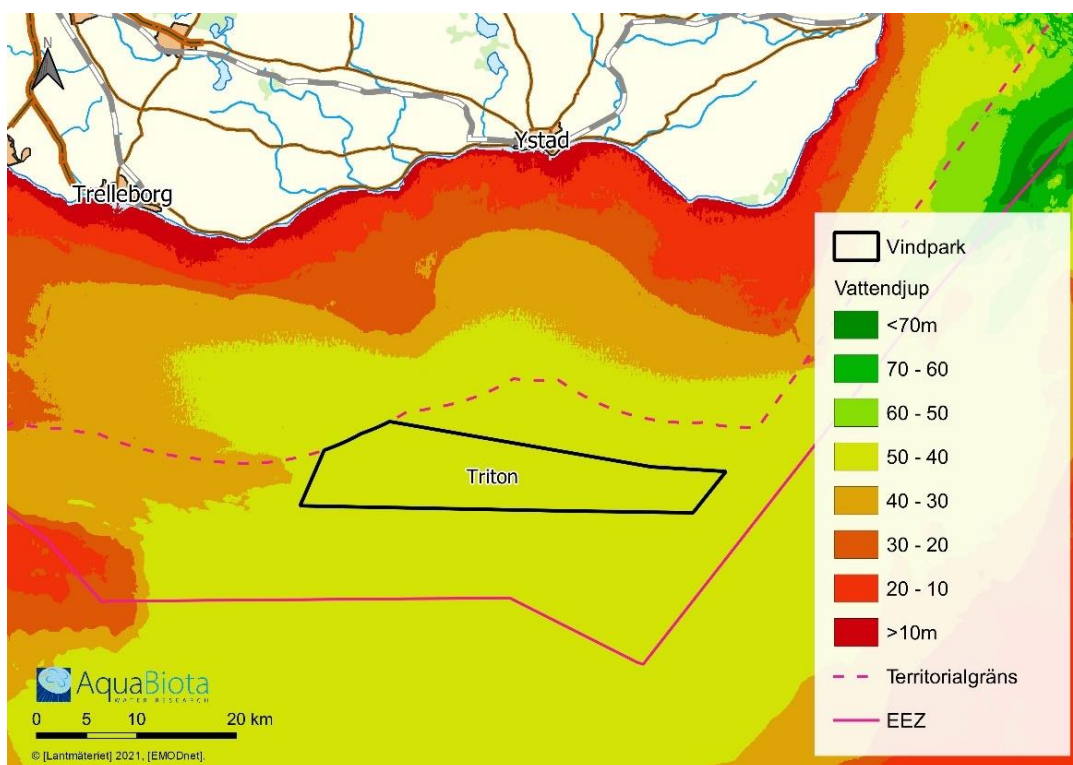
I det här kapitlet beskrivs parkområdets fysikaliska och biologiska förhållanden. Även bottentrålning och fartygstrafik beskrivs för att ge en samlad bild av områdets förutsättningar och rådande bottenförhållanden.

4.1. Bottensubstrat och djupförhållanden

Botten inom parkområdet utgörs uteslutande av mjuka ytsubstrat. De ytliga jordarterna utgörs av postglacial lera, lergyttja och gyttjelera (figur 3). Därmed utgörs hela det aktuella området av ackumulationsbotten, där lera, silt och organiskt material ansamlas och sedimenterar. Även djupförhållandena är likartade inom området och varierar endast mellan 43 och 47 meter, med ett medeldjup på 45 meter (figur 4).



Figur 3. Ytsubstrat inom det planerade parkområdet.



Figur 4. Djupförhållanden i det planerade parkområdet.

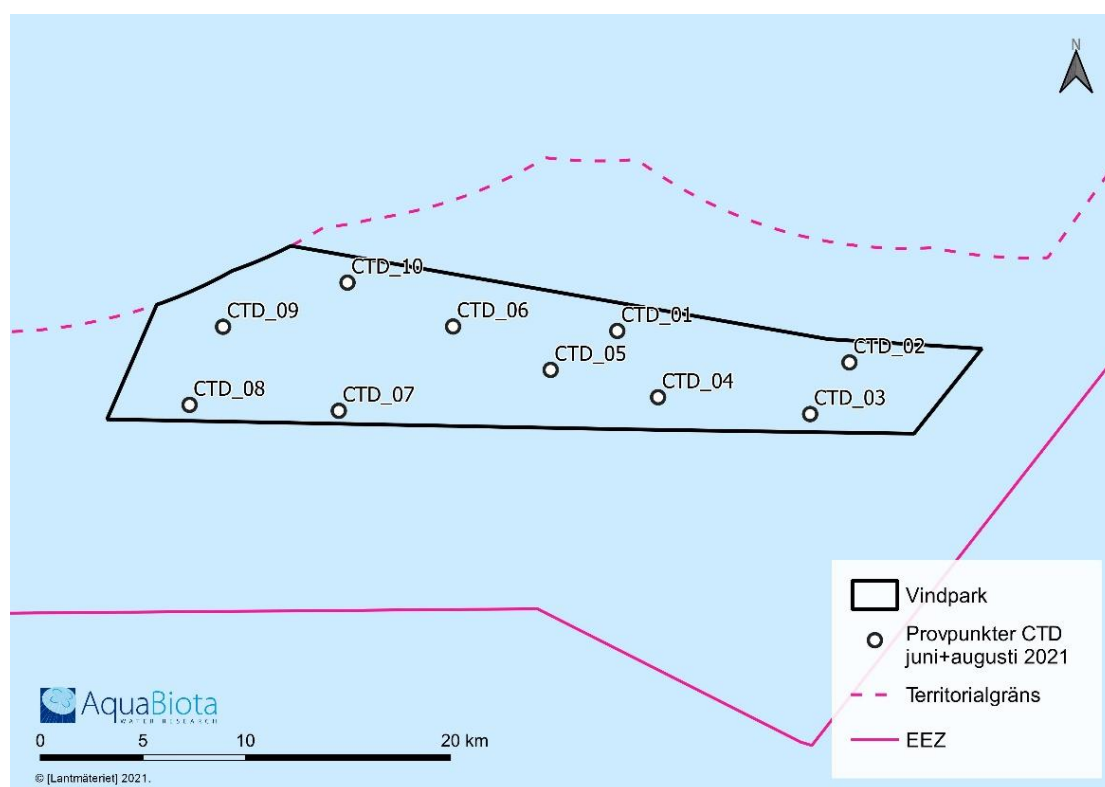
4.2. Hydrografi och syreförhållanden

Miljön i området är starkt påverkad av inflöden av saltare vatten från Kattegatt, via Öresund och Bälthavet samt sötvatteninflöden från älvar, floder och mindre vattendrag

som mynnar ut i Östersjön. Bräckvattenförhållandena i denna del av Östersjön påverkar artsammansättningen, med mer marina arter i de djupare delarna med en högre salthalt och fler bräckvattensarter i de grundare områdena samt längre österut där salthalten är lägre.

Provtagningar med CTD utförda av AquaBiota Water Research under juni och augusti 2021 (figur 5) visade på varierande salinitet i parkområdet. I juni noterades som lägst 6,7 PSU (Practical Salinity Unit, där 1 PSU = 1 g salt/kg vatten) vid ytvattnet och som högst 17,1 PSU i bottenvattnet. Generellt uppmättes högre salinitet vid samtliga lokaler i mätningarna i juni, för både yt- och bottenvatten, med ett tydligt salthaltsprångskikt (haloklin) strax under 40 meters djup i samtliga mätlokaler. Vid provtagningarna i augusti varierade saliniteten i parkområdet mellan 5,5 PSU i ytvattnet och 16,9 PSU vid botten, med en mer otydlig haloklin runt 25–30 meter.

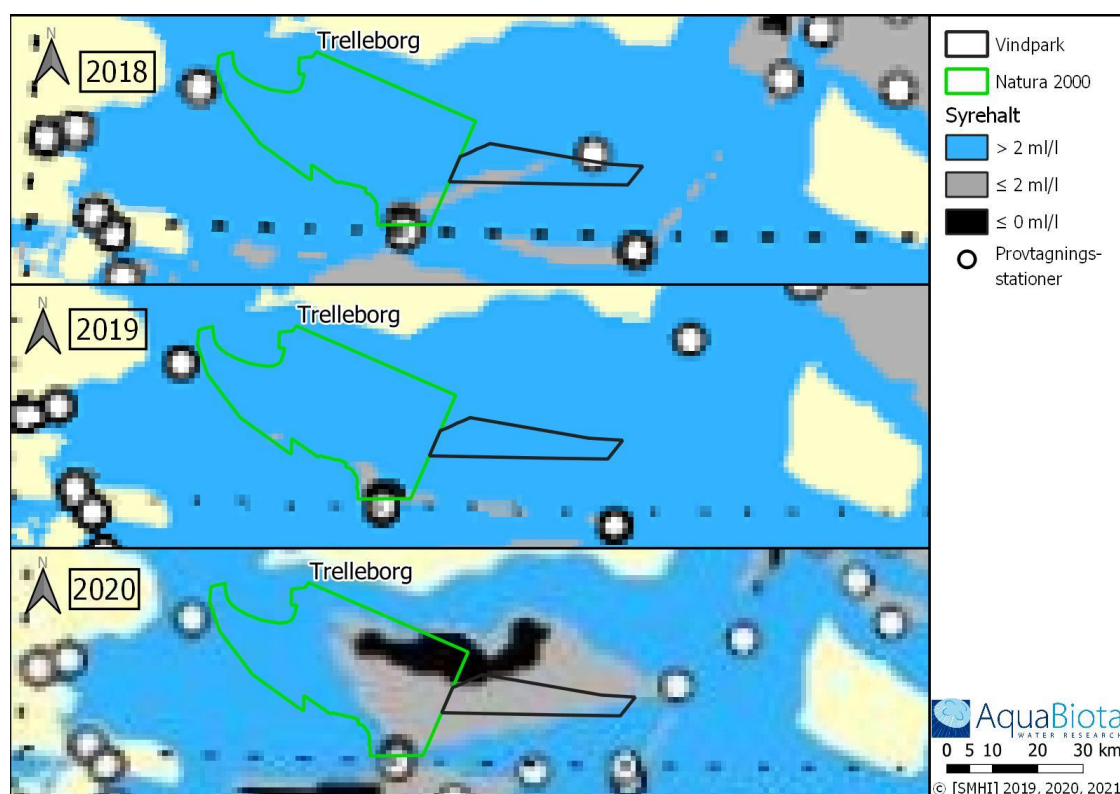
Det går även att notera skillnader i temperatur i vattenkolumnen mellan de olika mättillfällena. Provtagningarna i juni uppvisar ett tydligt temperatursprångskikt (termoklin) runt 20 meters djup, med minskande temperaturer i bottenvattnet, medan augustimätningarna har trender med först minskande temperatur som sedan ökar i djupvattnet. Skillnaden i medeltemperatur mellan yt- och bottenvattnet i junimätningarna var 11 °C medan skillnaden i mätningarna från augusti var 3 °C.



Figur 5. CTD-stationer provtagna i juni och augusti 2021.

Syrehalten i södra Östersjön är starkt beroende av inflöden av syresatt vatten från Västerhavet och kan därmed variera från år till år (figur 6). I Arkonabassängen varierar syreförhållandena på botten med generellt högst syrehalter under vintern och våren, till

följd av en väl omblandad vattenkolumn, och som lägst halter under sommaren, till följd av starka skiktningar av vattenkolumnen och hög respiration på botten (SMHI 2021b). I områden med låga syrehalter (<2 ml/l) släpper sedimentet ifrån sig näringsämnen, däribland fosfat, som kan sprida sig både vertikalt och horisontellt i vattenpelaren. En ökning av näringsämnen i vattenpelaren kan leda till en ökad primärproduktion i ytlagret under vår- och sommarperioden. När detta sedan sjunker till botten och bryts ned med hjälp av syre kan syreförhållandena försämrats ytterligare. Enligt SMHI:s mätningar av syrehalten i Östersjön kan det periodvis finnas syrefattiga bottnar inom Triton (figur 6). Vid CTD-mätningarna under juni och augusti 2021 påvisades dock varken syrefattiga (<2 ml/l) eller syrefria (0 ml/l) bottnar inom Triton (figur 5).



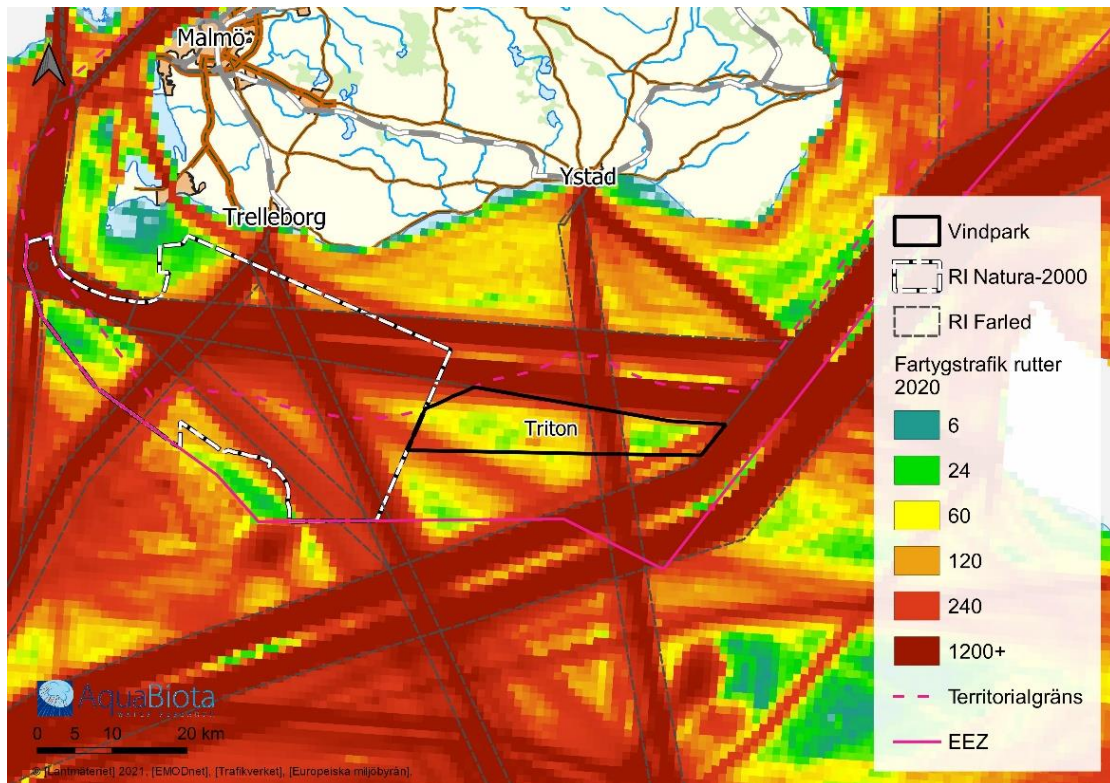
Figur 6. Syreförhållandena i Triton och Natura 2000-området Sydvästskånes utsjövatten under hösten 2018–2020. Underlag kommer från SMHI:s syrerapporter (SMHI 2019, 2020, 2021b).

4.3. Bottentrålning och fartygstrafik

I nuläget förekommer ett begränsat bottentrålfiske inom det planerade området för vindparken, vilket bidrar till resuspension av sediment i vattenkolumnen och en efterföljande sedimentering. Bottentrålningen inom parkområdet har minskat drastiskt från 384 tråldrag under 2015 till att endast uppgå till 90 tråldrag under 2019. Minskande kvoter och ett stopp för torskfiske under 2020 och 2021 kan förklara denna drastiska minskning av bottentrålning i regionen (Havs- och vattenmyndigheten VMS databas, 2021). Detta kan dock komma att ändras beroende på myndigheters föreskrifter angående fiske.

Bottentrålning påverkar arter som lever i och på havsbotten genom att den översta delen av sedimentet störs när trålen dras över botten. Kaiser m. fl. (2000) visade att faunan på botten påverkade av bottentrålning skiftar från samhällen dominerade av uppstickande, fastsittande arter med hög biomassa per individ, till små grävande infauna-arter. Då den förra gruppen förväntas förekomma i en begränsad omfattning i parkområdet (se tabell 6 över arter funna i området), är en påverkan från bottentrålning på bottensamhället betydligt mer begränsad där än i havsområden där man har fastsittande arter av större storlek. I den mån bottentrålningen har en effekt på artsammansättning eller biomassa av sedimentlevande arter i området är chansen till återhämtning god om trålningen upphör, då kringliggande områden har den faunasammansättning som man kan förvänta sig för bottentypen.

Sjöfarten i denna del av södra Östersjön är i stort sett konstant med en mindre säsongsvariation. Statistik från området visar att cirka 3 000–3 500 fartygspassager årligen passerar genom parkområdet, som nästan uteslutande utgörs av passagerarfartyg (färjor) och Ro-Pax-fartyg (SSPA Sweden 2021). I parkområdets östra del passerar dessa färjor bland annat från Trelleborg och Ystad i Sverige till Sassnitz i Tyskland (figur 7). Vidare passerar cirka 45 000 fartyg omkring och längs med parkområdets gränser. Dessa fartyg utgörs av last-, container-, fiske-, passagerar-, service- och tankfartyg med flera som spåras med hjälp av AIS-data (Automatic Identification System), vilket visar att större sjöfartsrutter för fartyg passerar längs med området för vindparken på deras väg in och ut ur Östersjön. Rörelsemönstren av fiskefartyg är mer utspridda eftersom dessa vanligen rör sig till och från olika fiskeområden som skiljer sig beroende på målart och säsong.



