



HAVMILJØETS TILSTAND LANGS GENTOFTE KOMMUNES KYST

APRIL 2024

Projekt navn	HAVMILJØETS TILSTAND LANGS GENTOFTE KOMMUNES KYST
Kunde	Gentofte Kommune
Projektleder	Mette Dalgaard Agersted og Jan Nicolaisen
Til	Gentofte Kommune
Udarbejdet af	Mette Dalgaard Agersted, Anders Jensen, Camilla Rasch, Tina Drist-Jensen
Kvalitetssikret af	Emil Guddal Larsen
Godkendt af	Lea Bjerre Schmidt
Version	03
Versionsdato	26. april 2024

INDHOLD

1	INTRODUKTION	5
1.1	Baggrund.....	5
1.2	Datagrundlag	5
1.3	Havet langs Gentofte Kommunes kyst	6
1.3.1	Miljøtilstanden.....	11
2	HAVMILJØETS TILSTAND UD FOR GENTOFTE KOMMUNES KYST (DEL 1)	13
2.1	Miljøindikatorer.....	13
2.1.1	Ålegræs.....	14
2.1.2	Bundfauna	31
2.1.3	Sigtdybden.....	36
2.1.4	Miljøfarlige stoffer (MFS).....	38
2.2	Presfaktorer	50
2.2.1	Næringsstoffer	50
2.2.2	Iltsvind.....	65
2.3	Opsummering - havmiljøets tilstand ud for Gentofte Kommunes kyst.....	67
3	GENTOFTES KYST - PÅVIRKNING FRA STØRRE ANLÆGSPROJEKTER (DEL 2A).....	69
3.1	Udvidelse af Nordhavnen	69
3.1.1	Påvirkning af strømforhold og vandstand	70
3.1.2	Påvirkning af bølgeforhold	72
3.1.3	Virkning på de kystmorfologiske forhold, på aflejring og på tilsanding	72
3.1.4	Påvirkninger fra anlægsfasen.....	73
3.2	Lynetteholm	73
3.2.1	Påvirkning af strømforhold og vandstand	74
3.2.2	Påvirkning af bølgeforhold	76
3.2.3	Påvirkninger under anlægsfasen.....	76
3.3	Nordhavnstunnellen.....	77
3.3.1	Sedimentspredning af MFS	78
3.4	Andre relevante projekter.....	81
3.5	Opsummering	81

4	EFFEKTER PÅ MILJØTILSTANDEN LANGS GENTOFTE KYST (DEL 2B)	82
4.1	Udvikling af kystmorfologi	82
4.2	Lokale observationer	85
4.3	Mulige påvirkninger på flora og fauna	87
4.3.1	Sedimenttilførsel	87
4.3.2	Tilførsel af næringsstoffer	87
4.3.3	Miljøfarlige stoffer (MFS)	88
4.4	Miljøfarlige stoffer (MFS) i sediment	88
4.4.1	Eksisterende data	88
4.5	Påvirkninger på ålegræs	97
5	TILTAG TIL AT FREMME HAVMILJØET LOKALT (DEL 3)	99
5.1	Miljø- og biodiversitetsfremmende tiltag	99
5.1.1	Stenrev	99
5.1.2	Heterogene strukturer	105
5.1.3	Etablering af ålegræsmarker	106
5.1.4	Marine nyttehaver	107
5.1.5	Separatkloakering	108
5.1.6	Krav til regnbetingede udløb (RBU)	108
5.1.7	Forlængelse af fælles udløbsledning	108
5.1.8	Opsummering – tiltag til at fremme biodiversiteten lokalt	110
5.2	Monitering af havmiljøet	113
5.2.1	Biodiversitet og naturtyper langs kysten	113
5.2.2	Pejletransekter - dybdeforhold	114
5.2.3	Miljøfarlige stoffer (MFS)	115
5.2.4	Målinger af vandets fysiske forhold	115
5.2.5	Lokalt forankrede observationer og dataindsamling	116
5.2.6	Opsummering – monitering af havmiljøet	117
6	REFERENCER	120

1 INTRODUKTION

1.1 BAGGRUND

Formålet med nærværende rapport er at undersøge, hvordan Gentofte Kommune kan bidrage til at sikre et godt havmiljø ud for Gentofte Kommunes kyst. Det er en politisk bestilt opgave, som skal anvendes som udgangspunkt for politiske beslutninger og konkrete forvaltningsmæssige greb til arbejdet med havmiljøet ud for Gentofte.

