

**Brevdato** 06-10-2025

**Afsender** Havets Venner (havetsvenner@gmail.com)

**Modtagere** Kystdirektoratet (KDI) (kdi@kyst.dk)

**Akttitel** Kystzoneforvaltning/Søterritoriet. Projekt VesterRevet

**Identifikationsnummer** 13524343

**Versionsnummer** 1

**Ansvarlig** Søterritoriet (F2 postkasse)

**Vedlagte dokumenter** KystzoneforvaltningSøterritoriet. Projekt VesterRevet  
Bilag 4 - skriftelig tilladelse til brug af havnens tilladelse  
Bilag 2 - indvindingstilladelse  
Bilag 3 - DHI note 2013  
Bilag 1 - Søkort og matrikelkort  
Kystdirektoratet-ansøgning færdig

**Dokumenter uden PDF-version (ikke vedlagt)**

**Udskrevet** 23. jun 2026



## Ansøgning om tilladelse til anlæg på søterritoriet

Dette ansøgningskema benyttes ved ansøgning om tilladelser til etablering, renovering og udvidelse af anlæg på søterritoriet.

Husk at læse vejledningen på side 6, før skemaet udfyldes.

Eventuelle spørgsmål til ansøgningskema og vejledning rettes til Kystdirektoratet på tlf. 99 63 63 63 eller via e-mail [kdi@kyst.dk](mailto:kdi@kyst.dk).

*Bemærk: En ansøgning kan først behandles, når alle nødvendige oplysninger foreligger.*

Til Kystdirektoratets notater:

Dato for modtagelse:	_____	Journal nr.:	_____
Projekttype:	_____	Sagsbehandler:	_____

### A. Oplysninger om ejere af den eller de matrikler, hvor anlægget opføres

Navn  
*Thyborøn By*

Adresse  
*Thyborøn strand*

Lokalt stednavn <i>Badestranden i kanalen</i>	Postnr. <i>7680</i>	By <i>Thyborøn</i>
--	------------------------	-----------------------

Telefon nr.	Mobil nr.	E-mail
-------------	-----------	--------




### B. Evt. repræsentant (entreprenør, rådgiver eller lignende)

Navn Jarl Asger Koustrup		
Adresse Kirkevej 21		
Lokalt stednavn	Postnr. 7680	By Thyborøn
Telefon nr.	Mobil nr. 61398550	E-mail havetsvenner@gmail.com

### C. Offentliggørelse af oplysninger

Ansøger giver ved underskrift tilladelse til, at ansøgningsmaterialet må offentliggøres på Kystdirektoratets hjemmeside [www.kyst.dk](http://www.kyst.dk). I henhold til persondataloven vil personfølsomme oplysninger, eller andre oplysninger friholdt for aktindsigt, uanset denne accept ikke blive offentliggjort.

Dato 1-10-2025	Underskrift 
-------------------	---

### D. Anlæggets placering

Adresse Thyborøn Badestrand		
Postnr. 76 80	By Thyborøn	Kommune Lemvig Kommune
Matrikel nr. og ejerlavsbetegnelse 90 a – Thyborøn By		



## E. Beskrivelse af anlægget i sin helhed

Kan evt. uddybes i bilag

*Bemærk: Nødvendige bilag skal også vedlægges, se rubrik I*

### Projektets formål

VesterRevet har til hensigt at etablere et kunstigt sandrev, der forbedrer bølgeforholdene for surf ved strandene i Thyborøn Kanal. Formålet er primært at skabe sikre og attraktive surf-muligheder for alle aldre og niveauer. Samtidig vil anlægget bidrage til mere rolige badeforhold for områdets mange turister, da bølgerne vil bryde længere ude og dermed reducere kraftig brænding ved strandkanten. Projektet forventes således både at styrke rekreative muligheder og understøtte lokal turisme.

Som en del af projektet vil det eksisterende bunkershelter, som Kystdirektoratet ejer og som Lemvig Kommune lejer, blive renoveret og omdannet til samlingspunkt for surfere og andre besøgende. Shelteret vil kunne rumme op til ni overnattende personer og være til fri offentlig benyttelse.

### Teknisk udformning og placering

Anlægget består af to sandrev, der anlægges kystnært ud for de to yderste strande i Thyborøn Kanal (se bilag 1). Hvert rev forventes at blive ca. 100 meter langt og udformes som lave, sandbaserede strukturer, der skaber kontrolleret bølgebrydning. Revets placering og dimensionering er valgt for at understøtte surf og samtidig ikke hindre naturlige strømforhold i kanalen eller skabe u hensigtsmæssige aflejringseffekter.

Thyborøn Kanal er særligt velegnet til projektet, da den dominerende vindretning her giver side- eller fralandsvind – gunstigt for surf – modsat den åbne kyst, hvor vinden oftere er pålandsvind. Desuden ligger området relativt beskyttet mod stormpåvirkning, hvilket forventes at reducere slitage og vedligeholdelsesbehov.

### Materialer og sedimenthåndtering

Til etableringen anvendes udelukkende sand fra det eksisterende sedimentkredsløb i området. Projektet tager udgangspunkt i den gældende nyttiggørelsestilladelse udstedt til Thyborøn Havn (bilag 2). Tilladelsen giver mulighed for årligt at indvinde og enten bypasse eller nyttiggøre op til 250.000 m<sup>3</sup> rent oprensningssediment fra indvindingsområdet ved Thyborøn Havns indsejling, som afgrænset på Kort bilag 2 i Bilag 2. Efter tilladelsen kan det oprensede sand bypasses til et defineret område nedstrøms.

Vi er fuldt ud opmærksomme på, at formålet med den eksisterende tilladelse primært er at føre sandet til dette nedstrøms beliggende område. Med nærværende ansøgning søger vi alene om at anvende en mindre brøkdel af den allerede tilladte bypass-mængde til udlæg på de to lokaliteter, der fremgår af bilag 1. Hensigten er at gennemføre et kontrolleret backpass, hvor sand, som naturligt transporteres og aflejres nedstrøms, føres tilbage til kystnære områder ved de planlagte surfrev.

Selvom indvindingsområdet i tilladelsen omfatter både op- og nedstrøms dele af Thyborøn Kanal, ved vi, at entreprenøren i praksis vil indvinde sand fra en nedstrøms beliggende lokalitet. Med denne ansøgning ændres derfor udelukkende selve udlægningsområdet — fra det i tilladelsen angivne nedstrømsområde til de kystnære lokaliteter i bilag 1 — mens mængder, arbejdsmetoder og overvågningskrav fra den eksisterende tilladelse fortsat respekteres.

Vi er desuden opmærksomme på vilkår **punkt 10** i bilag 2, som fastslår, at tilladelsen ikke må overdrages uden Kystdirektoratets godkendelse. Derfor er der indhentet en skriftlig fuldmagt fra Thyborøn Havn, der giver *Havets Væner* ret til at anvende en del af den i bilag 2 omtalte bypass-mængde til dette projekt. Dokumentation for denne fuldmagt er vedlagt som bilag 4.

Denne tilgang er naturbaseret: der tilføres ikke fremmede materialer, og det samlede sedimentbudget opretholdes ved, at sandet tilbageføres til kystsystemet, hvor det samtidig understøtter rekreative formål og giver en sekundær kystbeskyttende effekt.

### Miljøhensyn og eksisterende forhold



Havbunden i det planlagte anlægsområde består af rent sand uden væsentlige biologiske habitater. Dette er dokumenteret gennem flere snorkelundersøgelser samt jordartskort. Revene placeres i god afstand fra eksisterende høfder for at undgå dækning af de biotoper, som stenene her understøtter.

Anlægsarbejdet udføres i foråret uden for højsæsonen og uden for de perioder, hvor der er restriktioner for sandfodring af hensyn til bl.a. fiskeyngel (fx lakseyngel). Derved minimeres påvirkningen af både fauna og friluftsliv. Den primære midlertidige påvirkning vil være støj fra anlægsskibe og entreprenørmaskiner under selve anlægsperioden.

Projektet kolliderer ikke med andre kendte anlæg eller aktiviteter i området. Det nærliggende søkabel i Thyborøn Kanal er taget ud af drift for flere år siden (Thyborøn Havn kan dokumentere dette). Der er desuden foretaget analyser af kystmorfologi og strømforhold (se bilag 3), som indikerer, at revene ikke vil have væsentlig negativ effekt på den gældende kystdynamik, da området ikke ligger i zoner med relativ ubetydelig strømhastigheder (bilag 3). Området er i øvrigt tungt manipuleret af skråningsbeskyttelse, høfder, diger og hyppige oprensninger af nærliggende sejltrede, og også derfor vurderes ovennævnte backpass ikke at have nogen negativ påvirkning på eksisterende forhold.

### Sikkerhed og rekreativ anvendelse

Projektet udvikles i samarbejde med TrygFondens livreddere for at sikre, at bølgemiljøet bliver sikkert for surfere og badende. Revene vil medvirke til, at brændingszonen flyttes længere fra kysten og derved skabe roligere forhold nær stranden. Den forbedrede sikkerhed og de nye faciliteter i det renoverede shelter forventes at øge områdets attraktivitet for både lokale og besøgende.

Et andet element omkring sikkerhed er at der er tre høfde sten, som er dislokeret og ligger vinkelret ud for den yderste af høfderne (se billede). De stikker minimum 40 cm op ad bunden, og skaber en skjult farlig situation for surfere og badegæster. Disse sten ønsker vi også at fjerne/rykke efter jeres anbefaling.



### Samlet vurdering

VesterRevet er et naturbaseret kystanlæg, der anvender lokale sedimentter og respekterer eksisterende kystdynamik. Det vurderes ikke at have negativ indvirkning på beskyttede naturtyper, eksisterende infrastruktur eller anden brug af området. Projektet understøtter samtidig rekreative værdier og har en sekundær kystbeskyttende effekt, idet det reducerer bølgeenergien ved kystlinjen.



## F. Beskrivelse af planlagte arbejdsmetoder

Kan evt. uddybes i bilag

Anlægsarbejdet udføres i samarbejde med entreprenørfirmaerne **Rohde Nielsen A/S** og **VG Entreprenør A/S**, som begge har erfaring med marine anlægsprojekter og sandfodring.

### **Sandindvinding og transport**

Det nødvendige sand indvindes fra en sandbanke syd for havneindsejlingen i Thyborøn (jf. gældende indvindingstilladelse). Her suges sandet op af Rohde Nielsens sandsugerskibe, hvorefter det sejles det korte stykke til de to planlagte revområder ud for strandene i Thyborøn Kanal.

### **Udlægning af sand**

Ved ankomst til anlægsområdet sprøjtes sandet ud (*rainbowing*), således at det fordeles i henhold til de forudbereggede mængder og placeringer. Denne metode er standard ved sandfodring.

### **Finjustering og profilering**

Efter udlægning vil fra VG Entreprenør A/S profilere sandet, så revstrukturen får den rette form for at optimere bølgebrydning og surf-forhold. Arbejdet udføres under hensyn til strøm og tidevand

### **Vedligehold og eventuelle justeringer**

Hvis der inden for de første tre år efter etableringen viser sig behov for justering eller delvis genopbygning af revene, vil arbejdet blive udført efter samme metode og med samme type materiel. Dette sikrer, at eventuelle tilpasninger kan foretages hurtigt og uden ændringer i påvirkningsniveauet for miljø og kystdynamik.

### **Miljø- og sikkerhedshensyn under arbejdet**

- Arbejdet planlægges udført i forårs månederne, uden for højsæsonen og uden for perioder, hvor sandfodring er begrænset af hensyn til biologiske forhold (fx lakseyngel).
- Aktiviteten vil være af midlertidig karakter og primært medføre begrænset støj fra sandsugerskib og entreprenørmaskiner.



## G. Uddybning

Skal der i forbindelse med anlægget foretages uddybning?

- Ja  
 X Nej

Hvis ja skal mængden for uddybningen angives \_\_\_\_\_ m<sup>3</sup>

Beskrivelse af hvordan sedimentet fra uddybningen efterfølgende tænkes behandlet:

## H. Opfyldning

Skal der i forbindelse med anlægget foretages opfyldning på søterritoriet?

- X Ja  
 Nej

Hvis ja skal mængden af opfyldningsmateriale angives 6000 - 8000 m<sup>3</sup>

Beskrivelse af opfyldningsmaterialets kvalitet: Sandet til opfyldning er af strandsandsstørrelse med en kornstørrelse mellem 0 og 2 mm. Sandet er ikke forurenet af nogen art.



## I. Nødvendige bilag

Følgende bilag skal vedlægges:

- Søkort med indtegnet anlæg
- Matrikelkort med indtegnet anlæg
- Plan- og skitsetegning over det samlede anlæg
- Målsatte snittegninger over eventuelle moler, broer mv.
- Målfast oversigtskort med hele anlægget indtegnet
- Samtykkeerklæringer fra berørte grundejere

Evt. andet relevant materiale:

## J. Erklæring og underskrift

Undertegnede ansøger erklærer, at oplysninger, der står i ansøgningen, er i overensstemmelse med de faktiske forhold.

Dato	Fulde navn ( <i>benyt blokbogstaver</i> )	Underskrift
01-10-2025	JARL ASGER KOUSTRUP	

Ansøgningen sendes med post til:  
Kystdirektoratet  
Højbovej 1  
Postboks 100  
7620 Lemvig

Eller via e-mail: [kdi@kyst.dk](mailto:kdi@kyst.dk)

## Vejledning til ansøgningskema

(vedrørende ansøgning om tilladelse til anlæg på søterritoriet)

### Punkt A. Oplysninger om ejere

Her anføres navn, adresse mv. på ejere af den eller de matrikler, hvor anlægget opføres på eller ud for. Er der flere ansøgere, kan det anføres i et vedlagt bilag.

### Punkt B. Evt. repræsentant (entreprenør, ingeniør eller lignende)

Her anføres navn, adresse mv. på den person, der fungerer som kontaktperson (projektansvarlig) under sagens behandling, det kan for eksempel være et entreprenør- eller ingeniørfirma.