Figur 7. AIS-data över antal rutter/passager per km² under 2020 (EMODnet).

4.4. Bottenflora

Rödalg är den grupp av alger som har den största djuputbredningen och har observerats ner till 38 meter i Östersjön i områden med grövre substrat (Kågesten m.fl. 2020). Då parkområdets grundaste punkt överstiger detta djup, tillsammans med att området uteslutande utgörs av mjukbottnar förväntas ingen bottenflora förekomma i området. Den djupaste observerade förekomsten av alger i södra Östersjön utgörs enligt SMHI Shark (2021) av en rödalg (*Coccotylus truncatus*/*Phyllophora pseudoceranoides*) som observerades på knappt 29 meters djup.

4.5. Bottenfauna

Bottenfaunan i området domineras av djur som lever nedgrävda i sedimentet, så kallad infauna. Bottenhuggundersökningar som har utförts inom parkområdet visar att infaunan utgörs av djurgrupperna fåborstmaskar, havsborstmaskar, kräftdjur, snabelsäckmaskar och blötdjur (musslor och snäckor). Den mest artrika gruppen i området är havsborstmaskar, där hissfjällmasken (*Bylgides sarsi*), krokålängar (*Nephtys* spp.), ryggsäckmaskar av arten *Scoloplos armiger* och arter av rygghuvudsmaskar (*Marenzelleria* spp., *Pygospio elegans*) är vanliga. *Marenzelleria* spp. är ett invasivt släkte som först observerades i Östersjön 1985 (Havs- och vattenmyndigheten 2008). Ytterligare vanligt förekommande arter inom området är östersjömussla (*Limecola balthica*), kommakräftan *Diastylis rathkei* och snabelsäckmaskar av arterna *Halicryptus spinulosus* och *Priapulus caudatus* (ICES 2020, SMHI Shark 2020, Gogina m.fl. 2016) (tabell 6). Inom parkområdet har också islandsmusslor (*Arctica islandica*) observerats,

vilka är skyddade enligt OSPAR (2008). Islands musslan är en marin art men kan leva i områden med en lägsta salthalt om cirka 10 PSU (Hiebenthal m.fl. 2012), vilket inkluderar Triton-området. Då såväl bottenstrukturer som djup är liknande inom hela parkområdet så förväntas bottenfaunan ha en relativt homogen artsammansättning över hela parkområdet.

Tabell 6. Bottenlevande taxa som påträffats inom Triton-området (för källor se tabell 1).

Art	Svenskt namn	Rödlistning
Fåborstmaskar		
<i>Oligochaeta</i>	Fåborstmaskar	
Havsborstmaskar		
<i>Ampharete baltica</i>	Svenskt namn saknas	Livskraftig
<i>Ampharete grubei</i>	Svenskt namn saknas	Livskraftig
<i>Bylgides sarsi</i>	Hissfjällmask	Ej bedömd
<i>Capitella capitata</i>	Svenskt namn saknas	Ej bedömd
<i>Dipolydora quadrilobata</i>	Svenskt namn saknas	Ej bedömd
<i>Heteromastus filiformis</i>	Svenskt namn saknas	Ej bedömd
<i>Marenzelleria</i>	Rygghuvudsmaskar	
<i>Nephtys</i>	Krokgälingar	
<i>Nephtys caeca</i>	Kortkrokgäling	Livskraftig
<i>Nephtys ciliata</i>	Hårkrokgäling	Livskraftig
<i>Nephtys hombergii</i>	Skimmerkrokgäling	Livskraftig
<i>Pectinaria koreni</i>	Svenskt namn saknas	Livskraftig
<i>Polydora ciliata</i>	Svenskt namn saknas	Ej bedömd
<i>Pygospio elegans</i>	Svenskt namn saknas	Ej bedömd
<i>Scoloplos armiger</i>	Svenskt namn saknas	Ej bedömd
<i>Terebellides stroemii</i>	Svenskt namn saknas	Livskraftig
Kräftdjur		
<i>Diastylis rathkei</i>	Svenskt namn saknas	Livskraftig
<i>Pontoporeia femorata</i>	Svenskt namn saknas	Livskraftig
<i>Diastylis</i>	Kommakräftor	
Musslor		
<i>Arctica islandica</i>	Islandsmussla	Livskraftig
<i>Limecola balthica</i>	Östersjömussla	Livskraftig
Snabelsäcksmaskar		
<i>Halicryptus spinulosus</i>	Svenskt namn saknas	Ej bedömd
<i>Priapulus caudatus</i>	Svenskt namn saknas	Ej bedömd
Snäckor		
<i>Hydrobiidae</i>	Tusensnäckor	

Under sommaren 2019 utförde PAG Miljöundersökningar, på uppdrag av Länsstyrelsen Skåne, videoundersökningar av epifauna (djur som lever på botten) inom det angränsande Natura 2000-området Sydvästskaanes utsjövatten (Länsstyrelsen Skåne 2020). I samband med videoundersökningarna klassificerades de delar av Natura 2000-området som angränsar till parkområdet som HELCOM HUB-biotopen mjukbotten med gles fauna (AB.H2T). Då både själva parkområdet och angränsande delar av Natura

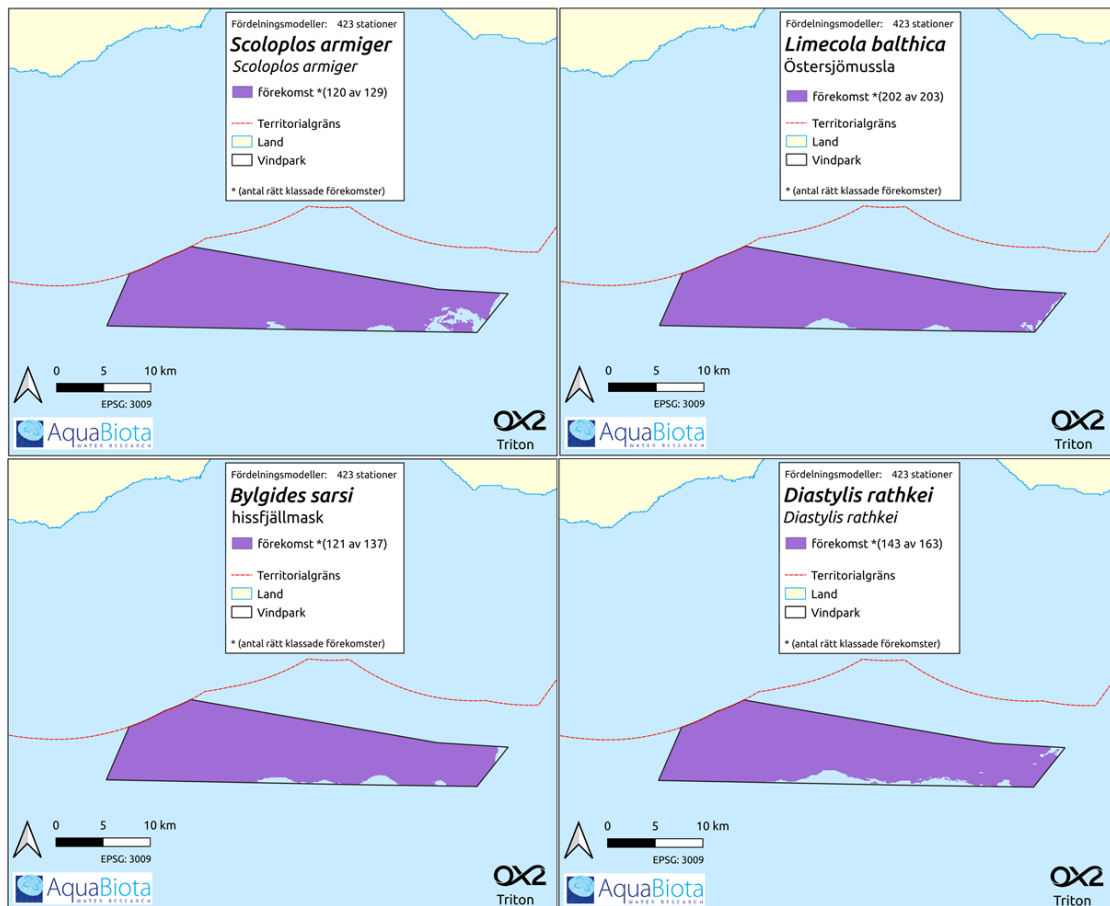
2000-området utgörs av djupa mjukbottnar förväntas bottenfaunan ha en liknande sammansättning av arter.

I det intilliggande Natura 2000-området har den marina arten vanlig sjöstjärna (*Asterias rubens*) observerats. Arten förekommer endast på större djup i de västra delarna av Östersjön där salthalten är tillräckligt hög. På mjukbottnarna har även ett antal fynd av oidentifierade havsanemoner observerats, som eventuellt kan vara arten hoppanemon (*Stomphia coccinea*) (Länsstyrelsen Skåne 2020). Arten, som bedöms som sårbar, förekommer inom svenskt vatten främst i Kattegatt men har också observerats i de djupare delarna av Öresund och har en ekologi som kan överensstämma med parkområdet (SLU Artdatabanken 2021a).

De av HELCOM (2013) och SLU Artdatabanken (2020) rödlistade arterna havsborstmasken *Alkmaria romijni*, vit skivmussla (*Macoma calcarea*) och trubbig sandmussla (*Mya truncata*) finns samtliga dokumenterade ifrån Natura 2000-områdets djupa mjukbottnar och förutsättsättningarna finns att de även förekommer inom parkområdet (Gogina m.fl. 2016, HELCOM 2020, SMHI Shark 2020). Inom Natura 2000-området har även musslor av släktet *Astarte* observerats (Gogina m.fl. 2016). Vid dominans utgör de HELCOM-habitatet "Mjukbotten dominerat av *Astarte* spp. (AB.H3L5)" som är klassificerat som starkt hotat (EN) enligt HELCOM (2013). Då även parkområdet utgörs av mjukbottnar är det troligt att även dessa arter finns inom parkområdet, vilket därmed även inkluderar det hotade habitatet. Mer information om det angränsande Natura 2000-området Sydvästskaanes utsjövatten beskrivs i Tiblom m.fl. (2021).

4.5.1. Modelleringsresultat

Potentiell utbredning inom parkområdet av de arter som är vanligt förekommande inom denna del av Östersjön finns redovisade i figur 8. Modelleringar gjorda för det specifika parkområdet visar att arter som är vanligt förekommande på lokaler inom parkområdet samt i områden omkring, förväntas återfinnas i majoriteten av Triton-området (figur 8). Samtidigt visade resultaten att salthalten vid botten var den viktigaste förklaringsvariabeln för utbredning av bottenlevande arter i Triton-området.



Figur 8. Modelleringsresultat av utbredning av vanligt förekommande arter inom Triton. Inom parentes anges antal korrekt klassade stationer av total antal inventerade stationer inom området klassat som förekomst.

5. PÅVERKAN OCH KONSEKVENSBEDÖMNING

I det här kapitlet redovisas först vilka avgränsningar som har gjorts av bedömda påverkansfaktorer (avsnitt 5.1). Därefter följer konsekvensbedömningar för vindparkens anläggningsfas (avsnitt 5.2), driftsfas (avsnitt 5.3) och avvecklingsfas (avsnitt 5.4). Slutligen bedöms den kumulativa effekten av verksamheten tillsammans med andra verksamheter under vindparkens samtliga faser (avsnitt 5.5).

5.1. Bedömda påverkansfaktorer

De bedömda påverkansfaktorerna för vindparkens faser redovisas i tabell 7. Urvalet av bedömda påverkansfaktorer är baserat på inkomna yttranden i samband med samråd tillsammans med utredarnas egna bedömningar. I samma tabell framgår vilka påverkansfaktorer som även bedöms med avseende på kumulativa effekter, vilket har baserats på utredarnas bedömningar av de påverkansfaktorer som potentiellt kan medföra kumulativa effekter.

Då parkområdets djupa mjukbottnar saknar förutsättningar för att det ska kunna förekomma vegetationsklädda bottnar bedöms inte påverkansfaktorer som endast berör bottenflora, som exempelvis påverkan av skuggning från vindkraftverken. Av samma anledning inkluderar bedömningarna endast påverkan på bottenfaunan i området med undantag för påverkansfaktorn substratförändringar (avsnitt 5.3.1) där mottagaren även inkluderar bottenflora eftersom fundamenten även erbjuder nytt hårt substrat till alger som annars saknas i parkområdet.

Fysisk påverkan på havsbotten uppkommer främst vid anläggning av fundament och internkabelnät. En viss fysisk påverkan kan även uppkomma under driftsfasen då jack-up fartyg används i samband med underhåll av fundament och turbiner. Då den fysiska påverkan under driftsfasen uppkommer i en obetydlig omfattning så bedöms påverkansfaktorn endast under vindparkens anläggningsfas. Under driftsfasen kan undersökningar av havsbotten förekomma för att inspektera anläggningens status, inför förberedelser av större underhållsinsatser med jack-up fartyg eller för att tillgodose krav i ett kontrollprogram. Typen av undersökningar är liknande de som beskrivs under anläggningsfasen (se avsnitt 5.2 nedan), men av yttligare karaktär och i begränsad eller lokal omfattning, varför de endast bedöms för anläggningsfasen.

Tabell 7. Bedömda påverkansfaktorer under vindparkens anläggningsfas, driftsfas och avvecklingsfas. Asterisk (*) visar vilka påverkansfaktorer och under vilka faser som ingår i bedömningar av kumulativa effekter.

Påverkansfaktor	Anläggningsfas	Driftsfas	Avvecklingsfas
Fysisk påverkan	X		
Suspenderat sediment och sedimentation*	X		X
Miljögifter och näringsämnen*	X		X
Främmande arter	X	X	X
Substratförändringar*		X	
Elektromagnetiska fält		X	
Hydrografiska förändringar		X	

5.2. Anläggningsfas

Förutom den faktiska installationen av fundament utgörs anläggningsfasen även av förberedande anläggningsundersökningar. Innan installation genomförs en detaljprojektering i vindparken där fördjupade anläggningsundersökningar av maringeologin och de djupare bottenlagren görs i form av geotekniska och geofysiska undersökningar. Med de geofysiska undersökningarna kartläggs havsbottens översta lager och dess geologiska sammansättning medan de geotekniska undersökningarna bidrar till att skapa en detaljerad bild av botten sedimentets sammansättning och fysiska egenskaper. Resultaten kommer användas i beslut om val, design och placering av fundament efter rådande förhållanden och för att möjliggöra miljöanpassade lösningar.

Installation av monopile-fundament kan sedan utföras genom två tekniker – borrhning och pålning. Vid pålning slås fundamenten ner med hjälp av en hammare i havsbotten tills man uppnått önskat djup ned i sedimentet. Om havsbotten är av hård karaktär kan installation av fundament i stället kräva borrhning vilket sker från en borrhplattform. För vindpark Triton antas det att 15 % av fundamenten kommer installeras genom borrhning och resterande genom pålning.

5.2.1. Fysisk påverkan

Påverkan på parkområdets bottenmiljö utgörs initialt av den fysiska störningen av havsbotten som sker vid anläggning av fundament för vindkraftsverk och transformatorstationer, erosionsskydd och internkabelnät samt jack-up fartyg som används vid montering av fundament och turbiner. Framför allt riskerar stationära organismer som inte kan förflytta sig från platsen skadas av den direkta mekaniska inverkan som sker vid anläggningsarbeten.

Den maximala fysiska påverkan som anläggning av vindparken kan ge upphov till har beräknats utifrån ett worst case-scenario (tabell 8). En försumbar fysisk påverkan (motsvarande en yta <0,0001 % av parkområdet totala yta) sker också i samband med de förberedande undersökningarna.

Tabell 8. Andelar av parkområdets totala bottenyta som påverkas vid anläggning av vindkraftsfundament, erosionsskydd, transformatorstationer och internkabelnät samt jack-up fartyg vid montering av vindkraftsfundament.

	Gravitations -fundament	Erosions skydd	Transformator- stationer/platt- formar	Erosions skydd	Intern- kabelnät	Jack- up fartyg	Totalt
Yta (km ²)	0,253	0,243	0,00094	0,033	3,0	0,216	3,75
Yta (%)	0,10	0,10	0,00036	0,0132	1,2	0,09	1,50

De ytor som kan komma att beröras av fysiska påverkan, i ett worst case-scenario, utgör en mycket liten del av parkområdets totala bottenyta (1,50 %). Vid de bottenytor som tas i anspråk av fundament och erosionsskydd erhålls en övergång från mjukt till hårt substrat, vilket skapar förutsättningar för bildandet av artificiella rev (se avsnitt 5.3.1).

Anläggning av internkabelnätet utgör den största andelen av vindparksetableringens totala fysiska påverkan på havsbotten. En återetablering av bottenlevande organismer kommer att kunna ske på de ytor som påverkats av arbeten i samband med anläggning av internkabelnät samt där stödben har förankrats i botten. Opportunistiska arter av havsborstmaskar, rundmaskar och kräftdjur är snabba på att återkolonisera muddrade mjukbottnar, medan återkolonisation av mer långlivade arter som exempelvis vissa arter av musslor tar längre tid (Hammar m.fl. 2009). Tiden för återhämtningen varierar stort mellan olika områden, men Hammar m.fl. (2009) skriver att återhämtningen av en muddrad yta vanligtvis tar 1–3 år samt att successionsprocesserna normalt är långsammare på djupa än på grunda bottnar.