Der er en stigende offentlig interesse for havmiljøets tilstand, og havmiljøet er i Gentofte Kommune af stor betydning, dels af miljøhensyn og dels af rekreative hensyn. Der er mange aktive foreninger, som er afhængige af et godt havmiljø, herunder lystfiskere, dykkere, badeklubber, mm. Derudover har Gentofte Kommune en aktiv lokalforening i Danmarks Naturfredningsforening, som interesserer sig for havmiljøets tilstand i bredere format.

Den stigende offentlige interesse kommer også til udtryk ved, at flere borgere henvender sig til forvaltningen med bekymringer for de Københavnske anlægsprojekters betydning for Gentofte Kommunes kyst. Disse henvendelser omhandler bl.a. bekymring for badevandskvaliteten, en oplevelse af mere fedtemøg på strandene, svovllugt og misfarvninger på havbunden.

Gentofte Kommune er myndighed på badevandsområdet i Gentofte, og står derfor for den løbende kontrol af badevandskvaliteten. Havmiljøets tilstand er derimod et indsatsområde under staten, men grundet havets betydning for Gentofte Kommune, er der politisk interesse i at få overblik over, hvordan miljøtilstanden er, og hvordan Gentofte Kommune bedst muligt kan bidrage til at sikre, at man også fremadrettet kan bade, fiske og have glæde af Øresund.

Nærværende rapport er en undersøgelse udarbejdet af WSP, som har til formål at gøre Gentofte Kommune klogere på, hvad der kan gøres for at forbedre havmiljøet lokalt.

Undersøgelsen består af tre dele:

- Del 1 er en undersøgelse af, hvordan havmiljøet ud for Gentofte Kommunes kyst har det, samt hvilke faktorer der påvirker havmiljøet ved Gentofte negativt.
- Del 2 er en undersøgelse af hvordan større igangværende anlægsprojekter nær Gentofte Kommunes kyst påvirker havmiljøet ud for Gentofte Kommunes kyst.
- Del 3 er en undersøgelse af miljøforbedrende tiltag, som Gentofte Kommune vil kunne bidrage med, for at bidrage til at forbedre havmiljøets tilstand ud for Gentofte Kommunes kyst.

Foruden nærværende rapport, er der lavet en PowerPoint til politisk brug, som tager udgangspunkt i rapporten.

Indledningsvis præsenteres nuværende viden om havmiljøet ud for Gentofte Kommunes kyst, samt i vandområde Nordlige Øresund, som havmiljøet langs Gentofte Kommunes kyst er en del af.

1.2 DATAGRUNDLAG

Projektet er udarbejdet med udgangspunkt i eksisterende data, herunder data fra NOVANA-målestationer (Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur), DTU Aquas-rapport om havmiljøets tilstand i Øresund, Øresundsvandsamarbejdet, data indsamlet fra Gentofte Kommunes overvågning af badevandskvaliteten, tilgængelige data fra WSP's tidligere undersøgelser, samt VVM'er og baggrundsrapporter udarbejdet i forbindelse med større anlægsprojekter i Københavns Kommune. Gentofte Kommune har derudover udtrukket data fra det danske PunktUdledningssystem (PULS) (PULS, 2023) ift. udledninger fra renseanlæg og regnbetingede udledninger (RBU), herunder regnvandsudløb og spildevandsoverløb. NOVANA-data bruges til, i regi af Vandrammedirektivet, at vurdere om vandområderne har/opnår god økologisk- og kemisk tilstand.

Gentofte Kommune har bidraget med lokalt kendskab til især forholdene ved kommunens havne, herunder udvikling hen over de seneste år. Rådgivningsvirksomheden COWI har bidraget med modellering af, hvordan Nordhavns udvidelserne i 2009/2010 og den fremtidige udbyggede Lynetteholm vil påvirke havvandsstandene

ved Gentofte Kommune under en 200-års-stormflodshændelse. Nationalt Center for Miljø og Energi DCE har bidraget med et notat om forventede naturlige baggrundskoncentrationer for en række tungmetaller i vand og sediment, hvis der ikke havde været menneskelig påvirkning. Derudover er DCE kommet med en række anbefalinger til fremadrettede målekampagner, som vil kunne anvendes til at overvåge havmiljøets tilstand ud for Gentofte Kommune. Disse anbefalinger er inkluderet i listen over forslag til miljøforbedrende tiltag (del 3).

Undervejs i projektet er pågået dialog med Danmarks Naturfredningsforening (DN)-lokalforeningen Gentofte, omkring inputs primært i relation til de igangværende anlægsprojekter i København, og deres påvirkning på Gentofte Kommunes kyst. DN har endvidere bidraget med forslag til miljøforbedrende tiltag, fx etablering af ålegræsmarker.