### Punkt C. Offentliggørelse af oplysninger

Kystdirektoratet er forpligtiget til at orientere naboer og andre berørte parter om ansøgninger om tilladelse til anlæg på søterritoriet. Ved orienteringen sker der altid en videregivelse af de



Må ikke anvendes til navigationsformål

**Kortbilag 1 - Oversigtskort**

Plan ref.: ETRS 1989 UTM Zone 32N  
 Vertikal ref.:  
 Målforhold: 1:118.889  
 Udarbejdet: B021003  
 Godkendt:  
 Dato: 11.02.2019

**Tegning 001**


Miljø- og Fødevarerministeriet  
 Kystdirektoratet



Oprensningsområde

Bypass område

Signaturforklaring

 Oprensningsomraade\_18\_02940

0 0,325 0,65 1,3 1,95 2,6  
Kilometer

**Må ikke anvendes til navigationsformål**

## Kortbilag 2 - Luftfoto med placering af oprensnings- samt bypass området

Sti: Z:\Projekt\_GIS\_data\Personer\anl\§16b\Kortbilag 2 - Luftfoto med bypass område.mxd

Plan ref.: ETRS 1989 UTM Zone 32N

Vertikal ref.:

Målforhold: 1:33.722

Udarbejdet: B021003

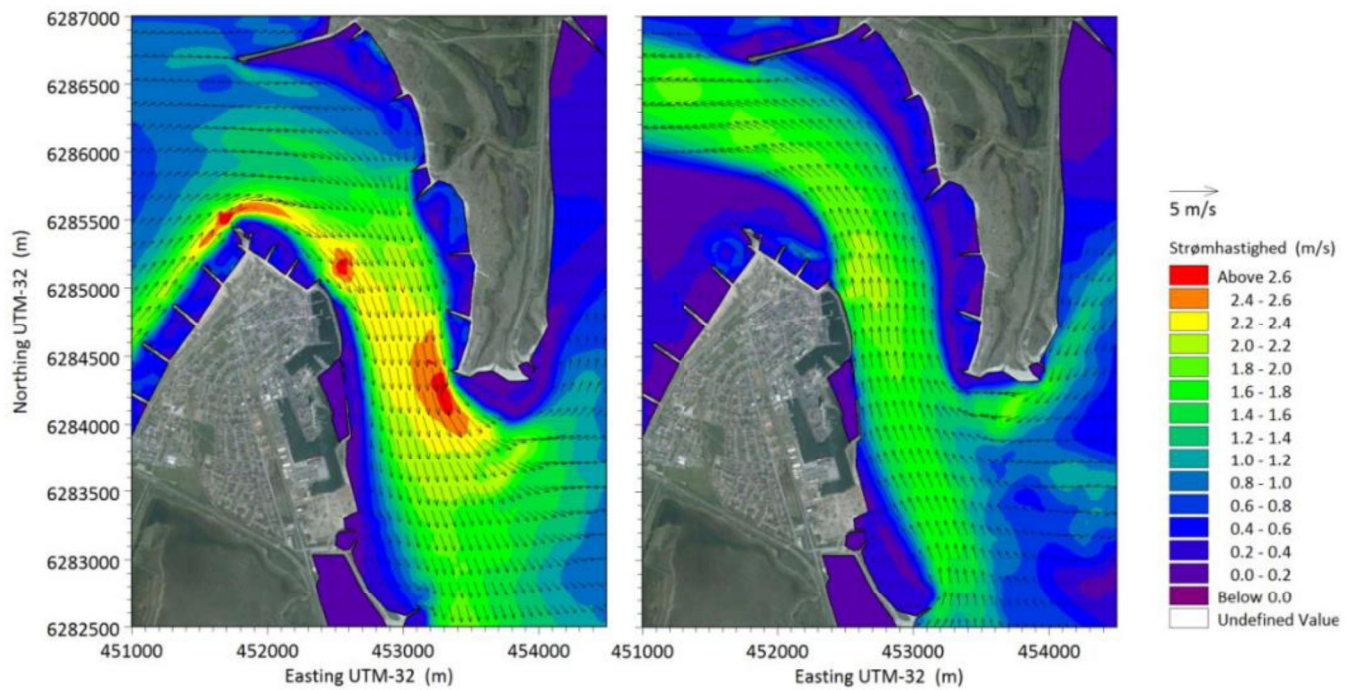
Godkendt:

Dato: 11.02.2019

**Tegning 001**

Miljø- og Fødevarerministeriet  
Kystdirektoratet

## Bilag 3 - DHI Note 2013

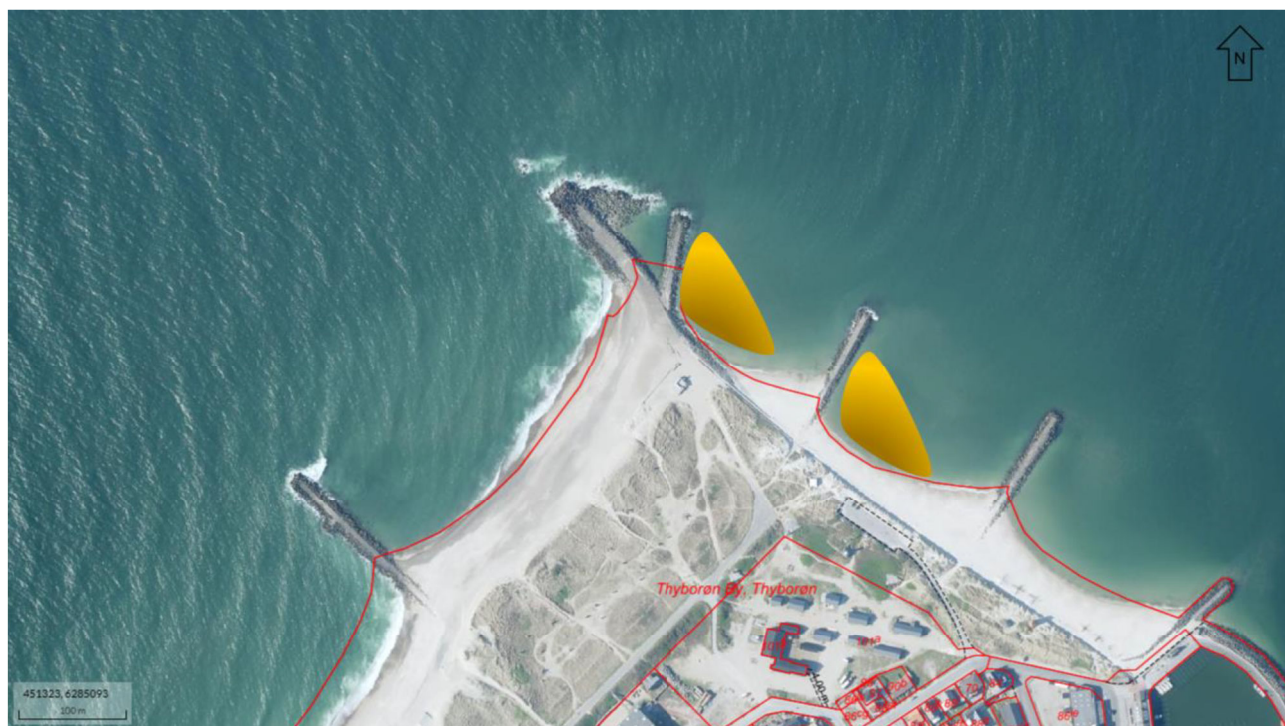


Figur 3.1 Eksempler på indstrømning (venstre) og udstrømning (højre) i Thyborøn Kanal for den eksisterende havneudformning og bundforhold fra 2013.

# Bilag 1 - Søkort og matrikelkort med indtegnet anlæg



Fodringsområderne er vist med gul farve. Dybde forskelle er illustreret ved graduering fra brun (lavt vand) til gul (dybere vand). Baggrunden et søkort og nederst vises fodringsområderne på matrikelkort og ortofoto fra 2024.



**Brevdato** 05-01-2026

**Afsender** Havets Venner (havetsvenner@gmail.com)

**Modtagere** Kystdirektoratet (KDI) (kdi@kyst.dk)

**Akttitel** Re: Kystzoneforvaltning/Søterritoriet. Projekt VesterRevet

**Identifikationsnummer** 14056552

**Versionsnummer** 1

**Ansvarlig** Søterritoriet (F2 postkasse)

**Vedlagte dokumenter** Re KystzoneforvaltningSøterritoriet. Projekt VesterRevet  
Bilag 1 - Produktforsikring  
Bilag 2 -Certificate GLPL, Fibertex Nonwovens EUR 3M  
Bilag 3 - sikkerhedsdatablad Fibertex Nonwovens\_PP\_MSDS\_DK (1)  
Bilag 4 - No increase in marine microlastic concentration the last three decades (1)  
Tilføjelse til ansøgning VesterRevet

**Dokumenter uden PDF-version (ikke vedlagt)**

**Udskrevet** 23. jun 2026

**Til:** Kystdirektoratet (KDI) (kdi@kyst.dk)  
**Fra:** Havets Venner (havetsvenner@gmail.com)  
**Titel:** Re: Kystzoneforvaltning/Søterritoriet. Projekt VesterRevet  
**Sendt:** 05-01-2026 11:21  
**Bilag:** Bilag 1 - Produktforsikring.png; Bilag 2 -Certificate GLPL, Fibertex Nonwovens EUR 3M.pdf; Bilag 3 - sikkerhedsdatablad Fibertex Nonwovens\_PP\_MSDS\_DK (1).pdf; Bilag 4 - No increase in marine microlastic concentration the last three decades (1).pdf; Tilføjelse til ansøgning VesterRevet.docx;

**[EKSTERN E-MAIL]** Denne e-mail er sendt fra en ekstern afsender.

Vær opmærksom på, at den kan indeholde links og vedhæftede filer, som ikke er sikre.

Hej Kystdirektorat.

Her kommer et ønske om en tilføjelse af Geotextile sandsække til projekt VesterRevet, som vi ønsker i vurderer og behandler sammen med hovedansøgningen.

Hvis ikke tilføjelsen kan godkendes af jer, ønsker vi fortsat en vurdering og behandling af hovedansøgningen, da det så er den vi realiserer.

Vi håber i har haft en god jul og et godt nytår  
- Foreningen Havets Venner

Den man. 6. okt. 2025 kl. 17.55 skrev Havets Venner <[havetsvenner@gmail.com](mailto:havetsvenner@gmail.com)>:

Hej Kystdirektorat.

Denne ansøgning er til kystzoneforvaltning/Søterritoriet.  
Det er en ansøgning om tilladelse til anlæg på Søterritoriet.  
Ud over ansøgningen er der vedhæftet 4 bilag.

Rigtig god aften  
mvh

Jarl Asger og resten af foreningen Havets Venner

## Tilføjelse til projekt VesterRevet - Anvendelse af geotextile sandsække som supplement til sandrev

### Baggrund

Projektet VesterRevet er i hovedansøgningen beskrevet som et sandbaseret anlæg etableret ved sandfodring. Denne løsning kan gennemføres selvstændigt og udgør fortsat projektets grundlæggende anlægstekniske udgangspunkt.

Som en tilføjelse hertil ønskes geotextile sandsække placeret under havets overflade inddraget som en integreret del af anlægget. Anvendelsen af sandsække sker som led i en samlet anlægsteknisk løsning, hvor sandsækkene fungerer som et underliggende fundament i udvalgte, dybere partier af anlægsområdet.

Løsningen har til formål at reducere lokale dybder og dermed understøtte sandfodringens funktion og virketid, uden at eliminere naturlige variationer i bundforholdene. I tilfælde af at I vurderer denne tilføjelse til projektet ikke kan lade sig gøre, ønsker vi fortsat at udføre det oprindelige projekt, som beskrevet i hovedansøgningen.

### Myndighedsafklaring og dialog

Forud for ansøgningen er der modtaget faglige bemærkninger fra Miljøstyrelsen ved Thomas Larsen (MST Id nr. 12915121). I denne forbindelse blev der rejst tre overordnede opmærksomhedspunkter, som er indarbejdet i projektets udformning og redegøres for nedenfor.

#### 1. Risiko for frigivelse af sand og påvirkning på sejlrenden

Der er rejst opmærksomhed på risikoen for, at større mængder sand kan frigives og transporteres mod nærliggende sejlrende. Dette forhold er vurderet i dialog med Thyborøn Havn.

Sandet, der anvendes i projektet, indvindes inden for rammerne af Thyborøn Havns eksisterende indvindingstilladelse, og de planlagte mængder vurderes af Thyborøn Havn til at være begrænsede og uden betydning for havnens drift eller sejladsforhold, bl.a. derfor har vi fået lovt il at bruge deres indvindingstilladelse (se bilag 2 og 4 fra hovedansøgningen). Dette bekræftes bl.a. af Kystdirektoratet's profilopmålinger af området som ses nedenfor i Figur 1. Her ses at variationerne over tid i et profil som er betydeligt større end sandtilførslen ifm. dette projekt. Der ses

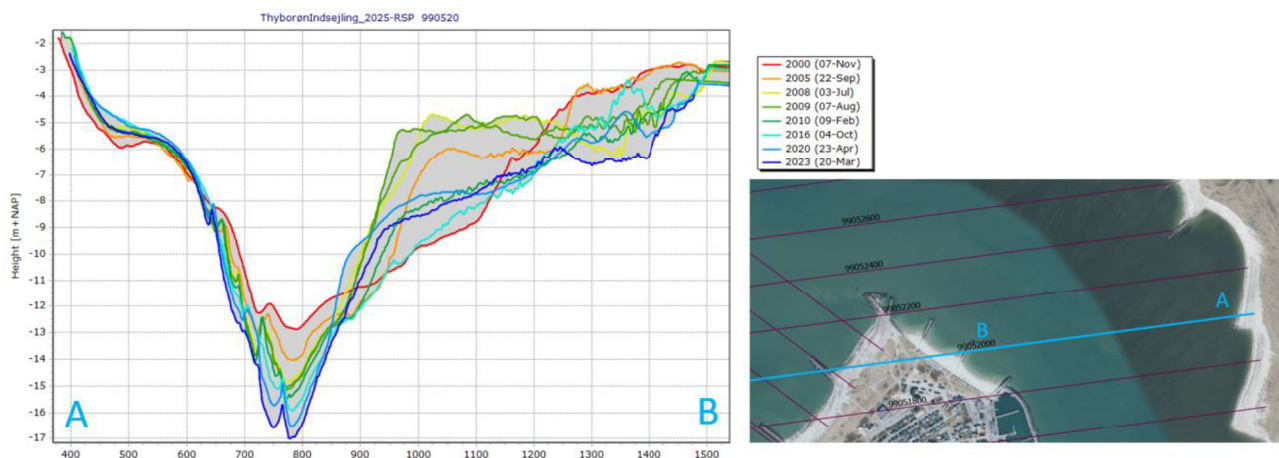


Figure 1 Tværsnit af kystprofil 990520 ved Thyborøn indsejling, 2000 til 2023 foretaget af Kystdirektoratet. A og B indikere den inverterede orientering i profil tværsnittet i forhold til på flybilledet til højre.

variationer på størrelsesorden + 1000 m<sup>3</sup> pr løbende meter, fra -7 m til -3 (bemærk at profilet afviger fra kystnormalen).

På den baggrund vurderes risikoen for påvirkning af sejlrenden som ikke-væsentlig.

## 2. Stabilitet, sikkerhed og mulighed for fjernelse

I projektets indledende fase blev der arbejdet med mindre sandsække (ca. 4 ton), og til dem blev der udtrykt bekymring fra Kystdirektoratet i tilfælde af dislokationer og eller skadede sække, som kunne ende i rotoren på et skib i sejlrenden. For at imødegå dette anvendes der i den foreliggende udformning i stedet specialfremstillede geotextile sandsække i væsentligt større dimensioner og vægt, således at de ikke kan frigives til vandsøjlen.

Som yderligere sikkerhedsforanstaltning sammenkobles sandsækkene indbyrdes. Dette sikrer, at selv i det usandsynlige tilfælde, at en enkelt sæk beskadiges og mister sit sandindhold, vil geotekstilet fortsat være fastholdt sammen med de øvrige tonstunge sandsække og kunne fjernes kontrolleret, inden det kan drive væk.

Leverandøren Fibertex har på denne baggrund erklæret sig indstillet på at stille økonomisk sikkerhed for fjernelse af anlægget gennem deres produktforsikring, såfremt dette måtte blive påkrævet. Anlægget er dermed reversibelt. (bilag 1 og 2) Derudover bliver det en del af entreprisudbuddet for anlægningen at de ved endt udtjening eller uheld, skal fjerne anlægget.