Vidare är parkområdet påverkat av ett bottentrålningfiske som medför en fysisk påverkan på bottenmiljön. Bottentrålningen har dock minskat de senaste åren till följd av fiskestopp, men en viss bottentrålning pågår fortfarande (Havs- och vattenmyndigheten VMS databas 2021). Trots att bottentrålningfisket har minskat på senare år så orsakar bottentrålningfisket en större fysisk påverkan på bottenmiljön. Påverkan är dessutom kontinuerlig jämfört med vad som uppkommer i samband med anläggningen av vindpark Triton. Vid anläggning av vindparken kommer bottentrålningen att begränsas, vilket leder till en minskad fysisk påverkan under de uppåt 45 åren vindparken är i drift.

Känsligheten för bottenfaunan i området bedöms som måttlig för påverkansfaktorn fysisk påverkan, men då de berörda bottenytorna utgör en mycket liten andel av parkområdets totala yta så bedöms påverkans storlek och omfattning som obetydlig och som resulterar i en försumbar konsekvens (tabell 9).

Tabell 9. Konsekvensbedömning av fysisk påverkan på bottenfaunan i samband med anläggning av vindparken.

Påverkansfaktor	Mottagarens känslighet	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvens
Fysisk påverkan	Måttlig	Obetydlig	Försumbar

5.2.2. Suspenderat sediment och sedimentation

I samband med de geotekniska undersökningarna genomförs provborrningar i vindparken för att samla in borrhärdar. Undersökningen sker genom att en borrhärd med en diameter om cirka 250 mm förs ned i sedimentet till ett visst djup, varefter borrhärdens samlas in och omhändertas för vidare analys. Vid denna process, samt vid installation av fundament (främst vid borrning av monopile-fundament) och nedspolning av kablar, frigörs sediment som leder till förhöjda halter av suspenderat sediment (grumling) och en efterföljande sedimentation (sedimentet lägger sig på botten). Sedimentspridningen i samband med de geotekniska undersökningarna är dock mycket begränsad. Den

förhöjda koncentrationen av suspenderat sediment når inte samma omfattning som anläggning av fundament. Om sedimentet avges under installation kan det sprida sig i form av en plym från anläggningsplatsen. Olika faktorer kan påverka spridningen av sediment, till exempel strömmar, djup och bottensubstrat (Hammar m.fl. 2009).

Hur bottenlevande organismer påverkas av suspenderat sediment beror bland annat på halten av suspenderat sediment och dess varaktighet (exponeringstid) i vattenpelaren (Wilber och Clarke 2001). De flesta bottenlevande djur är toleranta för tillfälligt förhöjda halter av suspenderat sediment, medan vissa filtrerande arter kan påverkas negativt vid långvarig exponering. Höga halter av suspenderat sediment kan täppa igen filtrationsmekanismen hos filtrerande djur, vilket ökar energiförbrukning och kan resultera i nedsatt födointag samt på längre sikt minskad tillväxt (Lisbjerg m.fl. 2002, Velasco och Navarro 2002, Szostek m.fl. 2013). De flesta musselarter klarar 100 mg/l suspenderat sediment i upp till två veckor utan att visa på en förhöjd dödlighet, men vissa arter är känsligare och visar på en minskad tillväxt redan efter ett par dagar (Karlsson m.fl. 2020).

Vid en bedömning av påverkan från frigörelse av sediment är det viktigt att även beakta den naturliga grumlingen som sker i området och sätta den i relation till den sedimentspridning som uppkommer i området i samband med etablering av vindparken. I samband med arbetet med Öresundsbron genomfördes mätningar av naturliga halter av suspenderat sediment under olika väderförhållanden. På djup mellan 10 och 40 meter uppmättes en grumlighet om 0–2 mg/l under lugna väderförhållanden och upp emot 40 mg/l under perioder med hårda vindförhållanden (Valeur och Jensen 2001). Under sommarperioden är den naturliga grumligheten oftast lägre än 10 mg/l för både Östersjön och Västerhavet (Kyryliuk 2014, Karlsson m.fl. 2020).

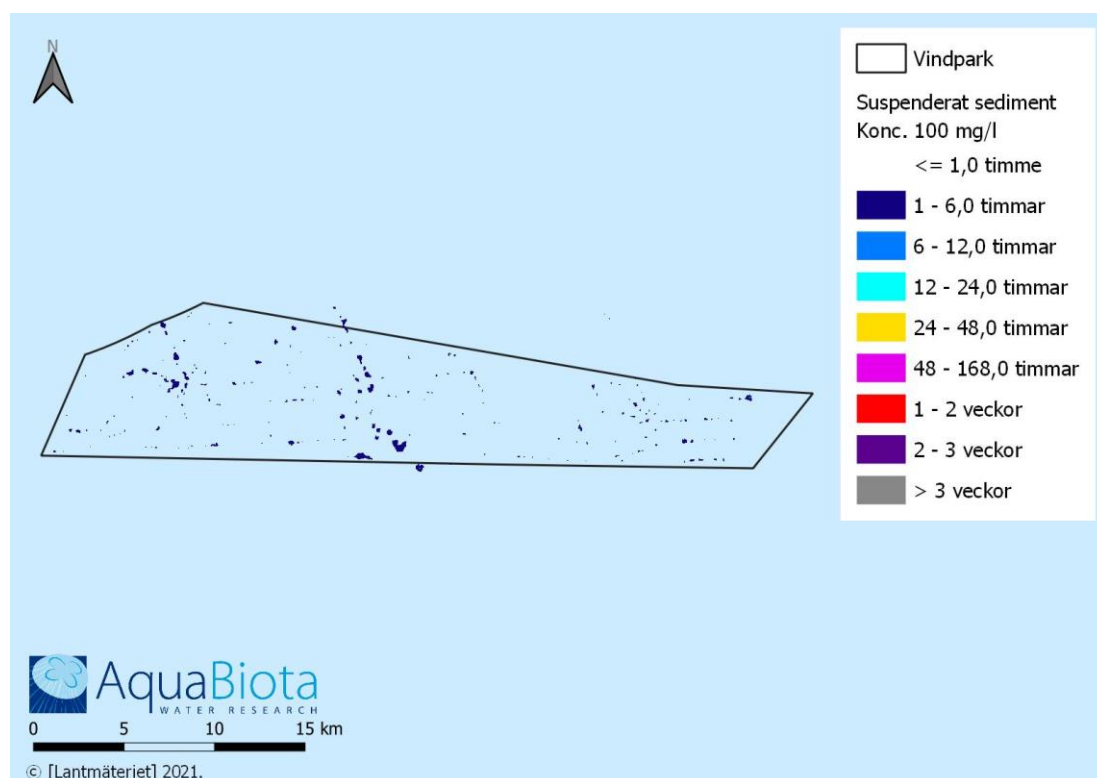
När suspenderade partiklar, som sprids i samband med anläggningen av vindparken, faller ner på botten (sedimenterar) så kan bottenlevande djur komma att täckas av sediment. Påverkan av sedimentation varierar mellan olika arter (Last m.fl. 2011) och beroende på ett flertal faktorer, där mängden sedimenterat material, den totala tiden som organismerna täcks över (exponeringstid) samt sedimentpartiklarnas storlek är av stor betydelse (Szostek m.fl. 2013, Hendrick m.fl. 2016, Hutchinson m.fl. 2016). Mobila djur som kan förflytta sig från platsen och djur anpassade till ett liv nedgrävda i havsbotten (infauna) klarar sig normalt bättre än organismer som lever ovanpå bottenarna (epifauna). Sessila (festsittande) organismer och djur med begränsad förmåga att gräva sig upp genom sedimentet kan kvävas vid långvarig övertäckning (Essink 1999).

5.2.2.1. Konsekvensbedömning av suspenderat sediment

Sedimentspridningen i samband med borrhning under de geotekniska undersökningarna måste för själva ändamålets skull undvikas för att kunna konservera materialet i dessa definierade skikt så väl som möjligt för att kunna analysera borrhkärnorna. Detta resulterar i en högst begränsad och lokal sedimentspridning som bedöms som försumbar för områdets bottenfauna.

NIRAS (2021a) modelleringar av suspenderat sediment och sedimentpålagringar vid anläggningsfasen bygger på att alla fundament och elkablar anläggs sekventiellt men resultaten har sammanfattats i en och samma karta. Med andra ord kommer angivna sedimenthalter och varaktigheter som visas i det här avsnittets kartor aldrig att inträffa över hela området vid ett och samma tillfälle, men förväntas uppkomma vid olika tidpunkter beroende på var arbete utförs inom området. Sedimentet släpps ut 2 meter ovanför havsbotten, och då det är påverkan på bottenfaunan som bedöms så redovisas koncentrationerna av suspenderat sediment som ett medelvärde av de 10 nedersta meterna.

Suspenderat sediment med halter över 100 mg/l uppkommer i en begränsad omfattning i området, främst runtomkring de borrade fundamenten. Varaktigheten av 100 mg/l uppgår som längst endast till sex timmar inom en yta om 6,4 km², vilket motsvarar cirka 2,5 % av områdets totala yta (figur 9).



Figur 9. Simulering av varaktigheten av 100 mg/l suspenderat sediment vid anläggning av fundament och kablar inom vindpark Triton då sedimentet släpps ut 2 meter ovan havsbotten. Varaktigheten för halten baseras på ett medelvärde mellan botten och 10 meter däröver (NIRAS 2021a).

Bottenfaunan inom det planerade parkområdet utgörs främst av olika infauna-arter, som antingen är rovdjur eller depositionsätare (äter dött organiskt material) (tabell 6). De tillfälligt förhöjda halter av suspenderat sediment som uppkommer i samband med anläggning av vindparken påverkar inte dessa arters födointag. Förekomsten av

filtrerande djurarter som kan vara känsliga för påverkan av suspenderat sediment är begränsad i Triton-området.

Östersjömussla och islandsmussla är två arter som förekommer i området och som varierar sitt födointag mellan filtrering och att äta organiskt material från sedimentbotten beroende på födotillgång i området (Tyler-Walters och Sabatini 2017, Budd och Rayment 2001). Beroende på sammansättningen av oorganiskt/organiskt material i det suspenderade materialet kan östersjömusslans filtrering och födointag öka vid förhöjda halter av suspenderat sediment då mer mat kan finnas tillgänglig i vattenpelaren. Vid låg andel organiskt material i det suspenderade sedimentet kan musslans filtreringsmekanism i stället täppas igen, vilket orsakar ett minskat födointag samt en ökad energiförbrukning när musslorna ska avlägsna oönskade partiklar. I dessa fall kan östersjömusslan i stället ändra sin födostrategi och bli depositionsätare. Östersjömusslor har alltså utvecklat en anpassning till förhöjda halter av suspenderat sediment genom att övergå till att bli depositionsätare när förhållanden är ogynnsamma för filtrering. Arten bedöms som tolerant för förhöjda halter av suspenderat sediment på 100 mg/l uppåt en månad (Budd och Rayment 2001), vilket är betydligt längre än de sex timmar som vi maximalt förväntar oss i samband med anläggning av vindparken (figur 9).

Islandsmusslor är huvudsakligen depositionsätare men kan, precis som östersjömusslor, även filtrera plankton beroende på födotillgång. Islandsmusslor kan vid ogynnsamma förhållanden gräva sig djupt ned i sedimentet. Då de ofta förekommer i mjukbottensmiljöer med en naturligt hög grad av grumling bedömde Tyler-Walters och Sabatini (2017) arten som tolerant för exponering av 100 mg/l suspenderat sediment uppåt en månad.

Utöver arter funna inom området har ett antal rödlistade arter observerats på mjukbottnar i parkområdets närhet och som därmed även skulle kunna finnas inom parkområdet. På samma sätt som för ovan beskrivna arter kan även vit skivmussla variera sitt födointag mellan filtrering och att äta organiskt material (Goethel m.fl. 2019), vilket betyder att de anses som toleranta för de halter och varaktigheter av suspenderat sediment som kan uppkomma inom vindparken. Resterande rödlistade eller skyddsvärda musslor som återfunnits i parkområdets närområde, truggig sandmussla och *Astarte* spp. är filtrerare (Witbaard m.fl. 2005, Aitken och Risk 1988), vilka därmed kan påverkas negativt av förhöjda halter av suspenderat sediment med en lång varaktighet. Då en koncentration >100 mg/l inte uppkommer med en varaktighet längre än 6 timmar bedöms arterna som toleranta för de förhöjda halterna av suspenderat sediment som uppkommer till följd av anläggning av vindparken.

Vidare har även den rödlistade havsborstmasken *Alkmaria romijni*, observerats inom det angränsande Natura 2000-området. Arten lever vid sedimentytan och återfinns ofta i områden med mjuka ytsubstrat, låg vattenomsättning samt i områden påverkade av övergödning. Arten bedöms därmed som tolerant för förhöjda halter av suspenderat sediment på 100 mg/l i en månad (Tyler-Walters och White 2017).

Inom parkområdet förekommer även en viss bottentrålning (se avsnitt 4.3) som bidrar till resuspension av sediment (Palanques m.fl. 2001). I samband med trålning kan sedimentkoncentrationer om 100-300 mg/l uppkomma, och sprida sig från plymen åt alla håll i vattenkolumnen (De Madron m.fl. 2005, Palanques m.fl. 2001). År 2020 stoppades fisket av torsk i Östersjön, vilket har lett till ett minskat fiske både generellt och inom parkområdet. För perioden innan stoppet (2015–2019) har beräkningar av sedimentspridning från bottentrålning gjorts (Öhman m.fl. 2021). Utifrån dessa beräkningar frigörs cirka 229 800 ton sediment per år, endast inom parkområdet. Om man räknar på att en vindparks livslängd är 45 år, skulle denna tidsperiod motsvara en sedimentspridning om cirka 10 300 000 ton sediment totalt. Då fisket i dagsläget är betydligt mindre än under tidigare år (endast cirka 25 %) kommer även mängden sediment som frigörs varje år att vara mindre, vilket leder till en mindre total sedimentspridning. Mängderna av sediment är uppskattade, men visar på att det svenska trålfisket oavsett frigör stora mängder med sediment. Vid bedömning av påverkan från förhöjda halter av suspenderat sediment bör nollalternativet tas i beaktning, vilket i detta fall innebär att trålning kommer fortgå i området och således medföra en resuspension av sediment. Den totala frigörelsen av sediment skulle minska i parkområdet då trålfisket begränsas, till följd av etablering av vindpark Triton (Öhman m.fl. 2021).

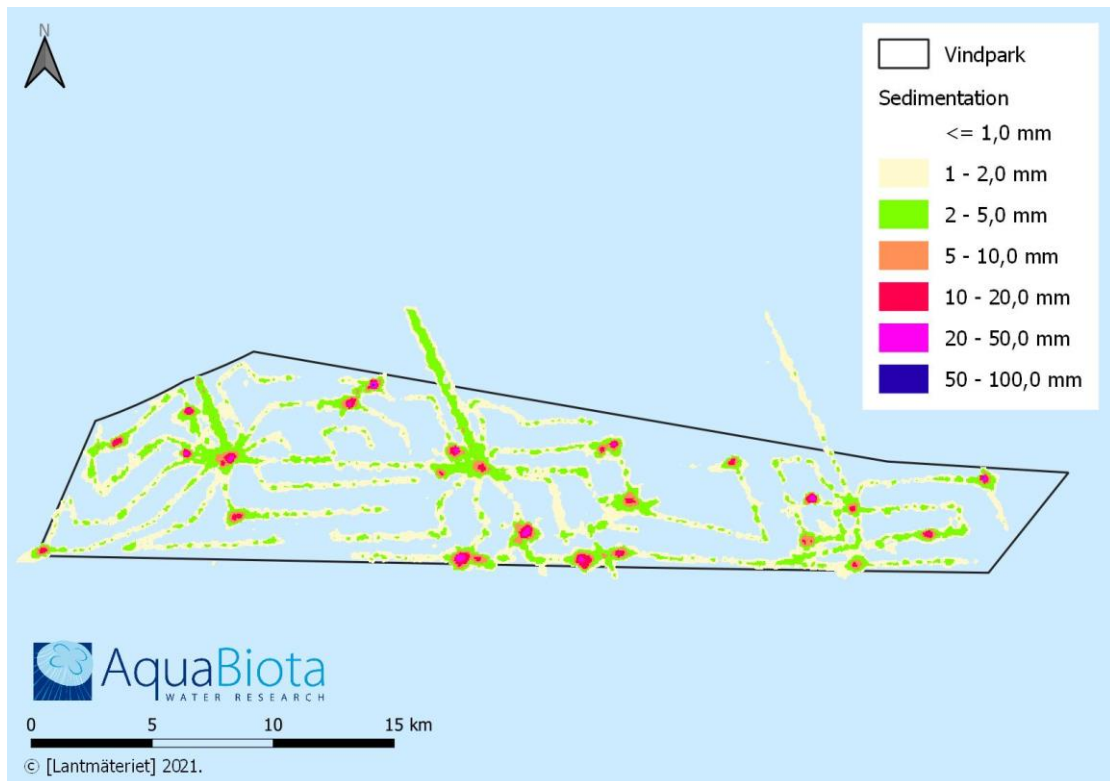
Generellt är djur på mjukbotten mer anpassade till grumling än djur som lever på botten med grövre substrat. Förekomsten av filtrerande arter som kan vara känsliga för förhöjda sedimenthalter bedöms vara begränsad i området. Sammantaget bedöms bottenfaunan i området därmed ha en liten känslighet för påverkansfaktorn suspenderat sediment. Sedimenthalter om 100 mg/l uppkommer som längst endast under sex timmar inom ett begränsat område, vilket leder till att påverkansfaktorn bedöms som obetydlig. Detta ger sammantaget en försumbar konsekvens för bottenfaunan i parkområdet (tabell 10).

Tabell 10. Konsekvensbedömning av suspenderat sediment för bottenfauna i parkområdet.

Påverkansfaktor	Mottagarens känslighet	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvens
Suspenderat sediment	Liten	Obetydlig	Försumbar

5.2.2.2. Konsekvensbedömning av sedimentation

Lokalt runt de borrade fundamenten uppgår sedimentationen till 50–100 mm inom en yta som motsvarar 0,13 % av parkområdets totala yta. Sedimentpålagringar över 5 mm uppkommer inom en yta som motsvarar cirka 2 % av parkområdets totala yta (figur 10).



Figur 10. Simulering av sedimentation vid anläggning av fundament och kablar inom vindpark Triton (NIRAS 2021a).

Bottenfaunan utgörs främst av mobila arter som vid ökade sedimentpålagringar kan gräva sig upp genom sediment. Exempelvis har det visats att havsborstmaskar tillhörande släktena *Nephtys* och *Nereis* kan gräva sig upp genom sedimentet vid en övertäckning av upp till 500 mm lera och 800 mm sand (Essink 1999). Detta är betydligt högre sedimentpålagringar än vad som förväntas uppkomma i samband med anläggningen av vindpark Triton. Vidare kan rygghuvudsmaskar och snabelsäcksmaskar gräva sig ner i sedimentet till omkring 200 mm (Zettler m.fl. 1995) respektive 300 mm (Oeschger 1990), varför även dessa bedöms som toleranta för den sedimentation som uppkommer inom Triton (figur 10). Av de rödlistade och skyddsvärda arterna enligt HELCOM och OSPAR lever majoriteten nedgrävda i sedimentet (Aitken och Risk 1988, Camus m.fl. 2003, SLU Artdatabanken 2021b) och anses därmed inte känsliga för den sedimentation som uppkommer inom området (figur 10). Till exempel lever såväl vit skivmussla som trubbig sandmussla ett par decimeter ned under sedimentytan (SLU Artdatabanken 2021b, c). Havsborstmasken *Alkmaria romijni* anses dock vara känsligare för en tillfällig sedimentation, men bedöms ha en låg känslighet på grund av dess höga återhämtningspotential (Tyler-Walters och White 2017).

Vidare har Poweilleit m.fl. (2009) studerat på laboratorium hur vissa arter som förekommer i Östersjön påverkas av sedimentpålagringar genom att djuren placerades i sediment vid olika nedgrävningsdjup. Djuren i studien utgjordes bland annat av arter som har påträffats inom det området för vindparken eller i dess närhet, som exempelvis musselarterna islandsmussla, östersjömussla, och sandmussla (*Mya arenaria*). Vid övertäckning av ett 320–410 mm djupt sedimentlager lyckades samtliga av dessa

musselarter återta kontakten med bottenytan genom att gräva sig upp och/eller förlänga sina inandningsrör.

Under en annan experimentstudie påvisades heller ingen påverkan på juvenila östersjömusslor till följd av övertäckning, vare sig gällande minskad överlevnad eller tillväxt vid olika nedgrävningsdjup ned till 240 mm (Hinchey m.fl. 2006).

Östersjömusslor kan gräva sig fram både horisontellt och vertikalt i havsbotten vid övertäckning av sediment upp till 80 mm (Brafield och Newell 1961, Brafield 1963). Dessutom har de ett förhållandevis långt inandningsrör, vilket är en fördel för att överleva perioder med ökad sedimentation. Till skillnad från ovan nämnda experiment där individerna placerades vid olika djup i sedimentet så kommer sedimentation i samband med anläggningen av vindparken i stället att ske successivt. Därmed finns större möjligheter för arterna att gräva upp sig kontinuerligt. Arterna bör därmed ha en högre tolerans för sedimentationen i samband med anläggning av vindparken än i utförda experiment.

Även fast en viss ökad energiförbrukning förväntas uppkomma för de individer som lokalt kan täckas över av sediment bedöms inte anläggningen av vindpark Triton medföra någon betydande påverkan på bottenfaunan i området till följd av sedimentation. Viktigt att ta i beaktande är också att den totala ytan där den förväntade sedimentationen överstiger 50 mm är mycket begränsad i förhållande till parkområdets totala yta (0,13 %).

Sammanfattningsvis bedöms bottenfaunan i området ha en liten känslighet för påverkansfaktorn sedimentation och med tanke på den begränsade ytan som berörs av större sedimentpålagringar (> 50 mm) bedöms påverkans storlek obetydlig. Detta resulterar i en försumbar konsekvens för bottenfaunan i området till följd av sedimentation (tabell 11).

Tabell 11. Konsekvensbedömning av sedimentation för bottenfauna i parkområdet.

Påverkansfaktor	Mottagarens känslighet	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvens
Sedimentation	Liten	Obetydlig	Försumbar

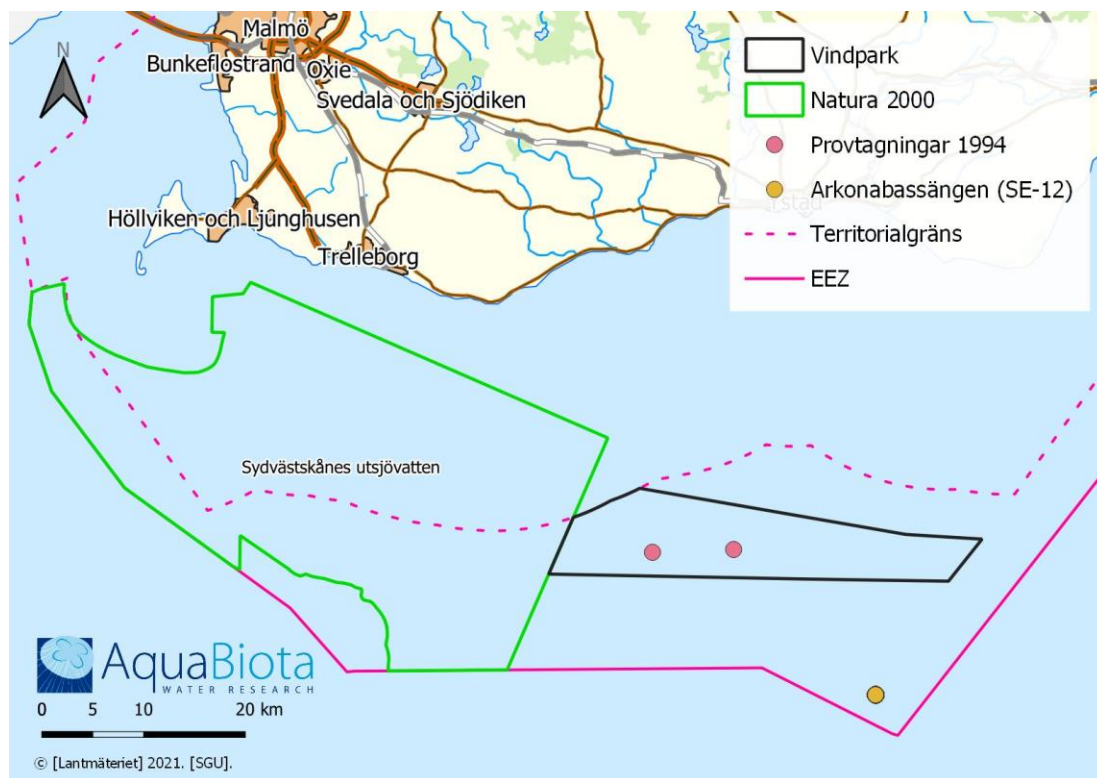
5.2.3. Miljögifter och näringsämnen

Bottnarna inom Triton består uteslutande av ackumulationsbottnar, vilket innebär att sedimentpartiklar ligger kvar på botten så länge ingen störning på botten sker. De flesta organiska miljöföroreningar ligger bundna till sedimentpartiklar och organiskt material och kan därmed ansamlas i dessa områden. Miljögifter i bottensedimenten kan frigöras och spridas i vattenkolumnen och till nya områden i samband med den fysiska störningen av havsbotten under anläggningsfasen.

Samtliga ytsediment i utsjön omkring Sverige innehåller miljögifter, men halten varierar mellan olika havsbassänger och områden. Halter av miljögifter är generellt högre i Östersjön än i Västerhavet, samtidigt som halterna även är högre närmare kusten än längre ut. I södra Östersjön, där Triton är beläget, är halterna av de organiska

miljögifterna relativt höga, medan metallhalterna är lägre. Beroende på ett områdes sedimentationshastighet kan miljögifter även finnas en längre bit ned i sedimentet. Miljögifter har släppts ut i naturen av människan under en längre tid och deponerats i marina sediment, särskilt från och med 1950-talet. Miljögifter i sediment kan påverka bottenlevande organismer på olika sätt, till exempel genom skador på ägg och äggsamlingar, missbildade embryon, lagring i fettvävnader (bioackumulation) som sedan kan vandra upp i näringsväven (biomagnifikation) (Havsmiljöinstitutet 2016).

I samband med sedimentspridningen riskerar även miljögifter och näringsämnen som finns lagrade i sedimenten att spridas i området. Inom ramen för Sveriges Geologiska Undersöknings (SGU) karteringar av havsbotten i svensk ekonomisk zon (SEZ) analyseras även sediment med avseende på vissa grundämnen och organiska föreningar. Detta sker sällan inom ett visst område eftersom karteringar normalt endast görs med långa mellanrum i tid. Det finns två sådana mätpunkter inom Triton, med kemiska analyser av prover tagna 1994 i samband med kartering av havsbotten (figur 7). Inom den nationella marina miljöövervakningen tas prov från ackumulationsbottnar av SGU i 16 utsjöstationer inom den svenska ekonomiska zonen. Dessa prover analyseras med avseende på ett flertal grundämnen (inklusive metaller) och organiska föreningar och prover har tagits och analyserats 2003, 2008 och 2014. Det finns även en sådan station i Arkonabassängen (SE-12) med ett vattendjup om 47 m, cirka 11 kilometer söder om Triton (figur 11). För att bedöma påverkan från miljögifter (vissa metaller och organiska föreningar) i sedimenten inom det planerade området anses data från denna station vara mycket användbara. Data från stationen i Arkonabassängen är mer relevanta än data från de två punkterna inom det planerade parkområdet då data från Arkonabassängen är mer aktuella, innehåller fler parametrar (organiska föreningar) samt utgör en längre tidsserie. Datasetet från Arkonabassängen representerar även väl de regionala källor och deras spridningsmönster som är av betydelse för koncentrationerna av metaller och organiska föreningar i området. Eftersom Arkonabassängen är beläget på ett sådant stort avstånd från punktkällor från land, är det just dessa regionala spridningsmönster som är relevanta.



Figur 11. Sedimentprovtagningar av SGU med avseende på miljögifter och näringsämnen inom och utanför Triton.

Vad gäller halter av metaller i sediment i Arkonabassängen (SE-12) är det kvicksilver (Hg) och bly (Pb) som bör uppmärksammas. Kviksilverhalterna på cirka 0,20 mg/kg TS (torrsubstans) i Arkonabassängen är tillsammans med utsjöstationen i Bottenviken de högsta av samtliga 16 utsjöstationer i den nationella marina miljöövervakningen (SGU 2019). Halterna av Hg i sedimenten i SE-12 är 2–3 gånger högre jämfört med de övriga stationerna inom miljöövervakningen, med undantag för Bottenviken. Då det saknas effektbaserade riktvärden för koncentrationer av Hg i sediment används i stället halter i biota (strömning och sillgrissleägg). Halterna av Pb uppvisar ett liknande mönster som Hg, med högsta värden i Bottenviken och Arkonabassängen. Halterna i SE-12 är runt 80 mg/kg TS och därmed under det effektbaserade riktvärdet om 120 mg/kg TS (Havs- och vattenmyndigheten 2019). Undersökningar gjorda inom ramen för Baltic Pipes tillståndsansökan från parkområdet har dessutom påvisat lägre halter av både Hg och Pb i sedimentet, jämfört med de som uppmätts i SE-12 (Ramboll 2019).

Gällande halter av organiska föreningar i sediment i Arkonabassängen är polycykliska aromatiska kolväten (PAH) av särskilt intresse. PAH är ett samlingsnamn för flera olika organiska föreningar som har vissa strukturella egenskaper gemensamt. En vanlig summa-parameter för dessa är PAH-16, vilken är summan av 16 vanligt förekommande PAH-föreningar i miljön. Det finns effektbaserade riktvärden för halter i sediment för två enskilda PAH-föreningar; antracen och fluoranten. Riktvärdena är 24 respektive 2000 µm/kg TS vid en halt av organiskt kol (TOC) på 5 % (Havs- och vattenmyndigheten 2019). Av samtliga utsjöstationer har SE-12 högst halter av PAH-16: cirka 2,5 mg/kg TS, vilket är mellan 2–5 gånger högre än i de övriga 15 stationerna. Det är också i SE-12 halterna av antracen ligger närmast ett överskridande av det effektbaserade riktvärdet.

För ytterligare fyra PAH:er (naftalen, benso(a)pyren, benso(b)fluoranten och benso(k)fluoranten) finns det mer osäkra indikativa värden, omräknade till halt i sediment från toxicitet för vattenlevande organismer (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Samtliga av dessa, förutom för naftalen, överskrider de indikativa riktvärdena för halter i sediment vid samtliga tre mätningar (2003, 2008 och 2014) i SE-12 (SGU 2019). Vidare uppmättes lägre halter av dessa fyra PAH:er vid Baltic Pipes undersökningar inom Triton, förutom för ett värde för benso(b)fluoranten som precis översteg halten som uppmättes i SE-12 (Ramboll 2019).

Slutligen för tennorganiska föreningar, såsom tributyltenn (TBT) och dess nedbrytningsprodukter, har samtliga utsjöstationer i Egentliga och södra Östersjön halter av TBT i sediment som överstiger det effektbaserade riktvärdet om 1,6 µm/kg TS, vid en TOC-halt på 5 % (Havs- och vattenmyndigheten 2019). Även om halterna av TBT i sediment i SE-12 har sjunkit sedan 2003-års mätning var de fortfarande över riktvärdet vid 2008 och 2014-års mätningar. Eftersom det finns ett särskilt åtgärdsprogram inom Havsförvaltningen för att minska halterna av TBT i den marina miljön måste särskild uppmärksamhet riktas mot halterna av TBT inom Triton. TBT-halterna vid Baltic Pipes undersökningar överskred dock aldrig detektionsgränsen vid någon station (Ramboll 2019).

Miljögifter i sediment kan påverka olika bottenlevande organismer på olika sätt, där studier till exempel visat på en högre känslighet för kräftdjur, medan flera olika arter av havsborstmaskar har en lägre känslighet (Peterson m. fl. 1996). I områden med mycket förorenade sediment, exempelvis vid industrier, har låga abundans av bottenfauna observerats, vilket indikerar en negativ effekt på faunan (Kadokami m. fl. 2013).

Gemensamt för samtliga ovannämnda organiska miljögifter och metaller är att de kan ackumuleras i organismers vävnader och därmed föras vidare upp i näringsväven (de Freitas m.fl. 1981, Chiarelli och Roccheri 2014, Meador m. fl. 1995, Antizar-Ladislao 2008). Förhöjda halter av Hg har visat på en ökad risk för avvikande utveckling av embryon samt ökad dödlighet hos olika arter av marina ryggradslösa bottenlevande djur (Boening 2000, Prato m.fl. 2006, Glickstein 1978). Vidare kan både Hg och Pb också hämma organismers fysiologiska processer (Deidda m.fl. 2021). Olika föroreningar av PAH:er är olika miljöskadliga, men kan generellt vid höga halter leda till en ökad dödlighet bland marina ryggradslösa djur (Long m.fl. 1995). Även TBT visar på en risk för ökad dödlighet för marina organismer, men även påverkan på olika fysiologiska processer, däribland fertilitet och ökad risk för sterilitet (Alzieu 2000, Antizar-Ladislao 2008). Samtidigt som höga halter av miljögifter kan påverka bottenfaunan negativt, domineras parkområdet av infauna-arter, som kontinuerligt exponeras för de halter som finns i sedimenten. Det är främst epibentiska organismer (djur som lever ovanpå sedimentytan) som potentiellt skulle kunna exponeras för tillfälligt högre halter av suspenderade miljögifter i samband med anläggning av vindparken. Eftersom parkområdet har en sparsam epifauna bedöms bottenfaunans känslighet som måttlig.