## 3. Materialevalg og miljøforhold

De geotextile sandsække (geocontainere) fremstilles af virgin polypropylen. Materialet er kemisk inert og uden indhold af skadelige kemiske forbindelser. Polypropylen anvendes bredt i fødevareremballage, hygiejneprodukter og medicinske produkter og vurderes derfor velegnet ud fra en økotoxikologisk betragtning. Se mere info i Bilag 3 sikkerhedsdatablad for produktet. (bilag 3)

Vores kontaktperson Mikael Møller i Fibertex', sidder ekspert for Dansk Standard i CEN TC 189, som er ansvarlig for vedligehold og udarbejdelse af nye standarder for Geosyntetiske produkter for Europa. Standarderne benævnes EN, hvorfor danske standarder ofte benævnes EN DS. CEN TC 189 arbejder sammen med både ISO og ASTM. Ifølge en faglig udtalelse fra ham viser tilgængelig forskning, at polypropylen ikke betragtes som et problematisk plastmateriale, og at mikroplast i det marine miljø primært stammer fra landbaserede kilder. (Bilag 3)

Geotekstiler har været anvendt i marine anlæg i mere end 50 år. Erfaringer viser, at materialet bevarer sin strukturelle integritet over lang tid ved korrekt installation og neddækning med sand. Eventuelle skader er typisk lokale og begrænsede, og materialet kan fjernes og bortskaffet. (bilag 4)

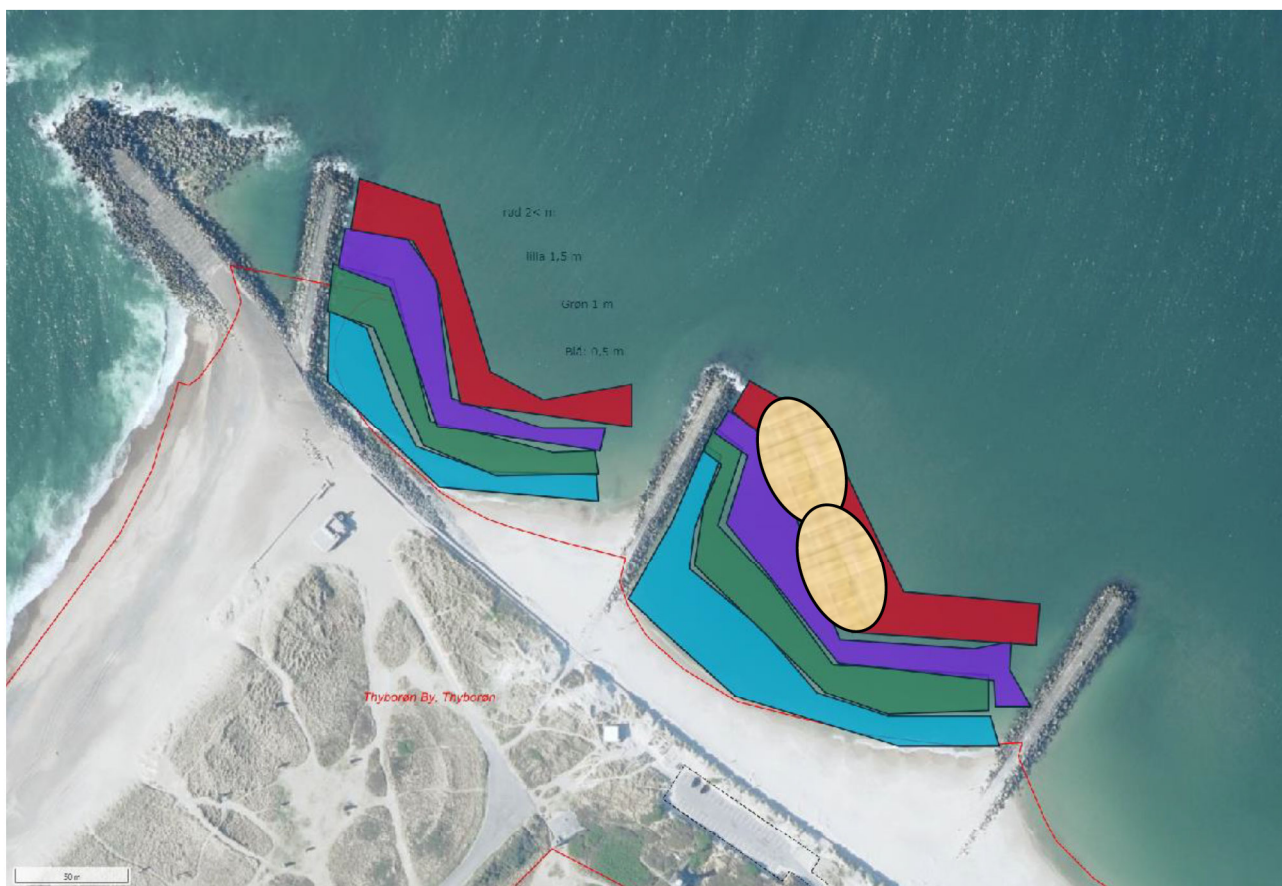
## Placering og udformning

Ved den vestligste af de to strande gennemføres anlægget udelukkende ved sandfodring, som beskrevet i hovedansøgningen. Geotextile sandsække anvendes alene ved den midterste strand som vist på Figur 2.

Placeringen fastlægges på baggrund af detaljerede dybdemålinger, idet Thyborøn Kanal er et dynamisk system med varierende bundforhold. Foreløbigt tages der udgangspunkt i en

dybdeanalyse, som viser et område med hhv. 2 m, 1,5 m, 1 m og 0,5 m dybde (rød, lilla, grøn og blå hhv.) som vises på Figur 2.

Sandsækkene placeres i de dybeste områder mellem høfderne (sandfarvede områder i Figur 2) og parallelforskyder bundniveauet op i vandsøjlen, således at den effektive vanddybde lokalt reduceres.



Figur 2: Resultat af forenkede dybdemålinger med målestav. Dybderne 2 m, 1,5 m, 1 m og 0,5 m er vist med hhv. rød, lilla, grøn og blå. Den teoretiske placeringen af geotextil sække med sand er vist som sandfarvede ovale polygoner.

## Parallelforskydning af bundniveau og bevarelse af bundens karakter

Anlægget indebærer ikke fjernelse af eksisterende havbundsmateriale eller udjævning af naturlige variationer i bundens topografi. I de områder, hvor sandsækkene anvendes, sker der en parallel forskydning af bundniveauet i den vertikale dimension.

Den eksisterende sandbund bevares og løftes kontrolleret op i vandsøjlen ved hjælp af sandsækkene, som er beklædt med en overflade designet til at fange sand og skabe grobund for biodiversitet. Den aktive bundflade udgøres fortsat af sand. Anlægget fremstår dermed funktionelt som en lokalt forhøjet sandbund, uden tab af bundens naturgivne egenskaber eller variation.

## Samspil mellem sandsække og sandfodring

Sandsækkene etableres af VG-entreprenørerne og Rhode Nielsen og etableres som et underliggende fundament i udvalgte, dybere dele af anlægsområdet. Herefter sandfodres området oven på sandsækkene, således at anlæggets endelige profil fortsat formes og justeres ved sand.

Denne kombination gør det muligt at anvende sandfodring mere målrettet og med et reduceret samlet sandvolumen, samtidig med at sandets funktion og virketid forbedres. Eventuelle efterfølgende justeringer foretages fortsat ved supplerende sandfodring i en evalueringsperiode på op til tre år.

## Monitorering

Ansøger og teknisk rådgiver vil gennemføre systematiske opmålinger og besigtigelser før og efter anlægsarbejdet samt løbende i driftsfasen vha. ekkolod og dykker.

Forud for udlægning af sand og eventuelle geotextile sandsække gennemføres en detaljeret opmåling af bundforholdene i anlægsområdet. Opmålingen danner referencegrundlag for den efterfølgende vurdering af anlæggets udvikling.

Efter etablering foretages gentagne opmålinger samt målrettede opmålinger efter større vejrhændelser, herunder storme. Formålet er løbende at dokumentere ændringer i bundniveau, sedimentfordeling og anlæggets form. Den løbende monitorering anvendes aktivt som grundlag for en adaptiv tilgang til sandfodring. Ved at opbygge et detaljeret kendskab til systemets dynamik kan fremtidige sandtilførsler designes mere præcist og målrettet, både hvad angår mængde og placering. Herved understøttes en effektiv anvendelse af sandressourcen og en stabil udvikling af anlægget over tid.

Opmålinger og observationer vil endvidere give mulighed for tidligt at identificere uønskede ændringer og iværksætte justerende tiltag, såfremt dette måtte blive nødvendigt. Denne tilgang sikrer, at anlægget løbende kan tilpasses de faktiske forhold i Thyborøn Kanal således at formålet om en særlig bølgebrydning opnås.

## Sammenfatning

På baggrund af ovenstående vurderes anvendelsen af geotextile sandsække i kombination med sandfodring ikke at medføre væsentlige ændringer af eksisterende bundforhold eller kystdynamik. Anlægget etableres udelukkende ved omplacering af sand og indebærer ikke fjernelse af bundmateriale eller etablering af hårde substrater. Løsningen er fuldt neddykket, reversibel og kan fjernes, såfremt dette måtte blive påkrævet. Projektet vurderes derfor at kunne gennemføres uden væsentlige miljømæssige eller sejladsrelaterede påvirkninger og inden for gældende administrationspraksis for anlæg på søterritoriet.

SCHOUW & Co. Product liability wording	Direct costs	Indirect costs
<p><b>General liability .</b> <i>(damage/injury during performance of business activities)</i></p>	Covered	Covered
<p><b>Product liability</b> <i>(damage/injury caused due to defect in products)</i></p>	Covered	Covered
<p><b>Ingredient and component damage</b> <i>(integrated products)</i></p>	Covered	Covered
<p><b>Ingredient and component loss</b> <i>(integrated products)</i></p>	Covered: Direct loss for decrease in value, for additional manufacturing costs or repair cost itself	Partly covered: Transportation and operation loss are covered. Other costs such as examination, tracing, sending out staff etc. are not covered
<p><b>Recall</b> <i>(due to safety defect products need to be recalled from market)</i></p>	Covered: Specific recall expenses necessary due to recall such as testing, communication, transportation, warehouse, expenses to employees, disposal and destruction costs etc.	Not covered: <i>operation loss, loss of time, loss of profit etc.</i>
<p><b>General exclusions</b> <i>(not exhaustive)</i></p>	<p>The defect product or service itself Liability that exceeds general laws and rules Fines, delays, non-performance, IPR, sanctioned countries</p>	

# CERTIFICATE OF INSURANCE



This Certificate of Insurance confirms coverage for the below Policyholder in accordance with the terms and conditions for the following Insurance Policy:

1.	<b>Issue Date:</b>	11 December 2024
2.	<b>Policy Number:</b>	061 0002025
3.	<b>Type of Insurance:</b>	Public and Products Liability Insurance
4.	<b>Insurer:</b>	QBE Europe SA/NV, Danish Branch Nørre Søgade 35, 2 DK-1370 København K Danmark
5.	<b>Policyholder:</b>	Aktieselskabet Schouw & Co. Chr. Filtenborgs Plads 1 8000 Århus C, Denmark Cvr 63965812
6.	<b>Insured:</b>	Fibertex Nonwovens A/S Cvr 40098216
7.	<b>Period of Insurance:</b>	2025-01-01– 2025-12-31, both days inclusive at the Policyholders address
8.	<b>Geographical Scope:</b>	Worldwide
9.	<b>Limit of Indemnity:</b>	EUR 3,000,000 per claim and in the annual aggregate

This Certificate of Insurance provides no rights to the certificate holder and serves solely as information. In case of discrepancy, the original policy wording shall apply.

Signed by and on behalf of QBE Europe SA/NV, Belgium, Denmark Branch



**Lasse Jensen**  
QBE Europe SA/NV, Belgium, Denmark Branch



<b>Fibertex A/S</b>	<b>Sikkerhedsdatablad</b> I henhold til Annex II af EC forordningen Nr. 1907/2006 omhandlende REACH	Udgave: 2 Dato: 25.05.2011 Side 1 af 2
---------------------	---	--

<b>1.</b>	<b>PRODUKTNAVN</b> <b>FIRMA</b>	<b>Fibertex Nonwovens (PP)</b> <b>Fibertex Nonwovens A/S</b> Svendborgvej 16 DK - 9220 Aalborg Øst Tel.: +45 96 35 35 35 (Dagtimer) Fax: +45 98 15 16 34 Kontakt person: Tina Larsen, <a href="mailto:TCL@Fibertex.com">TCL@Fibertex.com</a>
<b>2.</b>	<b>FAREIDENTIFIKATION</b>	Der udvikles ingen farlige produkter under normale forhold. Affaldsgasser indeholder CO <sub>2</sub> .  I tilfælde af utilstrækkelig ilttilførsel kan der dannes kulmonooxid.
<b>3.</b>	<b>PRODUKTSAMMENSÆTNING</b>	Nonwoven: Mekanisk og termisk bundet Mest (> 10 %): Polypropylen homopolymer CAS nummer: 9003-07-0 Mindre (1 - 10 %): Ingen CAS nummer: - Sporbar komp. (<1 %): Farve Pigmenter CAS nummer: - Spinfinish CAS nummer: -  Kemikalier der findes i "Listen over farlige stoffer" - 67/548/ EEC: Ingen
<b>4.</b>	<b>FØRSTEHJÆLP</b>	Under normale forhold 4.1 Indånding Ingen særlige forholdsregler. 4.2 Hudkontakt Ingen særlige forholdsregler. 4.3 Øjenkontakt Ingen særlige forholdsregler. 4.4 Indtagelse Ingen særlige forholdsregler.  Søg lægehjælp ved mistanke om indånding af giftige gasser i forbindelse med brand.
<b>5.</b>	<b>BRANDBEKÆMPELSE</b>	5.1 Egnede slukningsmidler: Vandtåge, skum, CO <sub>2</sub> , slukningspulver. 5.2 Ikke egnede slukningsmidler: Ingen 5.3 Speciel eksponeringsfare: Ved dannelse af brandbare og giftige dampe eller hudkontakt med smeltet materiale: se pkt. 10. 5.4 Særligt beskyttelsesudstyr for brandmænd: Ingen
<b>6.</b>	<b>FORHOLDSREGLER VED UDSLIP</b>	Ikke anvendelig
<b>7.</b>	<b>HÅNDBETING OG OPBEVARING</b>	Ingen særlige krav

Fibertex A/S

**Sikkerhedsdatablad**I henhold til Annex II af EC forordningen Nr. 1907/2006  
omhandlende REACH

Udgave: 2

Dato: 25.05.2011

Side 2 af 2

**8. EXPONERINGSKONTROL / PERSONLIGE VÆRNEMIDLER**

Ingen særlige krav

**9. FYSISKE OG KEMISKE EGENSKABER**Udseende: Form: Nonwoven

Farve: Grå

Smeltepunkt: 160 - 170°CNedbrydningstemp: > 300°CBrandbarhed: Ikke let brandbartSelvantændelsestemp: > 400°CRelativ densitet: 0.89 – 0.90 g/cm<sup>3</sup>Opløselighed i: Vand: Uopløselig

Fedt: Uopløselig

**10. STABILITET OG REAKTIVITET**

Forhold der skal undgås:

Ved temperaturer højere end 300°C kan der udvikles giftige og brandbare gasser som CO. Udviklingen af spaltning- og oxidationsprodukter er afhængig af brandforholdene. Efter brandbekæmpelse bør ikke-brændte rester og forurenede vand bortskaffes i overensstemmelse med officielle regulativer.

Undgå direkte kontakt med smeltet materiale, da det kan klistre til huden og give alvorlige forbrændinger.

**11. TOKSIKOLOGISK INFORMATION**

Ingen kendt toksisk effekt under normale forhold.

Ved temperaturer over nedbrydningstemperaturer: se pkt. 10

**12. ØKOLOGISK INFORMATION**

Ingen kendt toksisk effekt ved transport, lagring og normal brug. Produktet er ikke biologisk nedbrydeligt.

**13. SPILD**

Produktet bortskaffes i henhold til lokale bestemmelser ved: genbrug, forbrænding eller deponering.

**14. TRANSPORT INFORMATION**

Ingen særlige krav

**15. REGULATIVER**

Ingen

**16. YDERLIGERE INFORMATIONER**

Alle informationer, der er givet i dette sikkerhedsdatablad, er baseret på vort nuværende kendskab og er givet for at beskrive vort produkt ud fra et sikkerhedsmæssigt aspekt. De må derfor ikke betragtes som aftalte specifikationer. Modtagere af vort produkt må selv tage ansvar for at overholde eksisterende love og regulativer.

Det af Fibertex producerede nonwoven er defineret som en artikel i henhold til REACH forordningen, og behøves som sådan derfor ikke et sikkerhedsdatablad. Vi har dog for nemhedens skyld valgt at lave dette sikkerhedsdatablad i henhold til reglerne for blandinger som beskrevet i Annex II af REACH forordningen.