Av de mätningar som har gjorts i Arkonabassängen (1994–2014) ligger fosforhalten i sedimentet på omkring 1–3 g/kg TS, vilket är relativt höga halter för svenska

utsjösediment. En ökning av näringsämnen i vattenpelaren kan leda till en ökad primärproduktion i ytlagret under vår- och sommarperioden. När detta sedan sjunker till botten och bryts ner så konsumeras syre, vilket leder till att syreförhållandena på botten kan försämrast. Vid Baltic Pipes undersökningar låg fosforhalten på en betydligt lägre nivå, som högst omkring 1 g/kg TS, vid stationerna inom Triton. Halterna av kväve låg mellan cirka 3,7 och cirka 5,9 g/kg TS (Ramboll 2019).

Sedimentationshastigheten i Arkonabassängen (SE-12) är cirka 0,57 centimeter/år (SGU 2019). Till följd av utsläpp och deponering av miljögifter sedan omkring 1950-talet kan miljögifter förväntas förekomma på ett djup av 0,4 meter ned i sedimentet. Sediment som ligger djupare ned förväntas bestå av oförorenat material.

5.2.3.1. Konsekvensbedömning av miljögifter och näringsämnen

Utifrån de bottenundersökningar som gjorts av SGU inom parkområdet och utanför samt antaganden som ligger till grund för modellering av sedimentspridning (NIRAS 2021a) under anläggningsfasen har en bedömning av potentiell påverkan från spridning av organiska miljögifter och metaller till vattenmiljön uppskattats. För att bedöma effekterna är utgångspunkten de gränsvärden för god miljöstatus som anges för vissa organiska föreningar och metaller i Havs- och vattenmyndighetens författningssamling (2019:25). Med beaktande av den mängd sediment som utifrån gjorda antaganden kan komma att spridas, tidsförloppet för spridningen (dvs uppehållstiden i vattenmassan), volymen vatten som spridningen sker i, samt de uppmätta halterna av de undersökta organiska föreningarna och metallerna, föreligger det inte någon risk för negativ påverkan på bottenfauna under anläggningsfasen och därefter.

Även om halterna för vissa av de organiska föreningarna och metallerna i sedimenten överskrider eller är strax under gränsvärdena för god miljöstatus medför sedimentspridningen en utspädningseffekt, då sediment omlagras och sprids i vattenpelaren. Trots en måttlig känslighet hos bottenfaunan bedöms påverkans omfattning och storlek som obetydlig, vilket leder till en försumbar konsekvens (tabell 12).

Tabell 12. Konsekvensbedömning av spridning av miljögifter och näringsämnen i samband med sedimentspridning.

Påverkansfaktor	Mottagarens känslighet	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvens
Miljögifter	Måttlig	Obetydlig	Försumbar

5.2.4. Främmande arter

Under anläggningsfasen förekommer installations- och fraktfartyg som använder sig av barlastvatten. För internationella fartyg kan barlastvattnet medföra en risk för att främmande arter sprids. Då de flesta komponenter kommer fraktande från en slutmonteringshamn i Östersjön direkt till parkområdet kan en eventuell risk för spridning av främmande arter i samband med dessa transporter därmed avskrivas. En del komponenter kan dock komma att fraktas från internationella tillverkare direkt till

parkområdet. Dessa fartyg, och samtliga som gör internationella resor, omfattas av barlastkonventionen som inrättats med syftet att förhindra spridning av främmande organismer. Konventionen har införts i svensk lagstiftning genom barlastvattenlagen (2009:1165), barlastvattenförordning (SFS 2017:74) och Transportstyrelsens föreskrifter om hantering och kontroll av fartygs barlastvatten och sediment (TSFS 2017:73). Lagstiftningen medför ett regelverk kring hantering av barlastvatten samt krav på gränsvärden gällande antalet levande organismer som får släppas ut. Hanteringen utgörs av ett skifte av barlastvatten samt en eventuell behandling av det vatten som släpps ut för att efterleva kraven av gällande gränsvärden. Regelverket anger vidare:

- *Skifte av barlastvatten ska utföras minst 200 nautiska mil från närmsta land och på ett djup av minst 200 meter. Kan det inte uppfyllas ska skifte ske minst 50 nautiska mil från närmsta land på ett djup av minst 200 meter.*
- *För fartyg som passerar havsområden som uppfyller dessa krav ska skiftet ske innan de går in i Östersjön.*

Med beaktning av barlastkonventionen och gällande regelverk samt det stora antal fartyg som redan går igenom parkområdet i dagsläget (se avsnitt 4.3) bedöms påverkans storlek och omfattning som obetydlig. Mottagarens känslighet bedöms som måttlig då främmande arter kan påverka de inhemska arterna negativt, vid till exempel ökad konkurrens. Sammantaget bedöms konsekvensen för bottenfaunan i området som försumbar (tabell 13).

Tabell 13. Konsekvensbedömning för introduktion av främmande arter under anläggningsfas.

Påverkansfaktor	Mottagarens känslighet	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvens
Främmande arter	Måttlig	Obetydlig	Försumbar

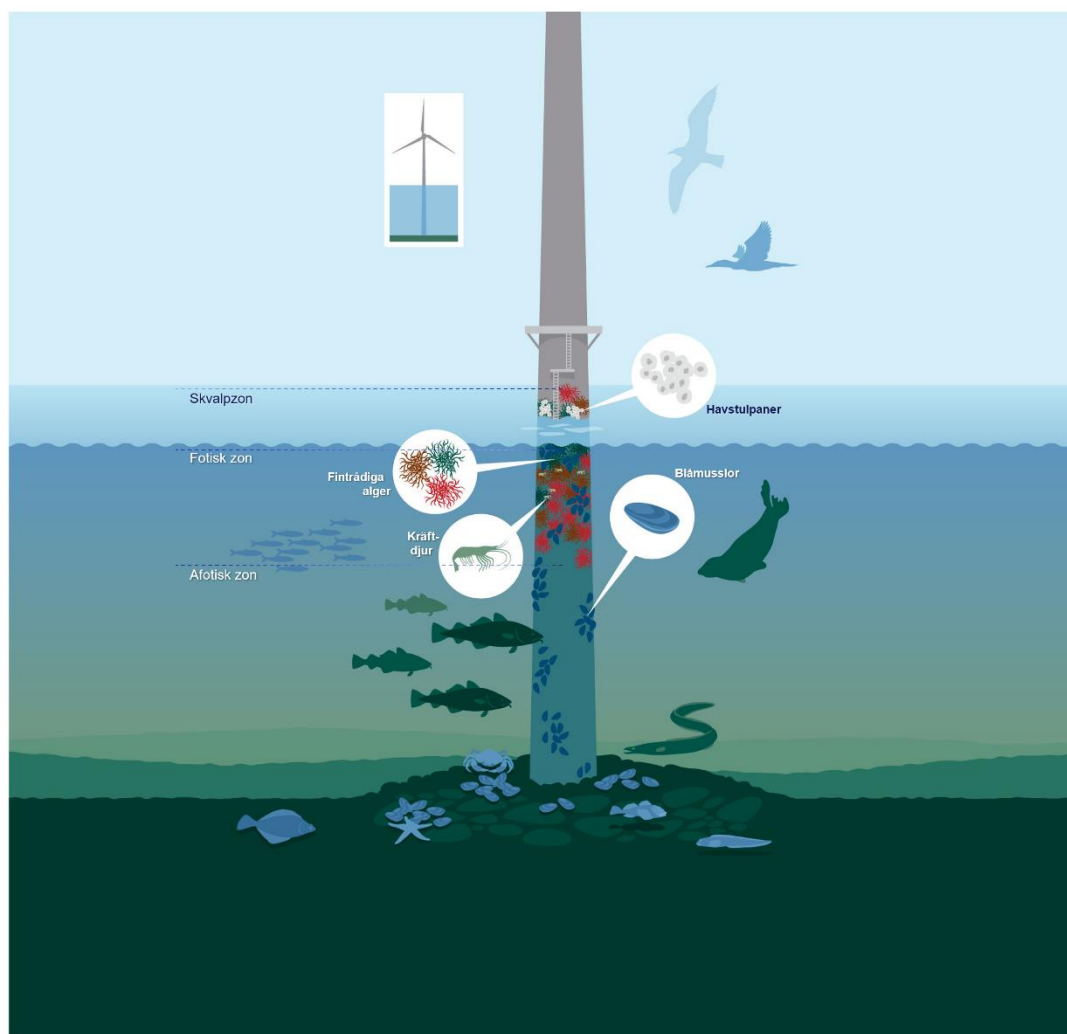
5.3. Driftsfas

5.3.1. Substratförändringar

I samband med vindparksetableringen tillförs hårdbottensytor i form av fundament och erosionsskydd i ett område som utgörs av mjukbotten. Vid dessa mjukbottenytor kommer det därför ske en förändring av ytsubstratet, med en övergång från mjukt till hårt substrat. Sådana strukturer är väl kända för att attrahera en rik fauna, eftersom de skapar förutsättningar för så kallade artificiella rev där hårdbottenarter kan etablera sig lokalt i anslutning till vindkraftverken.

Till följd av detta uppkommer förutsättningar för etablering av hårdbottenarter under vindparkens driftsfas. Vilka arter som etablerar sig på fundament varierar beroende på områdets naturliga förhållanden (exempelvis salthalt, substrat och djup) och fundamentens konstruktion, där fundament gjorda av stål uppvisar en lägre biodiversitet än fundament gjorda av betong (Bergström m.fl. 2012a). I södra Östersjön domineras naturliga hårdbottenytor bland annat av blåmusslor och havstulpaner, tillsammans med associerade organismer, som till exempel märlkräftor och

havsborstmaskar som söker skydd bland de filtrerande arterna (Brzana och Janas 2016), så dessa arter kan förväntas etableras även på vindkraftsfundament (se figur 12). Även mjukbottenfaunan i närområdet för fundamenten kan förändras, där studier i Nordsjön har påvisat en högre artrikedom och biomassa i närheten av fundamenten än längre bort (Coates m.fl. 2011, DeGraer m.fl. 2019). Det som är unikt med vindkraftsfundament, jämfört med många andra typer av rev, är att strukturen penetrerar hela vattenkolumnen från ytan ned till botten. Det betyder att påverkan inte bara är på botten utan också att en livsmiljö skapas där det annars hade varit öppet vatten. Olika fundamentstyper är också olika komplexa. mer komplext ett habitat är, desto större mångfald av den mobila faunan lockas till vindkraftsfundamenten. Därmed är tripod- och fackverksfundament bättre för det syftet, medan monopile-fundament har en mer homogen struktur. Inledningsvis kan olika ytor även skilja sig åt, men med tiden förväntas den etablerade floran och faunan att vara liknande i områden med liknande fysikaliska förhållanden (Hammar m.fl. 2008). Till exempel har lokala djursamhällen visat sig vara artfattigare på fundament av stål (Wilhelmsson och Malm 2008) jämfört med fundament av betong (Qvarfordt m.fl. 2006), även om biomassan inte behöver vara lägre.



Figur 12. Illustration av den förväntade reveffekten på samt omkring vindkraftsfundament och erosionsskydd inom Triton (Bild: OX2, Illustratör: Tobias Green).

Anläggning av vindkraftsfundament i Triton-området förväntas ge en ökad produktion av blåmusslor. Miljöövervakning från marina vindparker visar att blåmusslor är snabba kolonisatörer av vindkraftsfundament (Dong energy m.fl. 2006, BSH och BMU 2014, Vanagt och Faase 2014). Qvarfordt m.fl. (2006) undersökte etablering av fastsittande arter på Ölandsbrons pelare, efter den renovering som genomfördes under 1990-talet. Biomassan dominerades av blåmusslor, där större musslor framför allt förekom på horisontella ytor, troligen på grund av svårighet att hålla sig fast på vertikala ytor när de blir för stora. På Öresundsbrons betongpelare uppskattades en förekomst av blåmusslor med omkring 40 000 individer/m² (Hammar m.fl. 2008). Anläggning av vindkraftsfundament i Triton-området kan därmed, beroende på konstruktion, förväntas ge en ökad produktion av blåmusslor, som har ett högt naturvärde. Blåmusslor kan också genom att de filtrerar vattnet bidra till förbättrad vattenkvalitet, åtminstone lokalt. Haamer och Rodhe (2000) visade att musselbankar vid inloppet till Öresund filtrerade bort 75 procent av fytoplanktonbiomassan i vattnet som passerade bankarna. I Östersjön minskar blåmusslornas biomassa (Liénart m.fl. 2021) och det är en art vars utbredning förväntas minska till följd av klimatförändringar (Nyström Sandman m.fl. 2020). Därmed kan områden där musslorna kan etablera sig bli viktiga för bestånden av

blåmusslor i Östersjön, vilket även påvisats av en studie av blåmusslor och havsbaserad vindkraft i västra Östersjön (Maar m.fl. 2009). När blåmusslor faller ned från fundamenten kan även en ny typ av botten substrat, av ackumulerade musselskal, uppkomma i områdena omkring fundamenten, vilket medför ytterligare nya hårda habitat (DeGraer m.fl. 2019).

Erfarenheter från Horns rev (DONG energy m.fl. 2006) utanför den danska kusten i Nordsjön visar att etableringen av blåmusslor kan locka till sig sjöstjärnan vanlig sjöstjärna. Arten har även dokumenterats inom det angränsade Natura 2000-området Sydvästskånes utsjövatten (Länsstyrelsen Skåne 2020).

Förutom en hög produktion av blåmusslor på vindkraftsfundament så koloniserar ofta havstulpaner ytorna närmast skvalpzonen (zon som exponeras för både luft och vatten till följd av aktivitet) (Qvarfordt m.fl. 2006, Vanagt och Faase 2014). På Ölandsbrons vertikala pelare observerade Qvarfordt m.fl (2006) också fintrådiga alger, dominerade av trådslick (*Pilayella/Ectocarpus*) samt fjäderslick (*Polysiphonia fucooides*). Liknande artsammansättning kan förväntas närmst vattenlinjen på vindkraftsfundament inom Triton-området. En etablering av alger i området kan leda till en högre biologisk mångfald då förekomsten av algsamhällen annars är begränsad i området, samt att de i sin tur kan locka till sig andra arter och även fungera som barnkammare för flera fiskarter.

Erosionsskydden på botten kan även locka till sig organismer, till exempel fisk och kräftdjur, då de bidrar med håligheter som organismerna kan använda som skydd (Hammar m.fl. 2008). I samband med en studie vid Lillgrunds vindpark som utfördes tre år efter etableringen av vindparken påvisades en högre förekomst av strandkrabbor i närheten av vindkraftverken än längre ifrån (Bergström m.fl. 2012). Även blåmusslor kan etablera sig på erosionsskydden (Coolen m.fl. 2019).

Vindparken planeras i ett område som domineras av mjukbottnar med associerade mjukbottensarter. De förändrade substratförhållandena som uppkommer är dock begränsade. Av den totala ytan av parkområdet kommer endast drygt 0,2 % påverkas av förändrade substratförhållanden i ett worst case-scenario, dvs där det maximala antalet vindkraftsfundament kommer att anläggas med gravitationsfundament (se 3.2). Till följd av att vindkraftsfundament penetrerar hela vattenkolumnen som beskrivits ovan, blir det totala tillskottet av hårt substrat för etablering av hårbottenarter däremot betydligt större än minskningen av mjukbottensytor för den befintliga mjukbottensfaunan.

Sammantaget bedöms de förändrade substratförhållandena inom vindparken därmed medföra en positiv effekt för den biologiska mångfalden i området, då fundament samt block och stenar som utgör erosionsskydd runt fundament förväntas bidra med en ny livsmiljö för hårbottenarter (Dong energy m.fl. 2006, BSH och BMU 2014, Vanagt och Faase 2014). De nya hårbottenytorna kan utgöra habitat för såväl blåmusslor, havstulpaner som olika arter av vegetation samtidigt som de små ytor av mjukbotten som försvinner inte riskerar att negativt påverka biotan i parkområdet.

Bottenflorans och bottenfaunans känslighet för substratförändringar inom parkområdet bedöms som måttlig med tanke på att det förändrar arternas livsmiljö. För floran förväntas fundamenten erbjuda tillgång till nytt hårt substrat som möjliggör en etablering av vegetation som annars saknas inom det aktuella området för vindparken. De artificiella reven kan leda till en lokal ökad artdiversitet och biomassa i området runt fundament och erosionsskydd men med tanke på den begränsade yta som tas i anspråk i förhållande till vindparkens totala yta bedöms påverkans storlek och omfattning som liten positiv. Den sammantagna konsekvensen av substratförändringar bedöms därmed som liten positiv för bottenfaunan och floran i parkområdet (tabell 14).

Tabell 14. Konsekvensbedömning av substratförändringar för bottenfloran och bottenfaunan i området.

Påverkansfaktor	Mottagarens känslighet	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvens
Substratförändringar	Måttlig	Liten positiv	Liten positiv

5.3.1. Främmande arter

De nya hårda substrat som vindkraftverkens fundament och erosionsskydd ger upphov till gynnar inte enbart inhemska hårbottenarter utan erbjuder även nya substrat för främmande hårbottenarter, i synnerhet arter med god spridningsförmåga och arter som lätt etablerar sig i tidiga successionsmiljöer (De Mesel m.fl. 2014, Kerckhof m.fl. 2015). Introduktion av främmande arter sker framför allt via fartygstrafik och barlastvatten (Baltic Marine Environment Protection Commission 2014), där artificiella konstruktioner som vindkraftsfundament kan bidra till spridning av främmande hårbottenarter (Glasby och Connell 1999, Bulleri och Airoidi 2005). (Kerckhof m.fl. 2015). Det är dock viktigt att notera i sammanhanget att verksamheten inte förväntas att bidra till en introduktion av främmande arter som inte redan finns i området, utan det handlar främst om larver som kan spridas till området med strömmar. Nyttillskottet av hårbottensstrukturer i samband med etableringen av vindparken sker även i en begränsad omfattning.

En främmande hårbottensart som kan förväntas etablera sig på fundament är havstulpanarten slät havstulpan (*Amphibalanus improvisus*). Sedan arten fördes in i Östersjön för cirka hundra år sedan har den spridits sig och är nu vanligt förekommande längs större delen av den svenska kusten. Verksamheten skulle därför inte bidra till en introduktion av arten i området. Den släta havstulpanen har redan etablerat sig på hårda ytor i södra Östersjön och nyttillskottet av hårda substrat i samband med anläggning av vindparken bedöms ha en försumbar påverkan för artens spridning i området.

Anläggning av vindparker skulle potentiellt kunna öka risken för spridning något, men troligen gör åtgärder inriktade på fartygstrafik och barlastvatten större nytta för att uppnå havsmiljöförordningens målsättningar. Enligt förordningen ska antalet främmande arter som nyintroduceras i naturen genom mänsklig verksamhet minimeras och hållas på en nivå som inte förändrar ekosystemen negativt (Europeiska Kommissionen 2008, Miljödepartementet 2010). Sannolikheten att verksamheten skulle bidra till en

introducering av främmande arter är mycket liten, varför påverkans omfattning och storlek bedöms som obetydlig. Konsekvensen bedöms därmed som försumbar (tabell 15).

Tabell 15. Konsekvensbedömning av introduktion av främmande arter under driftsfasen.

Påverkansfaktor	Mottagarens känslighet	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvens
Främmande arter	Måttlig	Obetydlig	Försumbar

5.3.2. Elektromagnetiska fält

När kablarna är i drift genereras värme och ett svagt elektromagnetiskt fält runt kablarna i interkabelnätet. Det elektriska fältet i kablarna skärmas av till följd av isolering kring ledaren, vilket leder till att det främst är det magnetiska fältet som når utanför kabeln. Det magnetiska fältet kan generera en maximal effekt på 23 μ T (T=tesla) vid sedimentytan ovan kablarna som är begravnade 1 meter ned i sedimentet. Enligt en review av Albert m.fl. (2020) är påverkan från magnetiska fält på bottenfauna begränsad. Studier av Bochert och Zettler (2006), Jakubowska m.fl (2019) och Stankevičiūtė m.fl. (2019), där man utsatt olika bentiska arter för magnetfält på 1 mT, påvisade inte några effekter på överlevnad hos blåmusslor, östersjömussla, bakborstig rovmask (*Hediste diversicolor*) eller skorv (*Saduria entomon*). För östersjömussla, bakborstig rovmask och skorv fann man begränsade fysiologiska effekter. Dock var styrkan på magnetfälten som användes i försöken mångfalt högre än den effekt man maximalt kan förvänta sig i drift av vindparken. Trots att kunskapsläget fortfarande är begränsat om hur bentiska ryggradslösa djur påverkas av magnetiska fält är det inte troligt att effekterna har någon betydande påverkan på bottenfaunan i området. Därmed bedöms påverkans storlek och omfattning som obetydlig och konsekvensen av elektromagnetiska fält som försumbar (tabell 16).

Tabell 16. Konsekvensbedömning av elektromagnetiska fält för bottenfaunan i parkområdet under vindparkens driftsfas.

Påverkansfaktor	Mottagarens känslighet	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvens
Elektromagnetiska fält	Liten	Obetydlig	Försumbar

5.3.3. Hydrografiska förändringar

Omstrukturering av botten kan ge en förändrad hydrodynamik som bland annat kan leda till en förändring av bottensubstrat på platsen (Hammar m.fl. 2009). Studier i Danmark (DONG Energy m.fl. 2006) visar på att de hydrografiska förändringarna till följd av en vindkraftpark i drift är minimala till följd av de stora avstånden mellan vindkraftverken. Förändrade strömningsmönster kring fundamenten kan dock leda till finare sedimentstorlekar i direkt anslutning till fundamenten jämfört med längre bort (Coates m.fl. 2012, Schröder m.fl. 2006). Vid ett gravitationsfundament på Thorntonbank uppmättes denna effekt på 15–50 m avstånd från fundamentet (Coates m.fl. 2012). Med tanke på att parkområdet utgörs uteslutande av mjuka bottensubstrat förväntas ingen substratförändring att uppkomma. Ytterligare studier av marina konstruktioner, till exempel Öresundsbron och vindparken Lillgrund har också påvisat

minimala effekter av förändrade strömförhållanden inom områdena där konstruktioner uppförs (Øresundskonsortiet 2000, Edelvang m.fl. 2001).

NIRAS har på uppdrag av OX2 AB tagit fram en hydrodynamisk modell med syftet att utreda hur vindparken kan komma att påverka områdets hydrografiska förhållanden i ett worst case-scenario (NIRAS 2021b). Utifrån ett worst case-scenario kommer anläggningen av vindparken endast ge upphov till obetydliga förändringar av områdets hydrografiska förhållanden. Maximalt kan anläggning av vindparken innebära en minskning av den årliga medelströmhastigheten om cirka 0,005 m/s, men endast i närområden för fundamenten (omkring 125 meter) i parkområdets östra del.

Vid anläggning av bottenfasta fundament kan även skiktningen mellan vattenmassor påverkas, vilket kan leda till förändrade salinitetsförhållanden. I parkområdet är vattenmassorna skiktade, med det tyngre och saltare vattnet närmast botten (se avsnitt 4.2). Till följd av vindparkens fundament kan språngskiktet förflyttas vertikalt, vilket skulle medföra en marginellt ökad salinitet i ytvattnet och minskad salinitet i bottenvattnet. I ett worst case-scenario kan en genomsnittlig förändring av salthalt uppkomma om 0,3 PSU omkring skiktningen på ett avstånd om 450 meter nedströms från vindparken, vilket innebär en ytterst minimal påverkan på områdets salinitetsförhållanden (NIRAS 2021b).

Sammantaget visar NIRAS studie på mycket begränsade och lokala hydrografiska förändringar, i enlighet med ovan beskrivna studier. Mottagarens känslighet för förändrade hydrografiska förhållanden bedöms som måttlig, då arters utbredning påverkas vid förändrade hydrografiska förhållanden (till exempel strömförhållanden och salthalt). Påverkans storlek och omfattning bedöms som obetydlig då de förändrade hydrografiska förhållanden som uppkommer är minimala och främst påverkar miljön i nära anslutning till fundamenten, vilket utgör en mycket liten del av parkområdets totala yta. Detta resulterar i en försumbar konsekvens (tabell 17).

Tabell 17. Konsekvensbedömning av hydrografiska förändringar för bottenfaunan i parkområdet under vindparkens driftsfas.

Påverkansfaktor	Mottagarens känslighet	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvens
Hydrografiska förändringar	Måttlig	Obetydlig	Försumbar

5.3.4. Mikroplaster

Vindkraftverkens rotorblad kan släppa ifrån sig mikroplastpartiklar när de roterar. Med mikroplast avses plastpartiklar som är mindre än 5 mm i diameter. Plastpartiklar som hittas i den marina miljön kommer från många olika källor (Magnusson m. fl. 2016). En del kommer från nedbrytning och slitage av olika typer av plastföremål i havsmiljön, till exempel fiskeutrustning, flytbryggor eller båtskrov. Utsläppsvatten från reningsverk innehåller bland annat mikroplaster från hygienprodukter, tvätt och damm. Plastpartiklar bryts ned mycket långsamt och kan troligen påverka havslevande organismer negativt, dels för att de blir en del av födan som inte medför någon näring, dels för att de kan bära med sig miljöföroreningar (Naturvårdsverket 2017).

Förväntad tillförsel av mikroplaster från vindkraftverk beräknas till 0,15 kg per vindkraftverk och år (NORWEA 2021), vilket ger ett worst case-scenario för hela vindparken Triton om 19,35 kg per år. Som jämförelse uppskattar Magnusson m.fl. (2016) tillförseln av mikroplast från andra havsbaserade källor (båtskrov, fiskeredskap och pontoner) i Sverige till 491–1 625 ton per år. Bottenfaunans känslighet för mikroplaster bedöms som måttlig, men påverkans storlek och omfattning är obetydlig i jämförelse med övrig belastning. Detta resulterar i en försumbar konsekvens (tabell 18).

Tabell 18. Konsekvensbedömning av mikroplaster för bottenfaunan i parkområdet under vindparkens driftsfas.

Påverkansfaktor	Mottagarens känslighet	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvens
Mikroplaster	Måttlig	Obetydlig	Försumbar

5.4. Avvecklingsfas

Vindkraftverk har en begränsad livslängd och efter att vindparken har varit i drift upp till 45 år kommer den att avvecklas. Vindkraftverk, fundament och transformatorstationer demonteras samt att platsen för fundament återställs i erforderlig omfattning. Cirka två år innan demontering kommer en avvecklingsplan att tas fram med syfte att minimera effekterna på miljön samt att området ska vara säkert för fartyg och annan framtida användning.

Enligt nuvarande kunskapsläge gäller generellt att avvecklingsarbetet är det omvända till anläggningsarbetet. Exempelvis kan avvecklingen ske genom att vindkraftverk och transformatorstationer demonteras med hjälp av ett kranfartyg. Fundament med pålar kan skäras av strax under havsbotten och därefter lyftas från platsen. En nedmontering av vindkraftverken kan då leda till att arter som gynnats av artificiella rev förlorar sin livsmiljö. Ett sätt att behålla en så kallad revfunktion kan vara att lämna kvar delar av verkens fysiska struktur. Detta kan också minska sedimentspridning i samband med avvecklingsarbetet. För strukturer under havsbotten (delar av fundament samt kablar) och erosionsskydd görs bedömningen i samråd med myndigheten närmare tidpunkten för avveckling om huruvida miljöskadan som ett bortplockande av strukturerna medför är högre än miljönyttan av att låta de stå kvar.

När avvecklingsarbetena är avslutade görs även undersökningar för att säkerställa att borttagandet har skett enligt erforderlig omfattning. Val av undersökningsmetoder presenteras i avvecklingsplanen med den då gällande mest lämpliga teknik för ändamålet.

5.4.1. Suspenderat sediment och sedimentation

Avvecklingen av vindkraftsfundament kommer generera mycket små mängder sediment då de delar som installeras i botten kommer lämnas kvar och endast de delar som är ovan botten tas bort. Förhöjda sedimentnivåer kan förväntas om sjökablar ska tas upp från botten. Påverkan och konsekvenser under avvecklingsfasen påminner därför om den påverkan som sker under anläggningsfasen, fast i en betydligt mindre omfattning. Då såväl förhöjda halter av suspenderat sediment som den efterföljande

sedimentationen uppkommer i en begränsad omfattning under anläggningsfasen som inte bedöms påverka bottenfaunan i området kommer inte heller avvecklingsfasen medföra en negativ påverkan på bottenfaunan. Påverkans storlek och omfattning bedöms som obetydlig vilket leder till en försumbar konsekvens (tabell 19).

Tabell 19. Konsekvensbedömning av sedimentspridning för bottenfauna inom parkområdet under avvecklingsfasen.

Påverkansfaktor	Mottagarens känslighet	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvens
Suspenderat sediment	Liten	Obetydlig	Försumbar
Sedimentation	Liten	Obetydlig	Försumbar

5.4.2. Miljögifter och näringsämnen

I samband med nedmonteringen av fundament och upphämtning av sjökablar under avvecklingsfasen kan en högst begränsad sedimentspridning uppstå, se avsnitt 1. Då denna spridning av sediment är betydligt mer begränsad i storlek och omfattning än under anläggningsfasen förväntas heller ingen större spridning av miljögifter och näringsämnen uppkomma. Påverkans storlek och omfattning bedöms därmed som obetydlig, vilket leder till en försumbar konsekvens (tabell 20).

Tabell 20. Konsekvensbedömning av miljögifter och näringsämnen under avvecklingsfasen.

Påverkansfaktor	Mottagarens känslighet	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvens
Miljögifter och näringsämnen	Måttlig	Obetydlig	Försumbar

5.4.3. Främmande arter

Precis som under anläggningsfasen kommer installations- och fraktfartyg som använder sig av barlastvatten att förekomma inom området, vilket kan medföra en risk för att främmande arter sprids in till vindparkområdet. Med beaktning av barlastkonventionen och gällande regelverk (se avsnitt 5.2.4) bedöms påverkans storlek och omfattning som obetydlig, vilket leder till en försumbar konsekvens för introduktion av främmande arter (tabell 21).

Tabell 21. Konsekvensbedömning av introduktion av främmande arter under vindparkens avvecklingsfas.

Påverkansfaktor	Mottagarens känslighet	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvens
Främmande arter	Måttlig	Obetydlig	Försumbar

5.5. Kumulativa effekter

Kumulativa miljöeffekter beskriver hur en åtgärd tillsammans med andra tidigare, pågående och framtida åtgärder påverkar miljön i ett område. En utgångspunkt för bedömningen av kumulativa effekter är att endast befintliga och tillståndsgivna verksamheter, vilka potentiellt kan påverka samma miljöreceptor som vindparken Triton, inkluderas i bedömningen. Sådana verksamheter bedöms vara tillräckligt

konkreta och väl definierade för att en kumulativ bedömning kan göras. Även kumulativa effekter från verksamheter som planeras men inte erhållit tillstånd beskrivs i viss utsträckning, men endast i den mån det är möjligt utifrån tillgängligt informationsunderlag. I sammanhanget kan det understrykas att möjligheten för en kumulativ bedömning försvåras för de planerade, men icke-tillståndsgivna projekten då det är mycket möjligt att deras slutliga utformning och miljöpåverkan kommer att ändras under tidens gång.

I södra Östersjön finns ett flertal vindkraftsprojekt och andra infrastrukturprojekt som är i drift, tillståndsgivna eller under utveckling (tabell 22, figur 13). Utav dessa är idag fem vindparker i drift; danska Kriegers flak, EnBW Baltic 2, Wikinger, Arkona och EnBW Baltic 1. Den vindpark i drift som är närmast belägen Triton är Baltic 2, som ligger 17 kilometer sydväst om Triton och består av 80 vindkraftverk. Danska Kriegers flak ligger cirka 22 kilometer sydväst om Triton och består av 72 vindkraftverk. Wikinger ligger 27 kilometer sydost om Triton och består av 70 vindkraftverk. Arkona ligger 34 kilometer sydost om Triton och består av 60 vindkraftverk och EnBW Baltic 1 är belägen 71 kilometer sydväst om Triton och består av 21 vindkraftverk (tabell 22, figur 13).

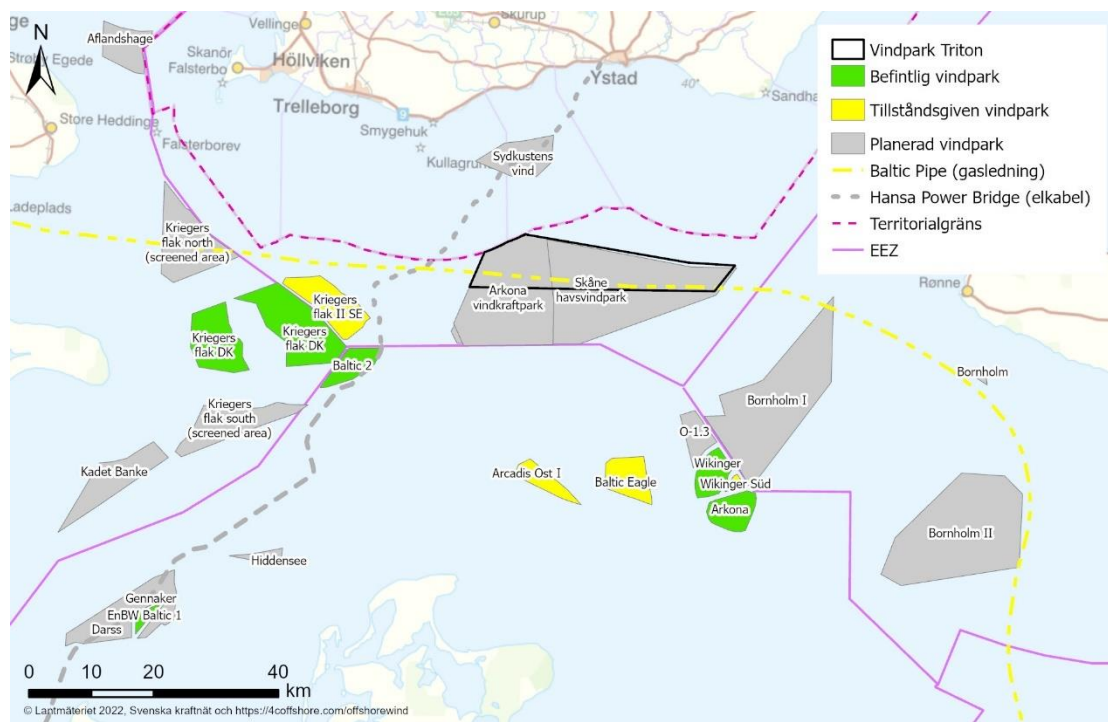
Tre tillståndsgivna vindparker som ännu inte är tagna i drift finns i närområdet, Kriegers flak II, Baltic Eagle och Arkadis Ost (figur 13). Kriegers flak II ligger cirka 17 kilometer sydväst om Triton och planeras bestå av upp till 80 turbiner. Söder om Triton är vindparkerna Arkadis Ost och Baltic Eagle belägna, på avstånd om 17 respektive 27 kilometer. Arkadis Ost kommer bestå av 27 turbiner och Baltic Eagle av 50 turbiner.