## No increase in marine microplastic concentration over the last three decades - A case study from the Baltic Sea

Beer, Sabrina; Garm, Anders; Huwer, Bastian; Dierking, Jan; Nielsen, Torkel Gissel

*Published in:*  
Science of the Total Environment

*Link to article, DOI:*  
[10.1016/j.scitotenv.2017.10.101](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.101)

*Publication date:*  
2018

*Document Version*  
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

*Citation (APA):*  
Beer, S., Garm, A., Huwer, B., Dierking, J., & Nielsen, T. G. (2018). No increase in marine microplastic concentration over the last three decades - A case study from the Baltic Sea. *Science of the Total Environment*, 621, 1272-1279. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.101>

---

### General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



Contents lists available at ScienceDirect

Science of the Total Environment

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/scitotenv](http://www.elsevier.com/locate/scitotenv)

## No increase in marine microplastic concentration over the last three decades – A case study from the Baltic Sea

Sabrina Beer<sup>a,b</sup>, Anders Garm<sup>b</sup>, Bastian Huwer<sup>a</sup>, Jan Dierking<sup>c</sup>, Torkel Gissel Nielsen<sup>a,\*</sup>

<sup>a</sup> National Institute of Aquatic Resources, Technical University of Denmark, Kemitorvet, Building 202, 2800 Kgs. Lyngby, Denmark

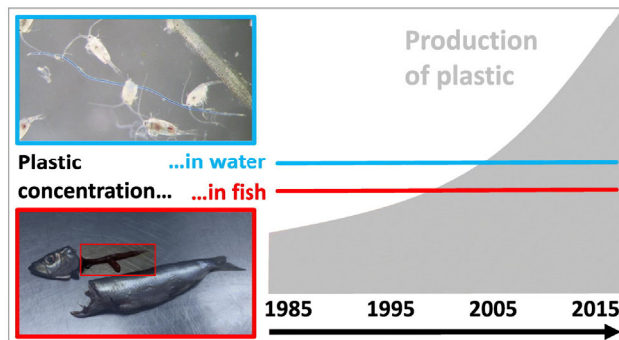
<sup>b</sup> Marine Biological Section, Universitetsparken 4, 2100 Copenhagen, University of Copenhagen, Denmark

<sup>c</sup> GEOMAR Helmholtz Centre for Ocean Research, Düsternbrooker Weg 20, 24105 Kiel, Germany

### HIGHLIGHTS

- First long-term study on microplastic in the marine environment
- Case study based on a unique sample set from the highly human impacted Baltic Sea
- Water column microplastic concentration constant over past three decades
- Microplastic concentration in forage fish constant over past three decades
- We hypothesise that household waste is the dominant source of Baltic marine plastics.

### GRAPHICAL ABSTRACT



### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 17 August 2017

Received in revised form 11 October 2017

Accepted 11 October 2017

Available online xxx

Editor: D. Barcelo

#### Keywords:

Marine pollution

Plastic

Ingestion

Forage fish

Long-term changes

### ABSTRACT

Microplastic is considered a potential threat to marine life as it is ingested by a wide variety of species. Most studies on microplastic ingestion are short-term investigations and little is currently known about how this potential threat has developed over the last decades where global plastic production has increased exponentially. Here we present the first long-term study on microplastic in the marine environment, covering three decades from 1987 to 2015, based on a unique sample set originally collected and conserved for food web studies. We investigated the microplastic concentration in plankton samples and in digestive tracts of two economically and ecologically important planktivorous forage fish species, Atlantic herring (*Clupea harengus*) and European sprat (*Sprattus sprattus*), in the Baltic Sea, an ecosystem which is under high anthropogenic pressure and has undergone considerable changes over the past decades. Surprisingly, neither the concentration of microplastic in the plankton samples nor in the digestive tracts changed significantly over the investigated time period. Average microplastic concentration in the plankton samples was  $0.21 \pm 0.15$  particles  $m^{-3}$ . Of 814 fish examined, 20% contained plastic particles, of which 95% were characterized as microplastic ( $<5$  mm) and of these 93% were fibres. There were no significant differences in the plastic content between species, locations, or time of day the fish were caught. However, fish size and microplastic in the digestive tracts were positively correlated, and the fish contained more plastic during summer than during spring, which may be explained by increased food uptake with size and seasonal differences in feeding activity. This study highlights that even though microplastic has been present in the Baltic environment and the digestive tracts of fishes for decades, the levels have not changed in this period. This underscores the need for greater understanding of how plastic is cycled through marine ecosystems. The stability of plastic concentration and contamination over time observed here indicates that the type and level of

\* Corresponding author.

E-mail address: [tgin@aqu.dtu.dk](mailto:tgin@aqu.dtu.dk) (T.G. Nielsen).

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.101>

0048-9697/© 2017 The Authors. Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Please cite this article as: Beer, S., et al., No increase in marine microplastic concentration over the last three decades – A case study from the Baltic Sea, *Sci Total Environ* (2017), <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.101>

microplastic pollution may be more closely correlated to specific human activities in a region than to global plastic production and utilization as such.

© 2017 The Authors. Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

## 1. Introduction

The United Nations, as part of sustainable development goal 14 has called for the prevention and significant reduction of marine pollution of all kinds, in particular from land-based activities (United Nations, 2017). One of the main indexes measuring progress toward this goal is the amount of floating plastic debris. There is a rapidly growing awareness of marine litter in general and plastics in particular. The global use and production of plastic has steadily increased since mass production started in the 1940s, with annual global production now exceeding 300 million tons (Suaria et al., 2016). Plastics in the form of small particles, so called 'microplastics' (i.e. <5 mm) have been observed in the environment worldwide (Auta et al., 2017), and are now considered a major component of plastic pollution in the marine environment. These microplastics mostly originate from the breakdown of larger plastic litter, but also include micro-particles already manufactured in such small sizes, e.g. for utilization in cosmetic products (Andrady, 2011). UV-radiation, physical fragmentation and weathering gradually degrade plastics into smaller and smaller fragments which can persist for a long period of time in marine habitats (Andrady, 2011; Ivar do sul and Costa, 2014). Much of the concern with respect to plastic debris involves their introduction into the marine food web, because microplastic particles may harm biota directly or indirectly by blocking the digestive tract (Derraik, 2002; Foekema et al., 2013; Lusher et al., 2013), by transporting persistent, bioaccumulated and toxic substances (Rochman et al., 2013; Teuten et al., 2009), and by leaking toxic plastic additives (Browne et al., 2013; Nobre et al., 2015).

The uptake of microplastics in the marine food web depends on the size, shape and density of the particles, as these parameters determine their position in the water column and thus their availability to potential consumers (Browne et al., 2007). Additionally, wind-driven mixing and currents play a major role for the distribution and fate of plastic particles (Lattin et al., 2004; Yamashita and Tanimura, 2007; Kukulka et al., 2012), hence the highest concentrations are observed in coastal waters, enclosed seas, and oceanic gyres (Eriksen et al., 2013; Eriksen et al., 2014; Goldstein et al., 2012; Ryan et al., 2009; Zarfl and Matthies, 2010).

Microplastics are taken up by marine organisms through ingestion and in some cases microplastic particles may cross the gills or the intestine walls and enter the tissue (Sussarellu et al., 2016). The kinetics of uptake of plastic particles by organisms in the marine food web is governed by a combination of their feeding biology and the concentration and size of the particles. As microplastics are suspected to transfer harmful substances to body tissues, particular concern has been allocated to microplastic ingestion by commercially important marine fish species intended for human consumption (Rummel et al., 2016).

Documentation of plastic in the digestive system of fish is indeed common (Lusher, 2015; Rochman et al., 2015; Carpenter et al., 1972), and plastic has been found in fish species from coastal waters and open oceans down to depths of 850 m (Anastasopoulou et al., 2013; Rochman et al., 2015). Small pelagic forage fish that prey mainly on zooplankton (Bernreuther et al., 2013; Casini et al., 2004) can mistake plastic for prey (Schuyler et al., 2014), ingest particles accidentally while feeding on zooplankton (Rummel et al., 2016), or via prey containing microplastics (Cole et al., 2013; Lusher et al., 2016). In marine ecosystems, small pelagic forage fish are key species, both ecologically and economically, as they are a major food resource for a variety of predators, channeling energy from their plankton prey to higher trophic levels (Smith et al., 2011), and contribute substantially to global food security (Alder et al., 2008). Thus, these forage fish also act as potential

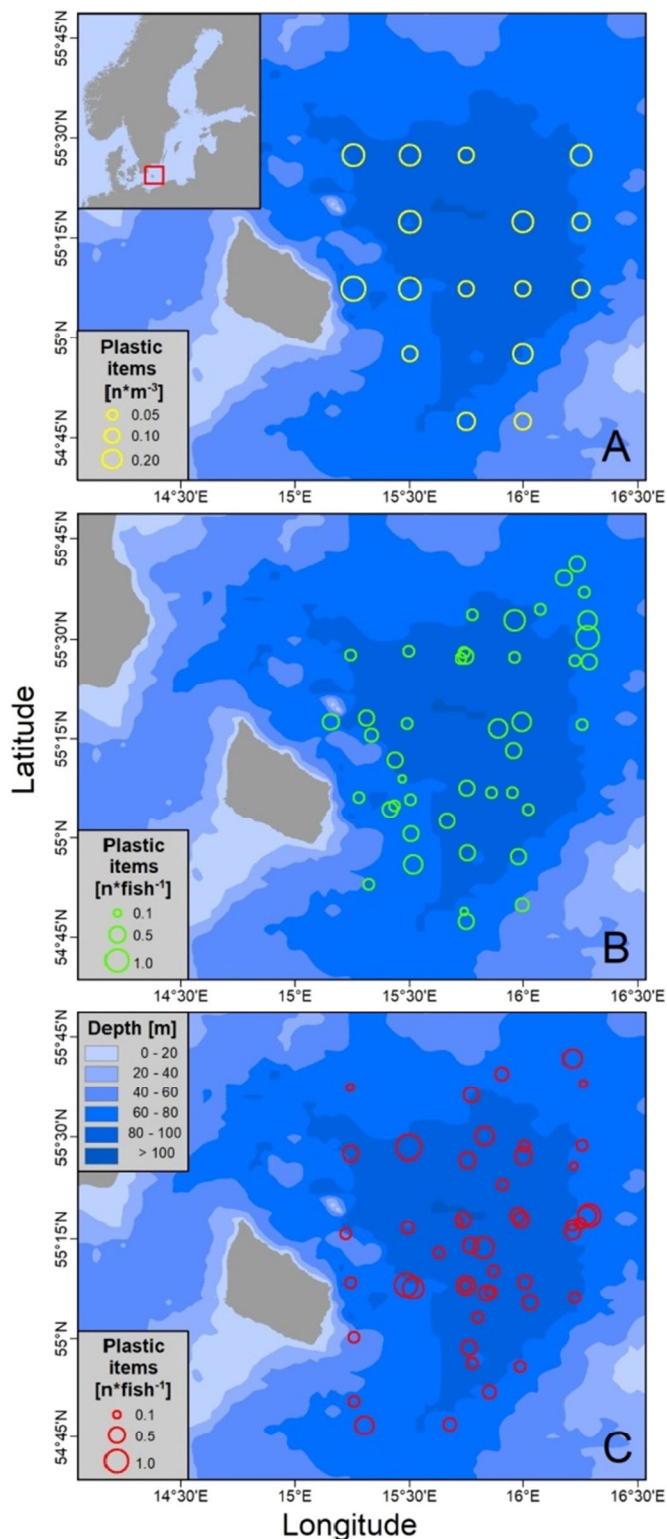
vectors of microplastics from the planktonic environment to top predators and may in fact potentially even transfer microplastics to other live-stock bred for human consumption, as the majority of forage fish catches are nowadays used for the production of fishmeal which is then used as fodder in aquaculture and terrestrial livestock industries (Alder et al., 2008), e.g. as chicken feed. In the generally species poor Baltic Sea, the two clupeid species herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*) are by far the two dominating pelagic fish species in terms of their abundance, biomass, their ecological relevance as consumers and as key prey for top predators (Ojaveer et al., 2010; Eero et al., 2012), including e.g. cod, salmon, sea birds, marine mammals and humans. This importance is also reflected in their economic value for the local fisheries (Ojaveer et al., 2010; Eero et al., 2012).

However, despite its importance for both commercial and recreational fisheries (Sparrevohn and Storr-Paulsen, 2012), there are few studies that investigate the long-term fluctuation of microplastics in the Baltic Sea, an ecosystem already under heavy anthropogenic pressure which has resulted in regime shifts and changes in ecosystem health and functioning over the past decades (Andersen et al., 2015; BACC II Author Team, 2015). What has been shown recently, is that 5–16% of Baltic Sea fish do contain plastics (Rummel et al., 2016; Lenz et al., 2016a, 2016b). There has generally been a rapid, world-wide increase in the number of investigations on microplastics in marine biota during recent years, but these studies are temporally restricted snap-shots only. Thus, while there is increasing awareness about the global extent of microplastic contamination and its potentially detrimental effects, data on long-term changes in microplastic concentrations, which are urgently needed to assess and forecast potential impacts, are presently lacking. In the present study these challenges are addressed utilizing a unique and extensive sample collection of Baltic plankton samples as well as sprat and herring samples covering a period of approximately three decades that was originally collected and conserved for food web studies. To our knowledge, this is the first study on microplastics in marine organisms and their ambient environment covering such a long period, and we aim at providing strongly needed information on baseline levels and long-term trends of marine microplastic concentrations. Our objectives were to investigate if the increasing global plastic production over the last three decades is reflected in an increasing concentration of microplastics in (1) plankton samples and (2) the digestive tracts of the dominating planktivorous forage fish herring and sprat.

## 2. Methods

### 2.1. Sample collection

The study area is located in the Bornholm Basin, one of several deep basins in the Baltic Sea with a maximum depth of 95 m, which is located in the south-central Baltic between Sweden in the north, Poland in the south and the Danish island Bornholm in the west (Fig. 1). Samples of plankton and the fish species Atlantic herring (*Clupea harengus*) and European sprat (*Sprattus sprattus*) were collected between 1987 and 2015, covering 245 stations, of which 98 were plankton stations and 147 were trawling stations (Fig. 1). This long-term sample series was originally initiated for the purpose of food web studies, but provided a unique opportunity to address long-term microplastic trends in the context of the present study. Plankton samples were collected on a 24 h basis on a regularly spaced station grid using a Baby-Bongo net (Ø 20 cm, mesh size 150 µm) equipped with a flowmeter (General Oceanics). The net was towed in a double oblique haul integrating the entire water column,



**Fig. 1.** Distribution of sampling stations and average microplastic concentration in A) plankton samples and digestive tracts of sprat and herring in B) spring (April–June) and C) summer (July–September). Samples covered the period 1987–2015. Size of circles is proportional to the concentration/amount of microplastics in the samples.

from 5 m above the bottom to the surface, at a towing speed of approximately 3 knots. The wire was paid out at  $0.7 \text{ m s}^{-1}$  and retrieved at  $0.5 \text{ m s}^{-1}$ . Samples were stored in 5% formalin. A sub-set of these samples was selected for the microplastic analyses in the present study covering the area with a temporal resolution of 3–5 years and a spatial

resolution of approx. 15 to 20 km (Fig. 1). Most samples were taken in the spring (April to early June) but for three years (1999, 2011, 2015) additional summer samples (July to September) were included.

Herring and sprat were sampled by pelagic trawling and stored at  $-20^\circ \text{C}$ . Sub-samples were selected for the analysis of microplastic in the fish digestive tracts, again with a temporal resolution of 3 to 5 years as for the plankton samples but with a somewhat higher spatial resolution (Fig. 1). Samples from both spring and summer were selected, except for 1987 and 2006 when only spring samples were available. A total of 299 herring and 515 sprat were selected (Table 1).