Vidare är Baltic Pipe, som delvis kommer gå igenom Tritons södra del, tillståndsgiven (figur 13). Baltic Pipe Project är ett infrastrukturprojekt i form av en gasledning mellan Norge, Danmark och Polen som planeras vara i full drift år 2022. Ytterligare ett infrastrukturprojekt i närheten av Triton är Hansa PowerBridge, som är planerad som närmst 5,6 kilometer från Triton, där tillståndsansökan är inskickad och den planerade byggstarten är under 2024.

Vindparkerna Wikinger Süd och O-1.3 är upphandlade/ligger ute för auktion och bedöms också vara på plats när byggnation för Triton inleds. Vidare planeras ett flertal projekt i området men dessa saknar ännu tillstånd (tabell 22, figur 13).

Tabell 22. Information om befintliga, tillståndsgivna och planerade vindkrafts- och övriga infrastrukturprojekt i närområdet för vindpark Triton.

Projekt	Projektets status	Avstånd till Triton (km)
Aflandshage, <i>Danmark</i>	Under utveckling	61
Arcadis Ost I, <i>Tyskland</i>	Tillståndsgivet	27
Arkona, <i>Tyskland</i>	I drift sedan 2019	34
Arkona offshore, <i>Sverige</i>	Under utveckling	0
Baltic 2, <i>Tyskland</i>	I drift sedan 2015	17
Baltic Eagle, <i>Tyskland</i>	Tillståndsgivet	27
Baltic Pipe (gasledning)	Tillståndsgivet	0
Bornholm, <i>Danmark</i>	Under utveckling	42
Bornholm I, <i>Danmark</i>	Utvecklingszon	16
Bornholm II, <i>Danmark</i>	Utvecklingszon	49
Darss, <i>Tyskland</i>	Utvecklingszon	66
EnBW Baltic 1, <i>Tyskland</i>	I drift sedan 2012	71
Gennaker, <i>Tyskland</i>	Under utveckling	66
Hansa PowerBridge (elkabel)	Tillståndsansökan inskickad	5,6
Hiddensee, <i>Tyskland</i>	Utvecklingszon	52
Kadet Banke, <i>Danmark</i>	Under utveckling	56
Kriegers flak DK, <i>Danmark</i>	I drift sedan 2021	22
Kriegers flak II, <i>Sverige</i>	Tillståndsgivet	17
Kriegers flak north (screened area), <i>Danmark</i>	Utvecklingszon	38
Kriegers flak south (screened area), <i>Danmark</i>	Utvecklingszon	32
O-1.3, <i>Tyskland</i>	Under utveckling/auktion	19
Skåne havsvindpark, <i>Sverige</i>	Under utveckling	0
Syd kustens vind, <i>Sverige</i>	Under utveckling	10
Wikinger, <i>Tyskland</i>	I drift sedan 2018	27
Wikinger Süd, <i>Tyskland</i>	Upphandling klar	31



Figur 13. Befintliga, tillståndsgivna och planerade projekt i närområdet för vindpark Triton.

5.5.1. Konsekvensbedömning anläggningsfas

Av bedömda påverkansfaktorer relaterade till bottenfauna och bottenflora bedöms endast sedimentspridning samt medföljande tillförsel av miljögifter och näringsämnen under vindparkens anläggningsfas vara av relevans för bedömning av kumulativa effekter. Anläggning av två eller flera projekt samtidigt skulle potentiellt kunna medföra kumulativa effekter på områdets bottenfauna.

Med tanke på att de arter som förekommer inom Triton har en låg känslighet för förhöjda halter av suspenderat sediment och sedimentation samt att konsekvensen av dessa påverkansfaktorer är bedömda som försumbara för vindpark Triton bedöms sannolikheten för att kumulativa effekter ska kunna uppstå som mycket liten. Endast Baltic Pipe ligger på ett sådant avstånd till Triton att en kumulativ påverkan potentiellt skulle kunna uppstå. Projektet kommer dock redan vara på plats vid anläggning av Triton. Övriga tillståndsgivna projekt ligger på ett minsta avstånd om cirka sex kilometer. Påverkans storlek och omfattning bedöms därmed som obetydlig vilket leder till en försumbar konsekvens (tabell 23).

Att kumulativa effekter av tillförsel av miljögifter skulle uppstå vid anläggning av flera projekt i Tritons närområde bedöms, med samma motivering som för suspenderat sediment och sedimentation, som osannolik. Utspädningseffekten som sker under anläggningsfasen, till följd av bland annat den stora vattenvolymen som föreningarna blandas i, är så stor att den kumulativa påverkans storlek och omfattning är obetydlig. Trots en måttlig känslighet för bottenfaunan inom Triton bedöms konsekvensen som försumbar (tabell 23).

Tabell 23. Konsekvensbedömning av kumulativa effekter av suspenderat sediment och sedimentation samt spridning av miljögifter och näringsämnen under anläggningsfasen.

Påverkansfaktor	Mottagarens känslighet	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvens
Suspenderat sediment	Låg	Obetydlig	Försumbar
Sedimentation	Låg	Obetydlig	Försumbar
Miljögifter och näringsämnen	Måttlig	Obetydlig	Försumbar

5.5.2. Konsekvensbedömning driftsfas

Under driftsfasen är artificiella rev, som uppkommer till följd av förändrade substratförhållanden, den påverkansfaktor som bedöms vara av relevans för bedömning av kumulativa effekter. Flera vindparker skulle i teorin kunna gynna de arter som fäster sig på vindkraftsfundament och bidra till en ökad konnektivitet mellan lämpliga livsmiljöer. Det stora avståndet mellan vindparkerna (minst 10 kilometer) talar dock mot detta och det är sannolikt att effekten i stället blir som störst lokalt i respektive vindparksområde. Påverkans storlek och omfattning bedöms som liten positiv för den bedömda påverkansfaktorn, vilket resulterar i en mycket liten positiv konsekvens (tabell 24).

Tabell 24. Konsekvensbedömning av kumulativa effekter av artificiella rev under driftsfasen.

Påverkansfaktor	Mottagarens känslighet	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvens
Artificiella rev	Liten	Liten positiv	Mycket liten positiv

5.5.3. Konsekvensbedömning avvecklingsfas

De påverkansfaktorer under avvecklingsfasen som är av relevans för bedömning av kumulativ påverkan är de samma som under anläggningsfasen; suspenderat sediment, sedimentation och spridning av miljögifter och näringsämnen. Påverkans storlek och omfattning väntas dock bli än mindre under avvecklingsfasen, varför konsekvenserna bedöms som försumbara (tabell 25).

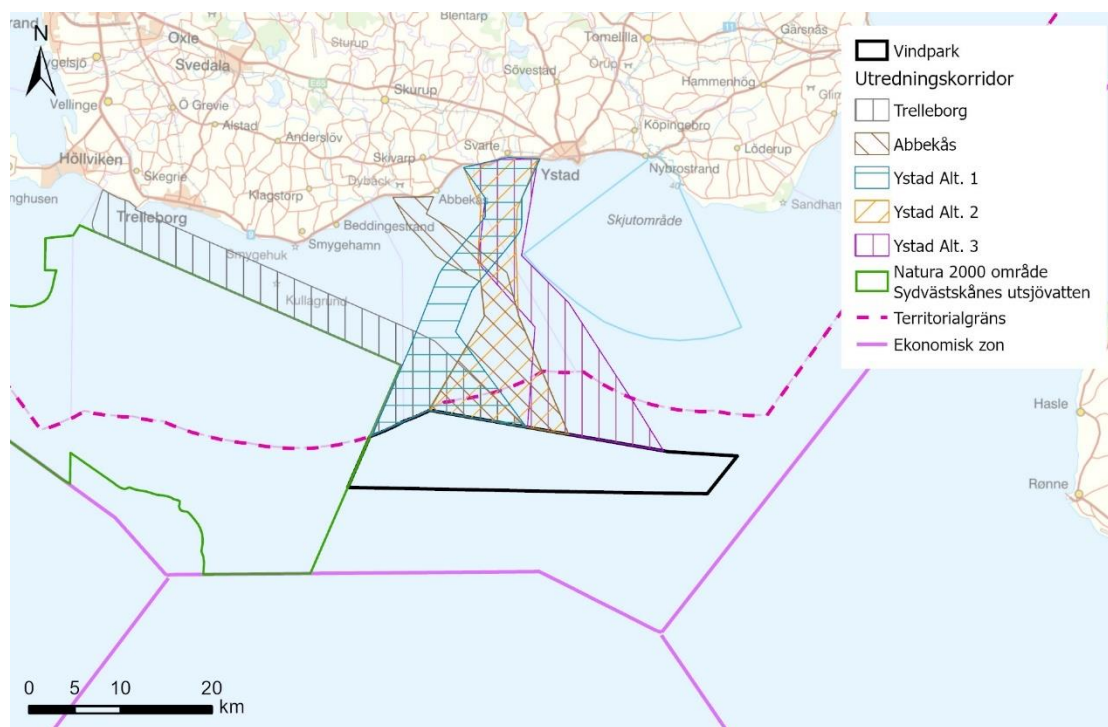
Tabell 25. Konsekvensbedömning av suspenderat sediment, sedimentation och miljögifter och näringsämnen under avvecklingsfasen.

Påverkansfaktor	Mottagarens känslighet	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvens
Suspenderat sediment	Låg	Obetydlig	Försumbar
Sedimentation	Låg	Obetydlig	Försumbar
Miljögifter och näringsämnen	Måttlig	Obetydlig	Försumbar

5.6. Påverkan av följdverksamhet

Det slutliga kabelstråket som förbinder vindparken med land för överföring av den producerade elen har ännu inte fastställts, utan flera möjliga alternativ är under utredning (figur 14). Påverkan av dessa kommer att prövas i särskild ordning vid ansökan om koncession och vattenverksamhet och kommer i denna ansökan endast beskrivas översiktligt.

I samband med installering av anslutningskablar in till land kan bottenfloran och bottenfaunan komma att påverkas under vindparkens olika faser. I de områden där kablarna kommer att förläggas kommer en direkt fysisk påverkan att uppstå. Även en viss sedimentspridning kommer uppstå i samband med anläggningen som kan komma att påverka bottenfloran och bottenfaunan till följd av förhöjda halter av suspenderat sediment och en efterföljande sedimentation. Om miljögifter och näringsämnen finns bundna till sedimentet kan även de komma att sprida sig. Spridning av sediment, miljögifter och näringsämnen kan även uppkomma under avvecklingsfasen om och/eller när kablar ska hämtas upp från havsbotten, men då i en mindre omfattning. Under driftsfasen kan påverkan uppkomma i samband med att kablarna genererar ett svagt elektromagnetiskt fält. Däremot kommer inga substratförändringar att ske. Där havsbotten utgörs av mjukbotten kommer kablarna att grävas, spolats eller plöjas ned i sedimentet medan där havsbotten utgörs av hårdbotten kommer de att täckas över och skyddas av sten eller betongmattor. Således kommer bottensedimentet att återgå till det ursprungliga efter installation.



Figur 14. Framtagna utredningskorridorer för anslutningskabel.

6. REFERENSER

- Aitken, A. E. och Risk, M. J. (1988). Biotic interactions revealed by macroborings in arctic bivalve molluscs. *Lethaia*, 21(4), 339–350.
- Albert, L., Deschamps, F., Jolivet, A., Olivier, F., Chauvaud, L. och Chauvaud, S. (2020). A current synthesis on the effects of electric and magnetic fields emitted by submarine power cables on invertebrates. *Marine Environmental Research* 159, 104958.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104958>
- Alzieu, C. (2000). Impact of tributyltin on marine invertebrates. *Ecotoxicology*, 9(1), 71–76.
- Antizar-Ladislao, B. (2008). Environmental levels, toxicity and human exposure to tributyltin (TBT)-contaminated marine environment. A review. *Environment international*, 34(2), 292–308.
- Baltic Marine Environment Protection Commission. (2014). HELCOM guide to alien species and 2 water management in the Baltic Sea. ISBN 978-952-67205-6-2 (paperback) ISBN 978-952-67205-7-9 (PDF)
- Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Ohlsson, H., Wahlberg, M., Rosenberg, R. och Åstrand Capetillo, N. (2012a). Vindkraftens effekter på marint liv. Naturvårdsverkets rapport 6488 från Vindval.
- Bergström, L., Sundqvist, F. och Bergström, U. (2012b). Effekter av en havsbaserad vindkraftpark på fördelningen av bottennära fisk. En studie vid Lillgrunds vindkraftpark i Öresund. Naturvårdsverkets rapport 6584 från Vindval.
- Bochert, R. och Zettler, M. (2006). Effect of electromagnetic fields on marine organisms. In: Koller, J., Koppel, J., Peters, W. (Eds.), Offshore Wind Energy. *Springer*, Berlin, Heidelberg (Germany), pp. 223–234.
- Boening, D. W. (2000). Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere*, 40(12), 1335–1351.
- Brafield, A. E. (1963). The effects of oxygen deficiency on the behaviour of *Macoma balthica* (L.). *Animal Behaviour*, 11(2-3), 345–346.
- Brafield, A. E. och Newell, G. E. (1961). The behaviour of *Macoma balthica* (L.). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 41(1), 81–87.
- Brownlee, J. (2018). A Gentle Introduction to k-fold Cross-Validation. Machine Learning Mastery, <https://machinelearningmastery.com/k-fold-cross-validation/>.
- Brzana, R. och Janas, U. (2016). Artificial hard substrate as a habitat for hard bottom benthic assemblages in the southern part of the Baltic Sea—a preliminary study. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 45(1), 121–130.

BSH och BMU (2014). Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus – Challenges, Results and Perspectives. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum. 201 sid. Rapid increase of benthic structural and functional diversity at the alpha ventus offshore test site. Lars Gutow, Katharina Teschke, Andreas Schmidt, Jennifer Dannheim, Roland Krone, Manuela Gusk. Rapid increase of benthic structural and functional diversity at the alpha ventus offshore test site.

Camus, L., Birkely, S. R., Jones, M. B., Børseth, J. F., Grøsvik, B. E., Gulliksen, B., Lønne, O. J., Regoli, F. och Depledge, M. H. (2003). Biomarker responses and PAH uptake in *Mya truncata* following exposure to oil-contaminated sediment in an Arctic fjord (Svalbard). *Science of the total environment*, 308(1-3), 221-234.

Budd, G.C. och Rayment, W.J. (2001). *Limecola balthica* Baltic tellin. In Tyler-Walters H. and Hiscock K. (eds) *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom.

Bulleri, F. och Airoldi, L. (2005). Artificial marine structures facilitate the spread of a non-indigenous green alga, *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*, in the north Adriatic Sea. *Journal of Applied Ecology* 42, 1063–1072.

Chiarelli, R. och Roccheri, M. C. (2014). Marine invertebrates as bioindicators of heavy metal pollution. *Open journal of metal* Vol. 04 No. 04

Coates, D., Vanaverbeke, J., Rabaut, M., och Vincx, M. (2011). Soft-sediment macrobenthos around offshore wind turbines in the Belgian Part of the North Sea reveals a clear shift in species composition. 2011). *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and targeted monitoring*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. *Marine ecosystem management unit*, 47-63.

Coates, D., Vanaverbeke, J. och Vincx, M. (2012). Enrichment of the soft sediment macrobenthos around a gravity based foundation on the Thorntonbank. In: Degraer S, rabant R, Rumes B (eds.) *Offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea: heading for an understanding of environmental impacts*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management Unit, Brussels, sid. 41–54.

Coolen, J. W., Lengkeek, W., van der Have, T., och Bittner, O. (2019). *Upscaling positive effects of scour protection in offshore wind farms: Quick scan of the potential to upscale positive effects of scour protection on benthic macrofauna and associated fish species* (No. C008/19). Wageningen Marine Research.

de Freitas, A. S. W., Lloyd, K. M. och Qadri, S. U. (1981). Mercury bioaccumulation in the detritus-feeding benthic invertebrate, *Hyalella azteca* (Saussure). *Proceedings of the Nova Scotian Institute of Science*, 31.

- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. och Vigin, L. (eds). (2019). Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Marking a Decade of Monitoring, Research and Innovation. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management, 134 p.
- Deidda, I., Russo, R., Bonaventura, R., Costa, C., Zito, F. och Lampiasi, N. (2021). Neurotoxicity in marine invertebrates: An update. *Biology*, 10(2), 161.
- De Madron, X. D., Ferré, B., Le Corre, G., Grenz, C., Conan, P., Pujo-Pay, M., ... & Bodiot, O. (2005). Trawling-induced resuspension and dispersal of muddy sediments and dissolved elements in the Gulf of Lion (NW Mediterranean). *Continental shelf research*, 25(19-20), 2387-2409.
- De Mesel, I., Kerckhof, F., Norro, A., Rumes, B. och Degraer, S. (2014). Succession and seasonal dynamics of the epifauna community on offshore wind farm foundations and their role as stepping stones for non-indigenous species. *Hydrobiologia* 756, 37-50. DOI 10.1007/s10750-014-2157-1
- DONG Energy, Vattenfall, Danish Energy Authority, The Danish Forest och Nature Agency (2006). Danish offshore wind- key environmental issues. Prinfo Holbæk-Hedehusene, Denmark. 244 sid.
- Edelvang, K., Møller, A. L. och Hansen, E. A. (2001). DHI. Lillgrund Vindkraftpark, Environmental impact assessment of hydrography and sediment spill. Final Report.
- Essink, K. (1999). Ecological effects of dumping of dredged sediments, options for management. *Journal of Coastal Conservation*, 5, 69-80.
- Europeiska Kommissionen. (2008). DIRECTIVE 2008/56/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 17 June 2008, establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive).
- Glasby, T.M. och Connell, S.D. (1999). Urban Structures as Marine Habitats. *Ambio*, 28, 595-598.
- Glickstein, N. (1978). Acute toxicity of mercury and selenium to *Crassostrea gigas* embryos and Cancer magister larvae. *Marine Biology*, 49(2), 113-117.
- Goethel, C. L., Grebmeier, J. M. och Cooper, L. W. (2019). Changes in abundance and biomass of the bivalve *Macoma calcaria* in the northern Bering Sea and the southeastern Chukchi Sea from 1998 to 2014, tracked through dynamic factor analysis models. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 162, 127-136.
- Gogina, M., Nygård, H., Blomqvist, M., Daunys, D., Josefson, A. B., Kotta, J., Maximov, A., Warzocha, J., Yermakov, V., Gräwe, U. och Zettler, M. L. (2016). The Baltic Sea scale inventory of benthic faunal communities. *ICES Journal of Marine Science*, 73(4), 1196-1213.
- Haamer, J. och Rodhe, J. (2000). Mussel *Mytilus edulis* (L.) filtering of the Baltic Sea outflow through the Oresund - an example of a natural, large-scale ecosystem restoration. *Journal of Shellfish Research* 19, 413-421.

Hammar, L., Andersson, S. och Rosenberg, R. (2008). Miljömässig optimering av fundament för havsbaserad vindkraft. Naturvårdverkets rapport 5828 från Vindval.

Hammar, L., Magnusson, M., Rosenberg, R., och Granmo, Å. (2009). Miljöeffekter vid muddring och dumpning – En litteratursammanställning. Naturvårdsverket. Rapport 5999. 71 sid.

Havs- och vattenmyndigheten. (2008). Havsborstmask (*Marenzelleria spp.*).
www.havochvatten.se/frammandearter

Havs- och vattenmyndigheten. (2018). Metaller och miljögifter – effektbaserade bedömningsgrunder och indikativa värden för sediment. Kunskapssammanställning baserad på ämnesrapporter framtagna inom vattendirektivsarbetet. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:31.

Havs- och vattenmyndigheten. (2019). Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2019:25.

Havs- och vattenmyndigheten VMS databas. (2021). *Vessel Monitoring System (VMS)*.
[Hämtad: 2021-09-14].

Havsmiljöinstitutet. (2016). HAVET 2015/2016. Om miljö tillståndet i svenska havsområden. Havsmiljöinstitutet, Havs- och vattenmyndigheten, Naturvårdsverket.

HELCOM. (2013). HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. Balt. Sea Environ. Proc. No. 140.

HELCOM. (2020). Benthic invertebrates. HELCOM Biodiversity Database.
<https://maps.helcom.fi/website/biodiversity/>

Hendrick, V. J., Hutchison, Z. L. och Last, K. S. (2016). Sediment Burial Intolerance of Marine Macroinvertebrates. *PLoS ONE* 11(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149114>.

Hiebenthal, C., Philipp, E. E. R., Eisenhauer, A. och Wahl, M. (2012). Interactive effects of temperature and salinity on shell formation and general condition in Baltic Sea *Mytilus edulis* and *Arctica islandica*. *Aquatic Biology*, 14(3), 289–298.

Hinchey, E. K., Schaffner, L. C., Hoar, C. C., Vogt, B. W. och Batte, L. P. (2006). Responses of estuarine benthic invertebrates to sediment burial: the importance of mobility and adaptation. *Hydrobiologia*, 556(1), 85-98.

Hutchinson, Z. L., Hendrick, V. J., Burrows, M. T., Wilson, B. och Last, K. S. (2016). Buried Alive: The Behavioural Response of the Mussels, *Modiolus modiolus* and *Mytilus edulis* to Sudden Burial by Sediment. *PLoS ONE* 11(3): e0151471.

ICES. (2020). Zoobenthos data set. Biological communities. International Council for the Exploration of the Sea (ICES).

- Jakubowska, M., Urban-Malinga, B., Otremba, Z. och Andruliewicz, E. (2019). Effect of low frequency electromagnetic field on the behavior and bioenergetics of the polychaete *Hediste diversicolor*, *Marine Environmental Research*, Volume 150:104766. DOI: 10.1016/j.marenvres.2019.104766.
- Kadokami, K., Li, X., Pan, S., Ueda, N., Hamada, K., Jinya, D. och Iwamura, T. (2013). Screening analysis of hundreds of sediment pollutants and evaluation of their effects on benthic organisms in Dokai Bay, Japan. *Chemosphere*, 90(2), 721-728.
- Kaiser, M. J., Ramsay, K., Richardson, C. A., Spence, F. E. och Brand, A. R. (2000). Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *Journal of Animal Ecology*, 69(3), 494-503.
- Karlsson, M., Kraufvelin, P. och Östman, Ö. (2020). Kunskapssammanställning om effekter på fisk och skaldjur av muddring och dumpning i akvatiska miljöer. En syntes av grumlingens dos och varaktighet. Aqua Reports 2020:1. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Drottningholm Lysekil Öregrund. 73 s.
- Kerckhof, F., Degraer, S., Norro, A. och Rumes, B. (2015). Offshore intertidal hard substrata: a new habitat promoting non-indigenous species in the Southern North Sea: an exploratory study. *Hydrobiologia*.
- Kyryliuk, D. (2014). Total suspended matter derived from MERIS data as an indicator of coastal processes in the Baltic Sea. Stockholm University, Department of Ecology. Environmental and Plant Sciences.
- Kågesten, G., Baumgartner, F. och Freire, F. (2020). High-resolution benthic habitat mapping of Hoburgs bank, Baltic Sea. November 2020. SGU-rapport 2020:34.
- Last, K. S., Hendrick, V. J., Beveridge, C. M. och Davies, A. J. (2011). Measuring the effects of suspended particulate matter and smothering on the behaviour, growth and survival of key species found in areas associated with aggregate dredging. Report for the Marine Aggregate Levy Sustainability Fund.
- Liénart, C., Garbaras, A., Qvarfordt, S., Sysoev, A. Ö., Högländer, H., Walve, J., Schagerström, E., Eklöf, J. och Karlson, A. M. (2021). Long-term changes in trophic ecology of blue mussels in a rapidly changing ecosystem. *Limnology and Oceanography*, 66(3), 694-710.
- Lisbjerg, D., Petersen, J.K. och Dahl, K. (2002). Biologiske effekter af råstofindvinding på epifauna. Danmarks Miljøundersøgelser. 56 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 391
- Long, E. R., MacDonald, D. D., Smith, S. L. och Calder, F. D. (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and eustarine sediments. *Environmental management* 19(1), 81-97.
- Länsstyrelsen Skåne. (2020). Videoundersökningar i Natura 2000-området Sydvästskånes utsjövatten 2019. Rapportnummer 2020:09. ISBN/ISSN-nr: 978-91-7675-188-6.

- Maar, M., Bolding, K., Petersen, J. K., Hansen, J. L., och Timmermann, K. (2009). Local effects of blue mussels around turbine foundations in an ecosystem model of Nysted off-shore wind farm, Denmark. *Journal of Sea Research*, 62(2-3), 159-174.
- Magnusson, K., Eliasson, K., Fråne, A. och Haikonen, K. (2016). Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment. A Review of Existing Data., (C 183), 1–188.
- Meador, J. P., Stein, J. E., Reichert, W. L. och Varanasi, U. (1995). Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine organisms. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 79–165.
- Miljödepartementet. (2010). Havsmiljöförordning, SFS 2010:1341.
- Naturvårdsverket. (2017). Mikroplaster. Redovisning av regeringsuppdrag om källor till mikroplaster och förslag på åtgärder för minskade utsläpp i Sverige. Rapport 6772. Juni 2017.
- NIRAS (2021a). Triton OWF. Sediment Dispersal, seabed preparation. OX2 AB. 27 July 2021. www.niras.dk
- NIRAS. (2021b). Triton OWF. Hydrodynamic Impact. OX2 AB. 19 November 2021. www.niras.dk
- NORWEA. (2021). Faktaark: Vindkraft, plast og Bisfenol A. Uppdaterad 26.05.21. <https://norwea.no/norwea-mener/2021/3/26/faktaark-vindkraft-plast-og-bisfenol-a?rq=bisfenol>
- Nyström Sandman, A., Christiernsson, A., Gidhagen Fyhr, F., Lindegarth, M., Kraufvelin, P., Bergström, P., Nilsson, P., Fredriksson, R., Bergström, U. och Hogfors, H. (2020). Grön infrastruktur i havet: landskapsperspektiv i förvaltningen av Sveriges marina områden.
- OSPAR Commission. (2008). OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats.
- Oeschger, R. (1990). Long-term anaerobiosis in sublittoral marine invertebrates from the Western Baltic Sea: *Halicryptus spinulosus* (Priapulida), *Astarte borealis* and *Arctica islandica* (Bivalvia). *Marine Ecology Progress Series*, 133–143.
- Palanques, A., Guillén, J. och Puig, P. (2001). Impact of bottom trawling on water turbidity and muddy sediment of an unfished continental shelf. *Limnology and Oceanography*, 46(5), 1100–1110.
- Peterson, C. H., Kennicutt II, M. C., Green, R. H., Montagna, P., Harper, Jr, D. E., Powell, E. N. och Roscigno, P. F. (1996). Ecological consequences of environmental perturbations associated with offshore hydrocarbon production: a perspective on long-term exposures in the Gulf of Mexico. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(11), 2637-2654.

Poweilleit, M., Graf, G., Kleine, J., Riethmuller, R., Stockmann, K., Wetzel, M. A. och Koop, J. H. E. (2009). Experiments on the survival of six brackish macro-invertebrates from the Baltic Sea after dredged spoil coverage and its implications for the field. *Journal of Marine Systems*, 75 (3-4), 441-451.

Prato, E., Biandolino, F. och Scardicchio, C. (2006). Test for acute toxicity of copper, cadmium, and mercury in five marine species. *Turkish Journal of Zoology*, 30(3), 285–290.

Qvarfordt, S., Kautsky, H. och Malm, T. (2006). Development of fouling communities on vertical structures in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67, 618–628.

Ramboll (2019). Baltic Pipe Rörledning – Tillstånd och design. Konsekvensbedömning – Sverige. Mars 2019.

Schröder, A., Orejas, C. och Joschko, T. (2006) Benthos in the vicinity of the piles: FINO 1 (North Sea)”. In: Offshore Wind Energy. Research on Environmental Impacts (Köller J, Köppel P, eds). Springer Verlag Berlin sid. 185–19.

Scott, J. och Svenning, J-C. (2018). Using species distribution modelling to determine opportunities for trophic rewilding under future scenarios of climate change. *Phil. Trans. R. Soc. B* 373:20170446. <http://doi.org/10.1098/rstb.2017.0446>.

SFS 2009:1165. Barlastvattenlagen. Infrastrukturdepartementet, Stockholm.

SFS 2017:74. Barlastvattenförordningen. Infrastrukturdepartementet, Stockholm

SSPA Sweden. (2021). Nautisk riskanalys Triton.

SGU, Sveriges Geologiska Undersökning. (2019). Miljöföroreningar i utsjösediment – geografiska mönster och tidstrender av S. Josefsson och A. Apler. SGU-rapport 2019:06. Diarie-nr: 35–778/2017 och 35–1141/2018. SGU, Uppsala.

SGU, Sveriges Geologiska Undersökning. (2020). Maringeologi. <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-maringeologi.html>

SGU, Sveriges Geologiska Undersökning. (2021). Miljöövervakning, havs- och utsjösediment. <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-miljoovervakning-sediment.html>

SLU Artdatabanken. (2020). Rödlistade arter i Sverige 2020. SLU, Uppsala.

SLU Artdatabanken. (2021a). Hoppanemon *Stomphia coccinea*. <https://artfakta.se/artbestamning/taxon/stomphia-coccinea-217860> [Hämtad: 2021-06-02].

SLU Artdatabanken. (2021b). Vit skivmussla. *Macoma calcarea*. <https://artfakta.se/artbestamning/taxon/Macoma%20calcarea-102741> [Hämtad: 2021-11-22].

SLU Artdatabanken. (2021c). Trubbig sandmussla. *Mya truncata*. <https://artfakta.se/artbestamning/taxon/Mya%20truncata-218291> [Hämtad: 2021-11-22].

SMHI. (2019). Oxygen Survey in the Baltic Sea 2018 – Extent of Anoxia and Hypoxia, 1960-2018. Report Oceanography No. 65, 2018. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Göteborg, Sweden.

SMHI. (2020). Oxygen Survey in the Baltic Sea 2019 – Extent of Anoxia and Hypoxia, 1960-2019. Report Oceanography No. 67, 2019. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Göteborg, Sweden.

SMHI (2021a). Rapport från SMHIs utsjöexpedition med R/V Svea. 2021-06-03. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, Oceanografiska Laboratoriet.

SMHI (2021b) Oxygen Survey in the Baltic Sea 2020 – Extent of Anoxia and Hypoxia, 1960–2020. Report Oceanography No.70, 2020. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Göteborg, Sweden.

SMHI Shark. (2020). Zoobenthos. <https://www.smhi.se/data/oceanografi/datavardskap-oceanografi-och-marinbiologi/sharkweb> [Hämtad: 2020-12-21].

SMHI Shark. (2021). Epibenthos. <https://www.smhi.se/data/oceanografi/datavardskap-oceanografi-och-marinbiologi/sharkweb> [Hämtad: 2021-11-02].

Stankevičiūtė, M., Jakubowska, M., Pažusienė, J., Makaras, T., Otremba, Z., Urban-Malinga, B., Fey, D. P., Greszkiewicz, M., Sauliūtė, G., Baršienė, J. och Andrulewicz, E. (2019). Genotoxic and cytotoxic effects of 50 Hz 1 mT electromagnetic field on larval rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), Baltic clam (*Limecola balthica*) and common ragworm (*Hediste diversicolor*). *Aquatic Toxicology*, Volume 208, Pages 109–117.

Szostek, C. L., Davies, A. J. och Hinz, H. (2013). Effects of elevated levels of suspended particulate matter and burial on juvenile king scallops *Pecten maximus*. *Marine Ecology Progress Series*, 474, 155-165.

Tibblom, O., Öhman, M. C., Karlsson, M., Seger, F., Ottvall, R., Jönsson, A. och Birgersson, V. (2021). Naturtyper i Natura 2000-området Sydvästskaanes utsjövatten – Vindpark Triton. AquaBiota Report 2021:13.

TSFS 2017:73. Transportstyrelsens föreskrifter om hantering och kontroll av fartygs barlastvatten och sediment. Transportstyrelsen.

Tyler-Walters, H. och Sabatini, M. (2017). *Arctica islandica* Icelandic cyprine. In Tyler-Walters H. and Hiscock K. (eds) *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom.

Tyler-Walters, H. och White, N. (2017). *Alkmaria romijni* Tentacled lagoon worm. In Tyler-Walters H. and Hiscock K. *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom.

- Valeur, J. R. och Jensen, A. (2001). Sedimentological research as a basis for environmental management: The Øresund fixed link. *Science of the total environment*, 266(1–3), 281–289.
- Vanagt, T. och Faasse, M. (2014). Development of hard substratum fauna in the Princess Amalia Wind Farm. Monitoring six years after construction. eCOAST report 2013009.
- Velasco, L. V. och Navarro, J. M. (2002). Feeding physiology of infaunal (*Mulinia edulis*) and epifaunal (*Mytilus chilensis*) bivalves under a wide range of concentrations and qualities of seston. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 240: 143–155.
- Wilber, D. H. och Clark, D. G. (2001). Biological effects of suspended sediments: A review of suspended sediment impacts of fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. *North American Journal of Fisheries management*, 21:4, 855-875 DOI: 10.1577/1548-8675(2001)021<0855:BEOSSA>2.0.CO;2
- Wilhelmsson, D., & Malm, T. (2008). Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79(3), 459-466.
- Witbaard, R., Duineveld, G. C., Amaro, T. och Bergman, M. J. (2005). Growth trends in three bivalve species indicate climate forcing on the benthic ecosystem in the southeastern North Sea. *Climate Research*, 30(1), 29-38.
- Zettler, M. L., Bick, A. och Bochart, R. (1995) Distribution and population dynamics of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) in a coastal water of the southern Baltic. *Arch Fish Mar Res* 42: 209–224.
- Öhman, M. C., Karlsson, M., van der Meijs, F., Isaksson, E., Berggren, T., Östman, A. och Andersson-Li, M. (2021). Fisk och havsbaserad vindkraft i Östersjön söder om Skåne – Vindpark Triton. AquaBiota Report 2021:07.
- Øresundskonsortiet. (2000). Environmental impact of the construction of the Øresund fixed link. Copenhagen 96 pp.