## 2.2. Sample preparation

Plankton samples were filtered onto a  $100 \mu\text{m}$  sediment sieve and after being rinsed with 25 mL filtered ( $20 \mu\text{m}$ ) demineralized water to remove formalin, the sample was transferred to a glass beaker and immediately covered with a glass lid. The samples were dissolved in 30% solution of potassium hydroxide (KOH) and sodium hypochlorite ( $\text{NaClO}$ ) adapted by Strand and Tairova (2016), i.e. 150 mL saturated KOH solution ( $1120 \text{ g L}^{-1}$ ) and 150 mL  $\text{NaClO}$  solution (14% active chlorine) to 700 mL MilliQ water. Previous tests confirmed digestion of organic tissue without causing extensive damage to the plastics (Enders et al., 2017). Two milliliter digestion solution was added per mL of plankton sample. First samples were subjected to a 10-minute ultrasonic treatment followed by 1 h of thorough shaking, on a standard shaking board, which decomposed the dominant fractions of natural organic matter. The digest was filtered through metal sediment sieves with mesh sizes of first  $300 \mu\text{m}$  and then  $100 \mu\text{m}$ , rinsed into a petri dish and analysed under an Olympus dissection microscope at  $\times 50$  magnification.

Fish samples were thawed at room temperature before examination in the laboratory. Total length (mm) and body weight (g) were measured, after which individuals were dissected and digestive tracts weighed separately. Digestive tracts were rinsed with 25 mL filtered ( $20 \mu\text{m}$ ) demineralized water and dissolved in the same digestion solution as plankton samples. For optimal digestion 5 mL solution was used per gram of tissue. After ultrasonic treatment and thorough shaking, the digest was filtered through metal sediment sieves ( $1 \text{ mm}$  and  $300 \mu\text{m}$ ) stacked on each other. The remaining filtrate was filtered on to a  $100 \mu\text{m}$  plankton net and rinsed with filtered ( $20 \mu\text{m}$ ) demineralized water. The net was transferred to a closed glass petri dish for transport and subsequent analysis under an Olympus dissection microscope at  $\times 50$  magnification.

## 2.3. Microplastic identification

Particles retained on the sieve mesh and the plankton net were visually inspected under a light microscope and photographs of all potential microplastics were taken. Potential microplastics were verified using established criteria for visual characterization (Enders et al., 2015) and in part confirmed with the hot needle test, which involved the application of a heated needle tip to each plastic to confirm that it would melt (Karlsson et al., 2017). All observed microplastic particles were size measured and classified by color and type (fibres or fragments).

## 2.4. Contamination avoidance

All laboratory equipment was rinsed with acetone before use, and rigorous precautions were taken throughout the entire procedure to avoid contamination. Direct contact with samples and filters was avoided, as was the use of plastic wash bottles. All actions, prior to microscopic observations, took place in a fume hood which was kept closed as much as possible. Controls were conducted for every five samples analysed; blank samples were processed as above by using pre-filtered ( $20 \mu\text{m}$ ) water. Only 3 cellulosic and/or semi-synthetic particles were found in 162 control samples, and contamination was considered

**Table 1**  
Fish collected during cruises in the Baltic Sea between 1987 and 2015.

Year	Season	Species	N	Average fish length (mm) (±SD)	Average fish weight (g) (±SD)	Percentage ingestion (%)	Average plastic per fish	Average plastic per fish with plastic
1987	Spring	Herring	35	202 ± 32	59 ± 28	20	0.26	1.3
	Spring	Sprat	25	131 ± 13	14 ± 3	20	0.20	1.0
1991	Spring	Herring	15	218 ± 18	62 ± 16	27	0.27	1.0
	Autumn	Herring	30	215 ± 29	73 ± 18	27	0.27	1.3
	Spring	Sprat	25	130 ± 9	14 ± 3	16	0.16	1.3
	Autumn	Sprat	35	131 ± 9	17 ± 4	40	0.40	1.3
1996	Spring	Herring	60	194 ± 23	45 ± 15	22	0.22	1.2
	Autumn	Herring	59	170 ± 29	31 ± 16	20	0.2	1.0
	Autumn	Sprat	60	110 ± 9	8 ± 1	23	0.23	1.0
	Spring	Herring	15	196 ± 24	55 ± 20	20	0.27	1.3
1999	Spring	Sprat	60	107 ± 16	8 ± 4	17	0.17	1.0
	Autumn	Sprat	60	121 ± 32	14 ± 16	52	0.23	1.2
2002	Spring	Sprat	50	119 ± 9	11 ± 3	18	0.18	1.1
	Autumn	Sprat	50	127 ± 8	13 ± 2	20	0.2	1.1
2006	Spring	Sprat	65	117 ± 17	12 ± 5	6	0.06	1.0
2011	Autumn	Herring	10	142 ± 40	23 ± 14	20	0.20	1.0
	Spring	Sprat	25	114 ± 16	10 ± 4	8	0.08	1.0
	Autumn	Sprat	25	119 ± 15	12 ± 4	12	0.12	1.0
	Spring	Herring	35	220 ± 13	64 ± 11	20	0.20	1.3
2015	Autumn	Herring	40	210 ± 19	59 ± 15	18	0.18	1.3
	Spring	Sprat	35	112 ± 16	10 ± 4	11	0.11	1.0

to be negligible. To investigate potential loss of plastics during the filtration of the plankton and stomach samples, 50 standard samples were filtered (100 µm) and the water that passed the filter was visually inspected under a light microscope (×50 magnification). No plastic particles were found in this control.

### 2.5. Statistical analysis

To assess differences in the concentration of microplastic particles (1) in plankton samples (number of particles m<sup>3</sup> of filtered sea water) and (2) in herring and sprat individuals (number of particles/digestive tract) between sampling years and sampling seasons within the years, we applied two-way (nested) ANOVAs. Since data for both seasons were not available for all years, we conducted additional linear regression analysis to test for temporal changes in microplastic concentrations in plankton and fish over the entire time span, and two-sided unpaired *t*-tests to test for differences between seasons. Results from both approaches were consistent. To test for interspecies differences in the amount and size of ingested plastic particles, two-sided unpaired *t*-tests were applied. Since there were no significant differences, the species were pooled for subsequent analysis. To test for differences between locations within the Bornholm Basin, one-way ANOVAs followed by Tukey-Kramer post hoc tests were used. This analysis was not incorporated in the nested ANOVAs, as sample sites differed between years. Triangular distance to nearest shore (Bornholm, Sweden or Polen) was calculated for all sampling stations for both plankton and fish using the program ArcGIS (Version 10.4) and the correlation between microplastic concentration in the plankton samples and distance from nearest shore was tested by calculating Pearson's correlation coefficient *r*.

The association of the concentration in plankton and in fish samples from the same locations was assessed with linear regression analysis. Differences in concentrations between fish caught during different times of the day (daytime versus nighttime) were tested with an unpaired two-sided *t*-test. For each species the association of the concentration with fish size was tested by Pearson's correlation coefficient *r*.

Data were normally distributed and were thus not transformed. All statistical tests were considered significant at a critical *p* value of 0.05. BioStat Pro 6 was used for the ANOVAs and *t*-tests and GraphPad PRISM V7 was used for the linear regressions and Pearson's correlation tests.

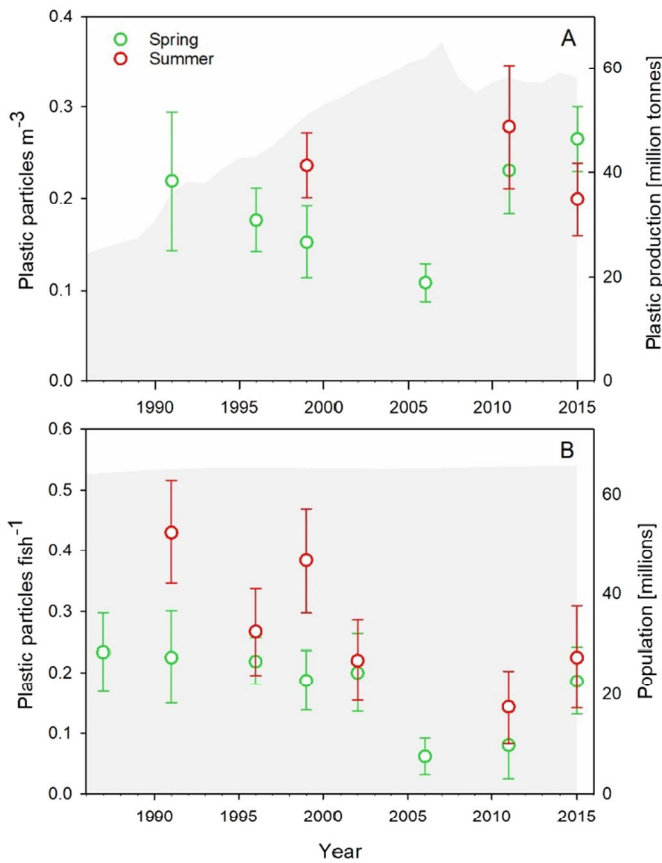
## 3. Results

### 3.1. Microplastic concentration in the environment

The average microplastic concentration in the plankton samples was  $0.21 \pm 0.15$  particles m<sup>-3</sup>, *n* = 97 (mean ± SD) between 1991 and 2015 (Fig. 1A). No significant change was found over time (one way ANOVA,  $F_{8,88} = 1.49$ , *p* = 0.17, Fig. 2A). The highest concentration was found in summer 2011 ( $0.28 \pm 0.23$  m<sup>-3</sup>, *n* = 12) and the lowest in spring 2006 ( $0.11 \pm 0.07$  m<sup>-3</sup>, *n* = 11). Also, no significant difference was found when comparing the different seasons (unpaired two-sided *t*-test with equal variance, *p* = 0.63), with a microplastic concentration of  $0.22 \pm 0.14$  particles m<sup>-3</sup>, *n* = 32 in the spring samples and  $0.24 \pm 0.17$  m<sup>-3</sup>, *n* = 35 in the summer samples (Fig. 2A). For the three years where both spring and summer samples were available, a two-way ANOVA was used to test the combined effect of year and season and this supported that there are no significant differences ( $F_{\text{season}} = 0.23$ , *p* = 0.63;  $F_{\text{year}} = 0.87$ , *p* = 0.43;  $F_{\text{combined}} = 1.3$ , *p* = 0.27). Finally, the microplastic concentration did not differ throughout the Bornholm Basin (one-way ANOVA,  $F_{12,84} = 1.35$ , *p* = 0.21) and no correlation was found between the microplastic concentration and the distance to the coast (Pearson's correlation coefficient *r*, *r* = -0.45, *p* = 0.09, Fig. 3).

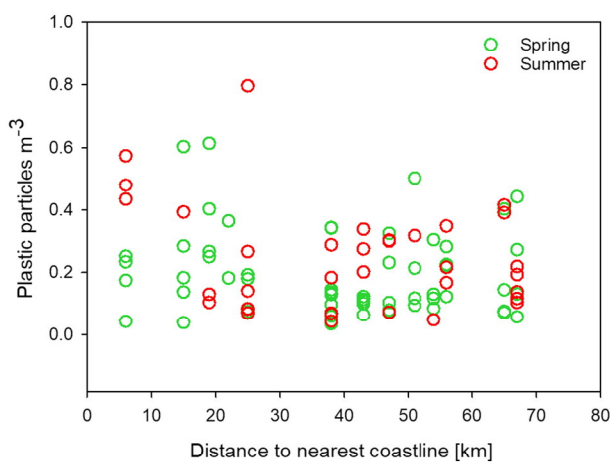
### 3.2. Plastic content in the fish samples

Overall, microplastic particles were found in 160 (63 herring and 97 sprat) of the 814 examined fish (20%). Sprat contained  $0.21 \pm 0.47$  (mean ± SD) plastic particles fish<sup>-1</sup> (total number of examined fish = 515) and the herrings contained  $0.25 \pm 0.52$  (mean ± SD) plastic particles fish<sup>-1</sup> (total number of examined fish = 299) (Table 1). The 160 fish that contained plastic had between one to three pieces of plastic in their digestive tract, with a mean of  $1.15 \pm 0.13$  particles fish<sup>-1</sup>, *n* = 160. There was no significant difference between the two species in the amount of plastic in the digestive tracts (unpaired two-sided *t*-test with equal variance, *p* = 0.27) or in the particle size ingested (unpaired two-sided *t*-test with unequal variance, *p* = 0.06), and thus in all subsequent analyses except the test for correlation with fish size we pooled the data from the two species. There was no significant difference in the plastic content of the fish over the period of 28 years (one-way ANOVA,  $F_{5,683} = 2.13$ , *p* = 0.06, Fig 2B), but they contained a significantly higher amount of plastic particles during the summer months ( $0.28 \pm 0.54$  pieces fish<sup>-1</sup>, *n* = 369) than during spring ( $0.20 \pm$



**Fig. 2.** Microplastic concentration from 1987 to 2015 in (A) plankton samples and (B) fish digestive tracts. Each point represents the average of all samples taken a given year and season (spring = green circles, summer = red circles) and error bars indicate SD. Grey area in (A) refers to the development of European plastic production (Plastics Europe, 2015), in (B) to the development of total population in the countries with the majority of their land area located within the Baltic Sea catchment area, i.e. Denmark, Sweden, Finland, Estonia, Lithuania, Latvia, Poland (United Nations, 2015). (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

0.46 pieces fish<sup>-1</sup>, n = 320) (unpaired two-sided *t*-test with equal variance, *p* = 0.04, Fig. 2B). Again, a two-way ANOVA was used to test the combined effect of year and season. It confirmed that the content did



**Fig. 3.** Distribution of microplastic in the sampling area. The microplastic concentration in the water column did not correlate with the distance to the nearest coast line and the microplastic was thus homogeneously distributed in the Bornholm Basin. Each circle represents one individual plankton sample. (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

not change significantly over the 28 years and that the content was significantly higher during summer than during spring ( $F_{\text{year}} = 2.1$ ,  $p = 0.06$ ;  $F_{\text{season}} = 4.0$ ,  $p = 0.045$ ;  $F_{\text{combined}} = 1.2$ ,  $p = 0.29$ ). For both herring and sprat the size of the fish was positively correlated with the number of plastic particles in the digestive tract (Pearson's correlation coefficient *r*, sprat = 0.80,  $p = 0.01$ ; herring = 0.64,  $p = 0.005$ ).

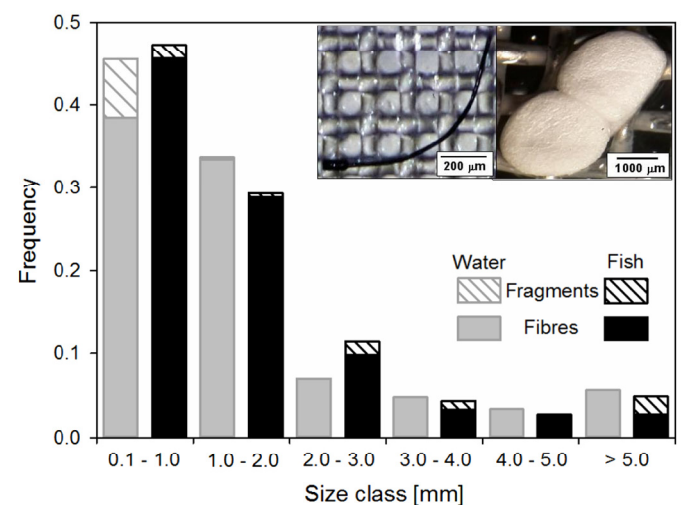
During most of the cruises trawling was only conducted during daytime but in summer 1991, 7 hauls were conducted at daytime (between 03:00 and 19:00 UTC) and 6 during nighttime (between 19:00 and 03:00 UTC), defined as the period from 30 min before sunset to 30 min after sunrise. No significant difference was observed between daytime ( $0.38 \pm 0.65$  particles fish<sup>-1</sup>,  $n = 34$ ) and nighttime ( $0.48 \pm 0.72$  particles fish<sup>-1</sup>,  $n = 31$ ) (unpaired two-sided *t*-test with equal variance,  $p = 0.50$ ).

3.3. Microplastic characterization

The size of plastic particles found in the plankton samples ranged from 0.1 to 11.5 mm (mean:  $1.6 \pm 1.7$  mm,  $n = 356$ ) and microplastics (i.e. <5 mm) constituted the majority (94%) (Fig. 4). The plastic was dominated by fibres (93%,  $n = 330$ ) compared to fragments (7%). A total of 184 plastic particles ranging in size from 0.12 to 27.5 mm (mean:  $1.2 \pm 2.4$  mm) were identified in the digestive tracts of the fish (Fig. 4). Of these, 175 particles were <5 mm in length, and thus nearly 95% of the detected particles were microplastics. Just as for the plankton samples, the digestive tracts contained far more fibres than fragments (93% and 7% respectively). Also, a similar size frequency distribution was found in fish and in the plankton samples (Fig. 4), despite the slight difference in mesh size between the plankton net (150 μm) and the sieves (100 μm) used to collect the plastic particles from the dissolved digestive tracts. Fibres from both the plankton samples and from the digestive tracts were between 10 and 40 μm in diameter. The size frequency also shows that the smaller particles are the most abundant (Fig. 4); 76% were smaller than 2 mm. The plastics represented a wide variety of colors with black being the most prevalent in both plankton samples (70%) and fish (79%) (Supplementary Table 1).

4. Discussion

Here we present the first long-term study of microplastics in the marine environment as well as in the digestive tracts of pelagic planktivorous forage fish. In contrast, previous studies on marine



**Fig. 4.** Size and type of microplastic particles in the plankton (grey bars) and in the fish digestive tracts (black bars). Pictures show a piece of a plastic fiber and fragment found in samples.

microplastics are only short-term presenting a snapshot of the contamination levels at a given point in time. Surprisingly our extensive dataset shows that despite the gradually increasing global production of plastics, the microplastic concentrations in both the plankton and the digestive tracts of herring and sprat have been constant in the Baltic Sea over the last three decades.

#### 4.1. Unchanged microplastic concentration during the last 25 years

Prior to our study, the only long-term studies of marine plastic were showing an increase from the 1960s and 1970s to the 1980s and 1990s (Thompson et al., 2004), levelling off over the last three decades (Law et al., 2010; Law et al., 2014). However, these studies were focusing on surface macroplastics and microplastics in sediments, and thus nothing was known about long-term changes in microplastic concentration in the water column and in marine organisms. Our results show that microplastics in the Baltic Sea are ubiquitous and homogeneously distributed in space, but also that concentrations have remained unchanged through time. The concentrations in the plankton samples remained unchanged from 1991 to 2015 despite a steadily rising global plastic production during the last 50 years. Likewise, European annual plastic production has almost tripled from approximately 22 to about 60 million tons during the period of our investigation, i.e. from the mid 1980s until the 2000s (see Fig. 2A, Plastics Europe, 2015).

Considering the increase in plastic production, we expected also an increase in plastic concentration in the plankton samples and in fish over time. A possible explanation for our finding of unchanged microplastic concentration is that different types of plastics have different probabilities of ending up as marine microplastics. The vast majority of plastics we recovered from the plankton samples were fibres (93%). It is known that the most likely source of such micro fibres is waste water from washing clothes and other synthetic textiles (Browne et al., 2011; Murray and Cowie, 2011). The monofilaments from textile fibres are typically between 10 and 50  $\mu\text{m}$  in diameter (Chattopadhyay, 2010; Sinclair, 2014; Tanaka and Takada, 2016), which matched the fibres from the present study, ranging between 10 and 40  $\mu\text{m}$ . Following this, the abundance of the plastic fibres should be closer related to the textile production and especially the amount of clothes washed in the countries around the Baltic Sea than to the total European or global production of plastic (DHI, 2015; Cózar et al., 2017). This again should at least to some degree correlate with the population size around our study site, and interestingly, the total population size of the main countries of the Baltic Sea catchment area has also been constant over the past 30 years (see Fig. 2B). In more remote locations, like Antarctica, not only much lower concentrations but also different types of microplastics are found. Here fragments are the predominant microplastics while only very few fibres are found (Cincinelli et al., 2017). Taken together these results suggest that the type and degree of microplastic pollution in a given marine ecosystem is more likely to be correlated to the level of specific human activities, like washing of

clothes, in the region than to total plastic production and utilization as such (Jambeck et al., 2015).

The observed microplastic concentration of 0.21 particles  $\text{m}^{-3}$  in the Baltic Sea was similar to concentrations reported from the English Channel (0.27  $\text{m}^{-3}$ , Cole et al., 2014) and in Mediterranean waters (0.15  $\text{m}^{-3}$ , de Lucia et al., 2014). Other studies have found up to 10 times higher concentrations (e.g. Lusher et al., 2014, see Table 2 for list of worldwide concentrations). What should be kept in mind is that these absolute concentrations are highly influenced by the mesh size and type of the sampling gear. Most studies have used a mesh size of  $\sim 300 \mu\text{m}$  (Hidalgo-Ruz et al., 2012), but in order to get a larger fraction of the total microplastic we applied a 150  $\mu\text{m}$  mesh size. Still, when looking at the size distributions of the particles (Fig. 4), it is clear that abundance increases with a decrease in size probably due to fragmentation processes (Eriksen et al., 2014). Thus, the real concentrations are likely somewhat higher than reported here and elsewhere in the literature.

#### 4.2. The microplastics in fish reflect the concentration in plankton samples

Our results also demonstrate that microplastics were present in the digestive tracts of two key fish species in the Baltic Sea, herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*) and have been so during the last three decades. Yet again, we found no increase in the microplastic content over the last three decades. Both microplastic content and composition in the digestive tracts directly mirrored what we found in the water column. The similar ratio between fibres and fragments as well as the similar size distributions between the plankton samples and the fish digestive tracts indicated that at least these two fish species were non-selective in their plastic ingestion.

We found that 20% of the examined fish had ingested microplastic, which is remarkably similar to what has recently been reported for cod and herring from the North and Baltic Sea, where 23% of the fish had ingested plastic (Lenz et al., 2016a, 2016b). Both lower and higher values have been reported for other fish in the same region (Foekema et al., 2013; Rummel et al., 2016; Lusher et al., 2016; Grellier and Hammond, 2006, and Table 2), and even though these different results may reflect differences in the sampling methods and processing procedures, it may also be related to seasonal and/or species-specific differences in feeding biology. As an example of this, the present study is to our knowledge the first to document a seasonal influence on microplastic ingestion, with more particles present in the digestive tracts during summer than during spring. This corresponds well with the feeding ecology of the two species, which both show increasing feeding rates from spring to summer (Bernreuther, 2007).

Comparing six fish species of different size ranges, Boerger et al. (2010) documented higher microplastic abundance in the digestive tracts of larger fish, implying that by increasing food uptake, larger fish may encounter more plastic particles. This pattern was confirmed here by the significant correlation of fish size and the number of

**Table 2**  
Mean plastic abundance in surface waters (plastic  $\text{m}^{-3}$ ) and in fish (items fish $^{-1}$ ) around the world.

	North Pacific Ocean	North Atlantic Ocean	Indian Ocean	South Atlantic Ocean	South Pacific Ocean
Water column	0.12 (Goldstein et al., 2012) 0.17 (Zhao et al., 2014) 7.25 (Moore et al., 2001) 2.23 (Moore et al., 2002) 3.92 (Lattin et al., 2004) 0.004–0.19 (Doyle et al., 2011)	0.27 (Cole et al., 2014) 0.15 (de Lucia et al., 2014) 2.46 (Lusher et al., 2014) 15–501 (Enders et al., 2015)	0.0008 (Reisser et al., 2013)	1.15 (La Daana et al., 2017)	0.17 (Jensen et al., 2017)
Fish	2.1 (Boerger et al., 2010)	0.03 (Foekema et al., 2013) 0.70 (Lusher et al., 2013) 0.13 (Lusher et al., 2016) 0.27 (Neves et al., 2015) 1.56 (Bellas et al., 2016)	2.1 (Naidoo et al., 2016)		4.1 (Jensen et al., 2017)

ingested microplastic particles in both herring and sprat. Furthermore, the lack of correlation between fish size and the size of ingested microplastics in our study matched an earlier study comparing fish ranging from 10 cm (herring) to almost 1 m (cod) (Foekema et al., 2013).

#### 4.3. Potential implications of ingested microplastics

In those fish which contained plastic only few pieces were found, which strongly suggests that microplastics do not accumulate in the digestive tract. Gut evacuation times of herring and sprat vary according to temperature and feeding intensity (Bernreuther et al., 2008; Bernreuther, 2007). Depending on ambient temperatures the gut can be considered emptied after 12 to 24 h, after which plastics are likely to be evacuated along with the faeces (Lenz et al., 2016a, 2016b). Constipation is therefore not likely to be a problem for the fish eating microplastics. The main concern of ingesting microplastics seems to be the potentially detrimental effects of hazardous chemicals present as additives in the polymers or compounds adhering to the surface (Teuten et al., 2009; Mato et al., 2001). Unfortunately, no solid experiments have been published which test such effects under natural conditions and concentrations.

## 5. Conclusion

The mounting body of literature documenting microplastic occurrence across our planet reflects an increasing awareness and concern regarding microplastics in our ecosystems and the possible implications of this pollution. Previous studies from marine ecosystems have been snapshots in time, and there has been a lack of quantitative long-term data essential to define baseline levels and evaluate the development of microplastic contamination over time. In the present study we provide such a baseline and document the long-term development in a marine environment with a high anthropogenic impact. Over a period of three decades microplastic was present in both the water and in two key forage fish species consistently, but concentrations did not increase over time. While the stable situation may to some extent be encouraging, as increasing trends in plastic production are not reflected in the Baltic environment, it is of vital importance to obtain more data on the plastic retention times and potential releases of chemicals from the plastic particles in the gut to better understand the impact of the observed microplastic levels. We also need to learn how plastic gets circulated and breaks down in the marine environment, and its role in the ecosystem. Such studies have to be conducted with particles containing environmentally relevant compounds and in naturally occurring concentrations (Lenz et al., 2016a, 2016b). Not until such data are available will it be possible to quantify the role and impact of plastic in the food web.

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.101>.

## Acknowledgment

Field work on RV DANA and ALKOR in 2015 was undertaken as part of the BONUS BIO-C3 project, which has received funding from BONUS (Art 185), funded jointly by the EU and from national funding institutions including the German BMBF under grant No. 03F0682 and by the Danish Centre for Marine Research (grant 2015-04). Jan Dierking received additional support by the Cluster of Excellence 80 “The Future Ocean”. We thank Fritz Köster and Thorsten Reusch for making this study possible, Fritz Köster and the many cruise leaders and scientific and permanent research vessel crews over the times series for collecting and providing the long-term sample series, Kristina Enders and Robin Lenz for help and inspiration during field work. Thanks to Gunnar Vestergaard, Svend Mees, Rudi Lütjhe and Burkhard von Dewitz for their assistance with the stored samples.

## References

- Alder, J., Campbell, B., Karpouzi, V., Kaschner, K., Pauly, D., 2008. Forage fish: from ecosystems to markets. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 33:153–166. <https://doi.org/10.1146/annurev.enviro.33.020807.143204>.
- Anastasopoulou, A., Mytilineou, C., Smith, C.J., Papadopoulou, K.N., 2013. Plastic debris ingested by deep-water fish of the Ionian Sea (Eastern Mediterranean). *Deep-Sea Res.* 174:11–13. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2012.12.008>.
- Andersen, J.H., Carstensen, J., Conley, D.J., Dromph, K., Fleming-Lehtinen, V., Gustafsson, B.G., Murray, C., 2015. Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. *Biol. Rev.* <https://doi.org/10.1111/brv.1222>.
- Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 62 (8): 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>.
- Auta, H.S., Emenike, C.U., Fauziah, S.H., 2017. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environ. Int.* 102, 165–176.
- BACC II Author Team, 2015. Second Assessment of Climate Change for the Baltic Sea Basin. Springer International Publishing, Switzerland.
- Bellas, J., Martínez-Armental, J., Martínez-Cámara, A., Besada, V., Martínez-Gómez, C., 2016. Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. *Mar. Pollut. Bull.* 109 (1), 55–60.
- Bernreuther, M., 2007. Investigations on the Feeding Ecology of Baltic Sea Herring (*Clupea harengus* L.) and Sprat (*Sprattus sprattus* L.).
- Bernreuther, M., Herrmann, J.P., Temming, A., 2008. Laboratory experiments on the gastric evacuation of juvenile herring (*Clupea harengus* L.). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 363 (1), 1–11.
- Bernreuther, M., Schmidt, J., Stepputtis, D., Temming, A., 2013. Vertically resolved prey selectivity and competition of Baltic herring *Clupea harengus* and sprat *Sprattus sprattus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 489:177–195. <https://doi.org/10.3354/meps10405>.
- Boerger, C.M., Lattin, G.L., Moore, S.L., Moore, C.J., 2010. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Mar. Pollut. Bull.* 60 (12):2275–2278. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.08.007>.
- Browne, M.A., Galloway, T., Thompson, R., 2007. Microplastic - an emerging contaminant of potential concern? *Integr. Environ. Assess. Manag.* 3 (4):559–561. <https://doi.org/10.1002/ieam.5630030412/abstract>.
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environ. Sci. Technol.* 45 (21):9175–9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>.
- Browne, M.A., Niven, S.J., Galloway, T.S., Rowland, S.J., Thompson, R.C., 2013. Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity. *Curr. Biol.* 23 (23):2388–2392. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2013.10.012>.
- Carpenter, E.J., Anderson, S.J., Harvey, G.R., Miklas, H.P., Peck, B.B., 1972. Polystyrene spherules in coastal waters. *Science* 178 (4062):749–750. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/4628343>.
- Casini, M., Cardinale, M., Arrhenius, F., 2004. Feeding preferences of herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*) in the southern Baltic Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 61 (8):1267–1277. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2003.12.011>.
- Chattopadhyay, R., 2010. Introduction: types of technical textile yarn. *Technical Textile Yarns—Industrial and Medical Applications*, pp. 3–55.
- Cincinelli, A., Scopetani, C., Chelazzi, D., Lombardini, E., Martellini, T., Katsoviannis, A., Fossi, M.C., Cosolini, S., 2017. Microplastic in the subsurface waters of the Ross Sea (Antarctica): Occurrence, distribution and characterization by FTIR. *Chemosphere* 175:391–400. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.024>.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., Galloway, T.S., 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environ. Sci. Technol.* 47 (12): 6646–6655. <https://doi.org/10.1021/es400663f>.
- Cole, M., Webb, H., Lindeque, P.K., Fileman, E.S., Halsband, C., Galloway, T.S., 2014. Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. *Sci Rep* 4, 4528.
- Cózar, A., Martí, E., Duarte, C.M., García-de-Lomas, J., Van Sebille, E., Ballatore, T.J., Troublé, R., 2017. The Arctic Ocean as a dead end for floating plastics in the North Atlantic branch of the Thermohaline Circulation. *Sci. Adv.* 3 (4), e1600582. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600582>.
- de Lucia, G.A., Caliani, I., Marra, S., Camedda, A., Coppa, S., Alcaro, L., Panti, C., 2014. Amount and distribution of neustonic micro-plastic off the western Sardinian coast (Central-Western Mediterranean Sea). *Mar. Environ. Res.* 100, 10–16.
- Derraik, J.G., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 44 (9):842–852. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12405208>.
- DHI, 2015. Mikroplast i spildevand fra rensningsanlæg (Danva rapport).
- Doyle, M.J., Watson, W., Bowlin, N.M., Sheavly, S.B., 2011. Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the Northeast Pacific ocean. *Mar. Environ. Res.* 71 (1), 41–52.
- Eero, M., Vinther, M., Haslob, H., Huwer, B., Casini, M., Storr-Paulsen, M., Köster, F.W., 2012. Spatial management of marine resources can enhance the recovery of predators and avoid local depletion of forage fish. *Conserv. Lett.* 5 (6):486–492. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00266>.
- Enders, K., Lenz, R., Stedmon, C.A., Nielsen, T.G., 2015. Abundance, size and polymer composition of marine microplastics  $\geq 10 \mu\text{m}$  in the Atlantic Ocean and their modelled vertical distribution. *Mar. Pollut. Bull.* 100 (1), 70–81.
- Enders, K., Lenz, R., Beer, S., Stedmon, C.A., 2017. Extraction of microplastic from biota: recommended acidic digestion destroys common plastic polymers. *ICES J. Mar. Sci.* 74 (1):326–331. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw173>.
- Eriksen, M., Maximenko, N., Thiel, M., Cummins, A., Lattin, G., Wilson, S., Rifman, S., 2013. Plastic pollution in the South Pacific subtropical gyre. *Mar. Pollut. Bull.* 68 (1):71–76. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.12.021>.

- Eriksen, M., Lebreton, L.C., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, C.J., Borerro, J.C., Reisser, J., 2014. Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS One* 9 (12), e111913. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>.
- Foekema, E.M., De Grijter, C., Mergia, M.T., van Franeker, J.A., Murk, A.J., Koelmans, A.A., 2013. Plastic in North Sea fish. *Environ. Sci. Technol.* 47 (15):8818–8824. <https://doi.org/10.1021/es400931b>.
- Goldstein, M.C., Rosenberg, M., Cheng, L., 2012. Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect. *Biol. Lett.* 8 (5):817–820. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0298>.
- Grellier, K., Hammond, P.S., 2006. Robust digestion and passage rate estimates for hard parts of grey seal (*Halichoerus grypus*) prey. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63 (9), 1982–1998.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutov, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.* 46 (6), 3060–3075.
- Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F., 2014. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environ. Pollut.* 185:352–364. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.036>.
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347 (6223), 768–771.
- Jensen, L.H., Motti, C.A., Garm, A., Tonin, H., Kroon, F.J., 2017. Abundance, Concentrations and Characteristics of Microplastic Debris on the Great Barrier Reef.
- Karlsson, T.M., Vethaak, D.A., Almroth, B.C., Ariese, F., van Velzen, M., Hassellöv, M., Leslie, H.A., 2017. Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: method development and microplastic accumulation. *Mar. Pollut. Bull.* 122 (1–2):403–408. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.081> (ISSN 0025-326X).
- Kukulka, T., Proskurowski, G., Morét-Ferguson, S., Meyer, D.W., Law, K.L., 2012. The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris. *Geophys. Res. Lett.* 39 (7). <https://doi.org/10.1029/2012GL051116>.
- La Daana, K.K., Officer, R., Lyashevskaya, O., Thompson, R.C., O'Connor, I., 2017. Microplastic abundance, distribution and composition along a latitudinal gradient in the Atlantic Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 115 (1–2), 307–314.
- Lattin, G.L., Moore, C.J., Zellers, A.F., Moore, S.L., Weisberg, S.B., 2004. A comparison of neustonic plastic and zooplankton at different depths near the southern California shore. *Mar. Pollut. Bull.* 49 (4):291–294. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.01.020>.
- Law, K.L., Morét-Ferguson, S., Maximenko, N.A., Proskurowski, G., Peacock, E.E., Hafner, J., Reddy, C.M., 2010. Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. *Science* 329 (5996), 1185–1188.
- Law, K.L., Morét-Ferguson, S.E., Goodwin, D.S., Zettler, E.R., DeForce, E., Kukulka, T., Proskurowski, G., 2014. Distribution of surface plastic debris in the eastern Pacific Ocean from an 11-year data set. *Environ. Sci. Technol.* 48 (9), 4732–4738.
- Lenz, R., Enders, K., Beer, S., Sørensen, T.K., Stedmon, C.A., 2016a. Analysis of Microplastic in the Stomachs of Herring and Cod From the North Sea and Baltic Sea DTU Aqua National Institute of Aquatic Resources.
- Lenz, R., Enders, K., Nielsen, T.G., 2016b. Microplastic exposure studies should be environmentally realistic. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113, E4121–E4122.
- Lusher, A., 2015. Microplastics in the marine environment: distribution, interactions and effects. *Marine Anthropogenic Litter*. Springer International Publishing:pp. 245–307. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3>.
- Lusher, A.L., McHugh, M., Thompson, R.C., 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Mar. Pollut. Bull.* 67 (1):94–99. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>.
- Lusher, A.L., Burke, A., O'Connor, I., Officer, R., 2014. Microplastic pollution in the North-east Atlantic Ocean: validated and opportunistic sampling. *Mar. Pollut. Bull.* 88 (1), 325–333.
- Lusher, A.L., O'donnell, C., Officer, R., O'connor, I., 2016. Microplastic interactions with North Atlantic mesopelagic fish. *ICES J. Mar. Sci.* 73 (4):1214–1225. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv241>.
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., Kaminuma, T., 2001. Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environ. Sci. Technol.* 35 (2), 318–324.
- Moore, C.J., Moore, S.L., Leecaster, M.K., Weisberg, S.B., 2001. A comparison of plastic and plankton in the North Pacific central gyre. *Mar. Pollut. Bull.* 42 (12), 1297–1300.
- Moore, C.J., Moore, S.L., Weisberg, S.B., Lattin, G.L., Zellers, A.F., 2002. A comparison of neustonic plastic and zooplankton abundance in southern California's coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.* 44 (10), 1035–1038.
- Murray, F., Cowie, P.R., 2011. Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Mar. Pollut. Bull.* 62 (6):1207–1217. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.03.032>.
- Naidoo, T., Smit, A.J., Glassom, D., 2016. Plastic ingestion by estuarine mullet *Mugil cephalus* (Mugilidae) in an urban harbour, KwaZulu-Natal, South Africa. *Afr. J. Mar. Sci.* 38 (1), 145–149.
- Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J.L., Pereira, T., 2015. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Mar. Pollut. Bull.* 101 (1), 119–126.
- Nobre, C.R., Santana, M.F.M., Maluf, A., Cortez, F.S., Cesar, A., Pereira, C.D.S., Turra, A., 2015. Assessment of microplastic toxicity to embryonic development of the sea urchin *Lytechinus variegatus* (Echinodermata: Echinoidea). *Mar. Pollut. Bull.* 92 (1):99–104. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.050>.
- Ojaveer, H., Jaanus, A., MacKenzie, B.R., Martyn, G., Olenin, S., Radziejewska, T., Telesh, I., Zettler, M., Zaiko, A., 2010. Status of biodiversity in the Baltic Sea. *PLoS One* 5 (9): e12467. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0012467>.
- Plastics Europe, 2015. Plastics—The Facts 2014/2015 An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data. Plastic Europe, Brussels. Retrieved from. [http://issuu.com/plasticseuropebook/docs/final\\_plastics\\_the\\_facts\\_2014\\_19122](http://issuu.com/plasticseuropebook/docs/final_plastics_the_facts_2014_19122).
- Reisser, J., Shaw, J., Wilcox, C., Hardesty, B.D., Proietti, M., Thums, M., Pattiaratchi, C., 2013. Marine plastic pollution in waters around Australia: characteristics, concentrations, and pathways. *PLoS One* 8 (11), e80466.
- Rochman, C.M., Hoh, E., Hentschel, B.T., Kaye, S., 2013. Long-term field measurement of sorption of organic contaminants to five types of plastic pellets: implications for plastic marine debris. *Environ. Sci. Technol.* 47 (3):1646–1654. <https://doi.org/10.1021/es303700s>.
- Rochman, C.M., Tahir, A., Williams, S.L., 2015. Anthropogenic debris in seafood: plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Sci Rep* 5.
- Rummel, C.D., Löder, M.G., Fricke, N.F., Lang, T., Griebeler, E.M., Janke, M., Gerds, G., 2016. Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 102 (1):134–141. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.043>.
- Ryan, P.G., Moore, C.J., van Franeker, J.A., Moloney, C.L., 2009. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B* 364 (1526), 1999–2012.
- Schuyler, Q.A., Wilcox, C., Townsend, K., Hardesty, B.D., Marshall, N.J., 2014. Mistaken identity? Visual similarities of marine debris to natural prey items of sea turtles. *BMC Ecol.* 14 (1):14. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-14-14>.
- Sinclair, R., 2014. Textiles and Fashion: Materials, Design and Technology. Elsevier.
- Smith, A.D., Brown, C.J., Bulman, C.M., Fulton, E.A., Johnson, P., Kaplan, I.C., Hin, Y.J., 2011. Impacts of fishing low-trophic level species on marine ecosystems. *Science* 333 (6046):1147–1150. <https://doi.org/10.1126/science.1209395>.
- Sparrevohn, C.R., Storr-Paulsen, M., 2012. Using interview-based recall surveys to estimate cod *Gadus morhua* and eel *Anguilla anguilla* harvest in Danish recreational fishing. *ICES J. Mar. Sci.* 69 (2):323–330. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fs005>.
- Strand, J., Tairova, Z., 2016. Microplastic particles in North Sea sediments 2015. and no. Scientific Report from DCE—Danish Centre for Environment and Energy :p. 178. <http://dce2.au.dk/pub/SR178.pdf>.
- Suaría, G., Avio, C.G., Mineo, A., Lattin, G.L., Magaldi, M.G., Belmonte, G., Aliani, S., 2016. The Mediterranean plastic soup: synthetic polymers in Mediterranean surface waters. *Sci Rep*:6 <https://doi.org/10.1038/srep37551>.
- Sussarellu, R., Suquet, M., Thomas, Y., Lambert, C., Fabioux, C., Pernet, M.E.J., Corporeau, C., 2016. Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113 (9):2430–2435. <https://doi.org/10.1073/pnas.1519019113>.
- Tanaka, K., Takada, H., 2016. Microplastic fragments and microbeads in digestive tracts of planktivorous fish from urban coastal waters. *Sci Rep*:6 <https://doi.org/10.1038/srep34351>.
- Teuten, E.L., Saquing, J.M., Knappe, D.R., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Björn, A., Ochi, D., 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B* 364 (1526):2027–2045. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>.
- Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W., Russell, A.E., 2004. Lost at sea: where is all the plastic? *Science* 304 (5672), 838–838.37.
- United Nations, 2015. Department of Economic and Social Affairs, Population Division. World Population Prospects: The 2015 Revision, DVD Edition. <https://esa.un.org/unpd/wpp/Download/Standard/Population>.
- United Nations, 2017. Progress Towards the Sustainable Development Goals. Economic and Social Council, United Nations (E/2017/66).
- Yamashita, R., Tanimura, A., 2007. Floating plastic in the Kuroshio current area, western North Pacific Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 54 (4):485–488. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.11.016>.
- Zarfl, C., Matthies, M., 2010. Are marine plastic particles transport vectors for organic pollutants to the Arctic? *Mar. Pollut. Bull.* 60 (10):1810–1814. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.05.026>.
- Zhao, S., Zhu, L., Wang, T., Li, D., 2014. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: first observations on occurrence, distribution. *Mar. Pollut. Bull.* 86 (1), 562–568.



**Havets Venner** <havetsvenner@gmail.com>  
til Christian ▾

Hej Christian

Vi sender ansøgningen til Kystdirektoratet om etablering af projektet VesterRevet (surfrev i Thyborøn Kanal) efter weekenden.

Vi vil derfor høre, om du kan bekræfte følgende i en mail, som vi kan vedlægge ansøgningen, så har vi det nemlig på skrift.

Thyborøn Havn, CVR 25800370, som indehaver af Kystdirektoratets tilladelse til bypass og nyttiggørelse af rent oprensningssediment (journalnummer 18:02940-10), giver hermed Havets Venner tilladelse til at anvende en del af den i tilladelsen fastsatte årlige bypass-mængde til etablering af projektet VesterRevet.

Den forventede mængde sand, der anvendes til projektet, er ca. 8.000 m<sup>3</sup>, og sandet indvindes fra det i bilag 2 angivne indvindingsområde ved Thyborøn Havns indsejling. Sandet vil blive tilbageført (backpasset) til de kystnære lokaliteter, der fremgår af bilag 1 i ansøgningen.

Havets Venner vil være ansvarlig for at sikre, at alle fartøjer, der udfører oprensning og udlægning, er udstyret med elektronisk positioneringsudstyr (AIS) i henhold til vilkår 11 i tilladelsen, samt at indsende de krævede AIS-oplysninger til Kystdirektoratet senest 5 hverdage før arbejdet igangsættes. Havets Venner vil endvidere stå for indrapportering af de anvendte mængder til Kystdirektoratet senest 1. februar for det foregående år, jf. vilkår 12 i tilladelsen.

Vi vedlægger jeres svar som dokumentation i vores ansøgning.

God dag og god weekend Christian

Mvh

Jari



**Christian Vrist**  
til mig, Kjærtan ▾

Hej

Jeg kan bekræfte rigtigheden af nedenstående og I kan tage 8.000 m<sup>3</sup> sand som aftalt.

11:36 (for 2 timer siden)



11:46 (for 1 time siden)





Kystdirektoratet  
Drift og Anlæg  
Att: Lars Erik Olsen

Kystdirektoratet  
J.nr. 18/02940-10  
Ref. Anni Lassen  
11-02-2019

## **Tilladelse til bypass og nyttiggørelse ved Thyborøn Havns indsejling og fyrlinje, Lemvig Kommune**

Kystdirektoratet giver hermed tilladelse til årlig bypass og nyttiggørelse til kystfodring af op til 250.000 m<sup>3</sup> rent oprensningssediment fra Thyborøn Havns indsejling og fyrlinje, på de vilkår som fremgår nedenfor.

Kystdirektoratet har vurderet, at der ikke skal udarbejdes en konsekvensvurdering for projektet.

### **Lovgrundlag**

Foretagelsen af bypass og nyttiggørelse af rent oprensningssediment kræver tilladelse fra Kystdirektoratet, jf. § 16b stk. 1, nr. 1 og nr. 2 i Kystbeskyttelsesloven (LBK nr. 57 af 21/01/2019).

Kystdirektoratet skal vurdere om projektet kan påvirke et internationalt naturbeskyttelsesområde eller visse udpegede arter væsentlig, jf. § 3 i bekendtgørelse om administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter for så vidt angår kystbeskyttelsesforanstaltninger samt etablering og udvidelse af visse anlæg på søterritoriet (BEK nr. 1060 af 21/08/2018).

### **Tilladelsen gives på følgende vilkår**

1. Tilladelsen gælder fra datoen for udstedelsen af denne tilladelse og indtil 1. marts 2029.
2. Tilladelsen gælder rent oprensningssediment fra Thyborøn Havns indsejling og fyrlinje.
3. Det oprensede sedimentet kan enten bypasses eller nyttiggøres til kystfodringen
4. Sediment der bypasses skal placeres inden for nedenstående koordinater i overensstemmelse med det ansøgte, se kortbilag 2.



	Euref 89		Lat/lon (DD)		Lat/lon (DMS)	
	X-koordinat	Y-koordinat	X-koordinat	Y-koordinat	X-koordinat	Y-koordinat
Punkt 1	453.249,48	6.282.157,43	56,6812	8,2369	56°40'52,2480	8°14'12,9178
Punkt 2	453.301,77	6.281.946,64	56,6793	8,2378	56°40'45,4487	8°14'16,1237
Punkt 3	453.689,23	6.281.658,49	56,6767	8,2442	56°40'36,2672	8°14'39,0784
Punkt 4	453.771,68	6.281.745,34	56,6775	8,2455	56°40'39,1082	8°14'43,8659
Punkt 5	453.576,18	6.281.973,65	56,6796	8,2423	56°40'46,4202	8°14'32,2323
Punkt 6	453.763,82	6.282.358,23	56,6830	8,2453	56°40'58,9255	8°14'42,9491
Punkt 7	453.608,57	6.282.566,81	56,6849	8,2427	56°41'5,6159	8°14'33,7503

5. Bypass mængden skal fordeles jævnt over hele bypass området.
6. Der må som følge af bypass ikke ske dybdeforringelser i bypass området til under 4 meter i forhold til middelvandstand (DVR-90).
7. Nyttiggørelse af sediment til kystfodringen skal ske i henhold til statens fodringsprojekter.
8. Der må årligt foretages bypass eller nyttiggørelse til kystfodring af op til 250.000 m<sup>3</sup> rent oprensningssediment
9. Der må ikke uden Kystdirektoratets tilladelse foretages en forøgning af mængde, ændring af placering eller arbejdsmetoder i forhold til det ansøgte.
10. Tilladelsen må ikke uden tilladelse fra Kystdirektoratet overdrages til andre.
11. De fartøjer, der udfører oprensning, bypass og nyttiggørelse, skal være udstyret med elektronisk positioneringsudstyr, hvor positionen løbende registreres. Skibets position skal være tilgængelig via det nationale overvågningssystem for skibsfart: AIS. Senest 5 hverdage før der foretages bypass skal der til Kystdirektoratet på mail til [kdi@kyst.dk](mailto:kdi@kyst.dk) fremsendes oplysninger om fartøjets navn og AIS-identifikation (MMSI nummer). Husk at påføre tilladelsens journal nummer (18/02940). AIS-udstyret skal til enhver tid være tændt så længe der oprenses og foretages bypass eller nyttiggørelse. Såfremt der sker nedbrud af AIS-udstyret skal oprensning/bypass/nyttiggørelse standes og Kystdirektoratet underrettes.
12. Der skal senest 1. februar ske en indberetning af det foregående års bypass og nyttiggjort mængde til Kystdirektoratet. Indberetning skal synliggøre, hvor stor en mængde, der er bypass og hvor stor en mængde, der er nyttiggjort. Indberetningen skal ske på til [kdi@kyst.dk](mailto:kdi@kyst.dk). Husk at påføre tilladelsens journal nummer (18/02940).
13. Skulle under arbejdet påtræffes spor af fortidsminder eller vrage skal dette straks anmeldes til Strandingsmuseet i henhold til museumslovens §29 h: *§ 29 h. Findes der under et anlægsarbejde eller en aktivitet på havbunden spor af fortidsminder eller vrage, skal fundet anmeldes til kulturministeren efter reglerne i § 28 og arbejdet skal standses*".
14. Såfremt der i forbindelse med arbejdet på eller i havbunden konstateres rester af ammunition eller genstande, der kan være farlige (UXO), skal arbejdet straks indstilles og der tages kontakt til Forsvarets Operationscenter, jf. BEK 1351 af 29. november 2013 § 14 om sejladsikkerhed ved entreprenørarbejde og andre aktiviteter mv. i danske farvande.



Forsvarets Operationscenter kan telefonisk kontaktes på telefon:  
+45 72850380/+45 72850371

Foruden ovenstående forhold, skal der gøres opmærksom på, at de udstedte tilladelser, samt kontaktoplysninger til det eller de skibe der skal udføre arbejdet, skal være tilgængeliggjort for Forsvarets Operationscenter via den myndighed, der udsteder tilladelsen. Såfremt der er opdateringer i kontaktoplysningerne, kan disse fremsendes direkte til Forsvarets

Operationscenter på nedenstående adresser:

Forsvarets Operationscenter (JOC):	Telefon:	e-mail:
Vagthavende officer:	+45 72850380	opcent@sok.dk
Maritime Assistance Service:	+45 72850371	mas@sok.dk
Vagtholdsleder JOC:	+45 72850332	
Omstilling:	+45 72850000	

15. Såfremt der dokumenteres skadelige virkninger ad den foretaget bypass eller nyttiggørelse forpligtiger tilladelsens indehaver sig til at ophøre med disse straks.
16. Tilladelsen eller dele heraf kan af Kystdirektoratet inddrages, såfremt:
  - Der er påkrævet af hensyn til miljøet
  - Vilkår for tilladelsen ikke opfyldes eller overholdes

Kystdirektoratet skal endvidere gøre opmærksom på, at tilladelsen fortabes, hvis nogle af de for tilladelsen fastsatte vilkår ikke måtte blive opfyldt.

Tilladelsen fritager ikke modtageren for pligt til at opnå tilladelser og godkendelser, der måtte være nødvendige for gennemførelse af projektet i henhold til anden lovgivning.

Tilladelsen erstatter ikke privatretlige aftaler med fysiske og juridisk personer, som kan være berørt af projektet, ligesom den ikke fritager indehaveren af tilladelsen for et, i forbindelse med bypass og nyttiggørelse, påstået civilretligt ansvar.

### **Begrundelse for tilladelse**

Kystdirektoratet har vurderet, at der kan gives tilladelse til det ansøgte projekt blandt andet med den begrundelse, at sedimentet der ansøges om tilladelse til bypass og nyttiggørelse til kystfodring af, anses at være rent. Sedimentet er miljømæssigt vurderet af Miljøstyrelsen, som har oversendt sagen til behandlingen efter reglerne om bypass og nyttiggørelse til kystfodring. I forbindelse med behandling af disse typer af sager, foretager Miljøstyrelsen først og fremmest en miljømæssig vurdering af, om sedimentet er egnet til at kunne blive placeret i den bølgeaktive zone og dermed forblive så tæt på kysten, at det også fremover vil indgå i den naturlige sedimenttransport.



Kystdirektoratet finder det som udgangspunkt positivt, at rent oprensningssediment føres videre i det naturlige sedimentsystem, hvad enten det er som bypass eller som kystfodring på udsatte steder.

Kystdirektoratet har derfor bl.a. vurderet, at der ikke er væsentlige naturhensyn som taler i mod projektet, ligesom der ikke synes at være hensyn i øvrigt, som taler imod projektet.

Kystdirektoratet finder derfor, at der kan gives tilladelse til bypass og nyttiggørelse til kystfodring af rent oprensningssediment Thyborøn Havns indsejling og fyrlinje.

### **Begrundelse for ikke at kræve konsekvensvurdering**

Projektet ligger i umiddelbart nærhed af Natura 2000-område nr. 28 Agger Tange, Nissum Bredning, Skibsted Fjord og Agerø, Habitatområde H28 Agger Tange, Nissum Bredning, Skibsted Fjord og Agerø og Fuglebeskyttelsesområde F23 Agger Tange og F39 Harboøre Tange, Plet Enge og Gjeller Sø. Selve oprensningsområdet og bypass området ligger uden for Natura 2000 område.

Alle planer og projekter, der ikke er direkte forbundet eller nødvendige for et internationalt naturbeskyttelsesområdes forvaltning, skal det vurderes med hensyn til deres virkning på områdets naturtyper og leversteder samt de arter, området er udpeget for at bevare. Alle planer og projekter skal samtidig vurderes med hensyn til deres virkninger på arter omfattet af habitatdirektivets bilag IV.

Hvis Kystdirektoratet efter høringen af andre berørte myndigheder vurderer, at projektet kan påvirke et internationalt naturbeskyttelsesområde eller en beskyttet art væsentligt, skal der foretages en konsekvensvurdering af projektets virkning.

Kystdirektoratet vurderer, at oprensning og bypass/nyttiggørelse ikke vil påvirke Natura 2000- området, da det drejer sig om materiale med et lavt indhold af miljøfarlige stoffer, der skal oprenses og bypasses/nyttiggjort.

Kystdirektoratet vurderer i den konkrete sag ved Thyborøn Havns indsejling og fyrlinje, at der ikke skal udarbejdes en konsekvensvurdering for projektet.

### **Projektbeskrivelse**

Kystdirektoratets Drift og Anlægsafdeling har i mange år haft en nyttiggørelsestilladelse til at anvende det oprensede sand til kystfodring på Limfjordstangerne (Harboøre og Agger tanger) og indgår hermed til opfyldelse af fællesaftalestrækning Lodbjerg- Nymindegab, som Staten har med de pågældende kystkommuner. Kystdirektoratets Drift og Anlægsafdeling ønsker fortsat at benytte oprenset sand herfra til fodring på Limfjordstangerne.

Kystdirektoratets Drift og Anlægsafdeling har yderligere en klaptilladelse for samme område, som sikring for et kunne oprense Thyborøn Havns indsejling og fyrlinje og komme af med sandet på klapplads K\_156\_17 Gåseholm. Bilag 3 er den eksisterende klaptilladelse. Sikringen ligger i, at når vejret er for dårligt til at



kunne fodre med det på Vestkysten vil det kunne klappes på klapplads K\_156\_17 Gåseholm Koordinater for klapplads K\_156\_17 Gåseholm er vist nedenfor og i UTM zone 32:

Gåseholm	Easting	Northing
1	453.249,48	6.282.157,43
2	453.301,77	6.281.946,64
3	453.689,23	6.281.658,49
4	453.771,68	6.281.745,34
5	453.576,18	6.281.973,65
6	453.763,82	6.282.358,23
7	453.608,57	6.282.566,81

Kystdirektoratets Drift og Anlægsafdeling søger altså om en tilladelse til nyttiggørelse og bypass af sand oprenset fra Thyborøn Havns indsejling og fyrlinje efter §16b stk.1, nr. 1 og 2 i LBK nr. 78 af 19/01/2017 af lov om kystbeskyttelse. Ved at kunne nyttiggøre materiale til fodring på Limfjordstangerne vil det indgå i sedimentdynamikken på Vestkysten. Materialet der bypasses på klapplads K\_156\_17 Gåseholm vil fordele sig på fjordgrundene da klappladsen er et erosionsområde og derved vil sedimentet indgå i den naturlige dynamik i området.

### Sagsfremstilling

Efter at Kystdirektoratet modtog ansøgningen, har den været sendt i høring hos Søfartsstyrelsen, Trafik, Bygge- og Boligstyrelsen, Miljøstyrelsen, Erhvervsstyrelsen, Fiskeristyrelsen, Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse, Moesgaard Museum, Lemvig Kommune samt til orientering til Danmarks Naturfredningsforening, Dansk Ornitologisk Forening, Friluftsrådet, Fritidshusejernes Landsforening, Ejendomsforeningen Danmark og Geodatastyrelsen.

Nedenfor gengives de væsentligste bemærkninger.

Miljøstyrelsen skrev den 8. oktober 2018 ved oversendelsen af sagen:

”Miljøstyrelsen har foretaget en screening af Kystdirektoratets ansøgning om bypass af 250.000 m3 oprensingsmaterialer fra Thyborøn Kanal. Det er Miljøstyrelsens vurdering, at der ikke er risiko for forurening med miljøfarlige stoffer ved en kystnær genplacering af de nævnte materialer. Materialerne er derfor egnede til bypass hvad angår miljøfarlige stoffer”.

Miljøstyrelsen skrev endvidere den 5. november 2018:

”Miljøstyrelsen har ingen bemærkninger til det ansøgte projekt”.

Søfartsstyrelsen skrev den 7. november 2018:

”Søfartsstyrelsen ser intet sejladsikkerhedsmæssigt til hinder for det ansøgte.

Vi skal anmode om at følgende vilkår indgår i en eventuel tilladelse:



Der må som følge af bypass på klapplads K\_156\_17 Gåseholm ikke ske dybdeforringelser i området til under 4 meter i forhold til middelvandstand (DVR-90) under og efter bypass operationen”.

Strandingsmuseet skrev den 19. november 2018:

”Kystdirektoratet har i mail af 2. november 2018 anmodet De Kulturhistoriske Museer i Holstebro Kommune, Strandingsmuseum St. George (STM) om høringssvar til ovenstående.

Da der ikke er registreret fund i umiddelbar nærhed, har De Kulturhistoriske Museer i Holstebro Kommune, Strandingsmuseum St. George ingen indsigelser mod det planlagte arbejde.

Skulle der under arbejdet påtræffes spor af fortidsminder eller vrage skal dette straks anmeldes til Strandingsmuseet i henhold til museumslovens §29 h:

*§ 29 h. Findes der under et anlægsarbejde eller en aktivitet på havbunden spor af fortidsminder eller vrage, skal fundet anmeldes til kulturministeren efter reglerne i § 28 og arbejdet skal standses”.*

Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse skrev den 28. november 2018:

”Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse skal gøre opmærksom på følgende krav, som bør fremgå af tilladelsen:

Såfremt der i forbindelse med arbejdet på eller i havbunden konstateres rester af ammunition eller genstande, der kan være farlige (UXO), skal arbejdet straks indstilles og der tages kontakt til Forsvarets Operationscenter, jf. BEK 1351 af 29. november 2013 § 14 om sejladsikkerhed ved entreprenørarbejde og andre aktiviteter mv. i danske farvande.

Forsvarets Operationscenter kan telefonisk kontaktes på telefon:

+45 72850380/+45 72850371

Foruden ovenstående forhold, skal der gøres opmærksom på, at de udstedte tilladelser, samt kontaktoplysninger til det eller de skibe der skal udføre arbejdet, skal være tilgængeliggjort for Forsvarets Operationscenter via den myndighed, der udsteder tilladelsen. Såfremt der er opdateringer i kontaktoplysningerne, kan disse fremsendes direkte til Forsvarets Operationscenter på nedenstående adresser:

Forsvarets Operationscenter (JOC):	Telefon:	e-mail:
Vagthavende officer:	+45 72850380	opcent@sok.dk
Maritime Assistance Service:	+45 72850371	mas@sok.dk
Vagtholdsleder JOC:	+45 72850332	
Omstilling:	+45 72850000	

### **Klagevejledning**

Dette dokument indeholder to afgørelser:

- Afgørelse om at give tilladelse til bypass og nyttiggørelse til kystfodring af rent oprensningssediment fra Thyborøn Havns indsejling og fyrlinje
- Afgørelse om at der ikke skal udarbejdes en konsekvensvurdering

Begge afgørelser kan påklages til Natur- og Miljøklagenævnet.



For begge afgørelser gælder følgende:

- Kystdirektoratets afgørelse kan alene påklages for så vidt angår de retlige forhold.
- Klagefristen er 4 uger fra den dag afgørelsen er meddelt. Der klages via klageportalen, som der er et link til på forsiden af [www.nmkn.dk](http://www.nmkn.dk). Klageportalen ligger på [www.borger.dk](http://www.borger.dk) eller [www.virk.dk](http://www.virk.dk). Man logger på via [www.borger.dk](http://www.borger.dk) eller [www.virk.dk](http://www.virk.dk) typisk med NEM-ID. Klagen sendes gennem klageportalen til den myndighed, der har truffet afgørelsen. En klage er indgivet, når den er tilgængelig for myndigheden i Klageportalen. Det koster 500 kr. i gebyr at indgive en klage. Gebyret betales med betalingskort i Klageportalen.

*Tilladelsen må ikke tages i brug, før klagefristen er udløbet.*

Med venlig hilsen

Anni Lassen  
+45 91338422  
[Anni.Lassen@kyst.dk](mailto:Anni.Lassen@kyst.dk)

*Kopi til: Søfartsstyrelsen, Trafik, Bygge- og Boligstyrelsen, Miljøstyrelsen, Erhvervsstyrelsen, Fiskeristyrelsen, Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse, Moesgaard Museum, Lemvig Kommune, Danmarks Naturfredningsforening, Friluftsrådet, Ejendomsforeningen Danmark, Fritidshusejernes Landsforening, Dansk Ornitologisk Forening og Geodatastyrelsen.*

Kystdirektoratets afgørelse offentliggøres på Kystdirektoratets hjemmeside