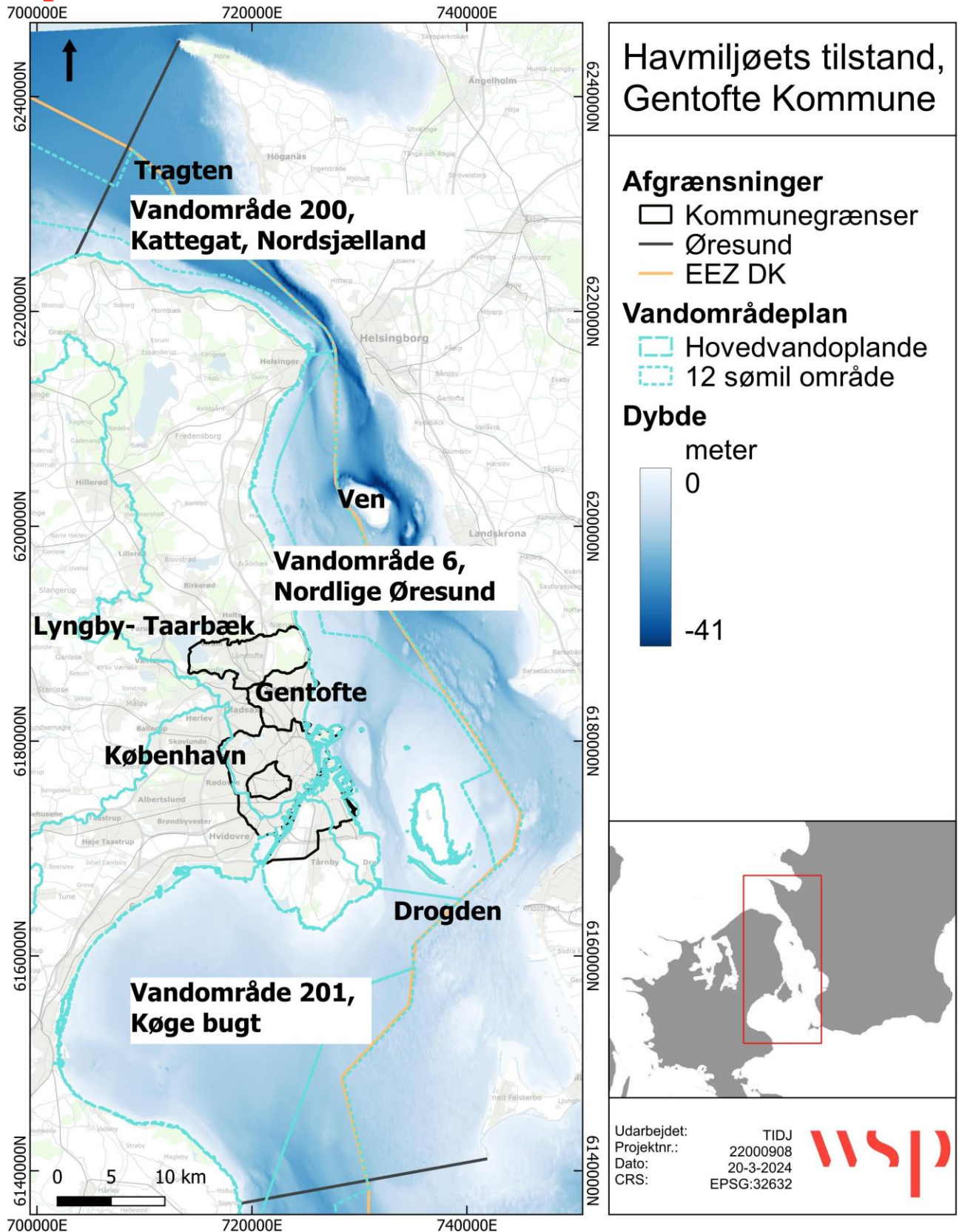
Den indledende øvelse forud for nærværende rapport, var en screening af tilgængelige data, der kunne bruges til at sige noget om havmiljøet ud for Gentofte Kommunes kyst, samt i Øresund generelt. Således er det også undersøgt, om der skulle inkluderes data fra Sverige. Det blev dog vurderet, at danske NOVANA-data er tilstrækkelige til at beskrive udviklingen i havmiljøet ud for Gentoftes Kyst.

1.3 HAVET LANGS GENTOFTE KOMMUNES KYST

Gentofte Kommunes grænser strækker sig fra syd for Tuborg Havn ved Københavns Kommune til Bellevue Strand nord for Skovshoved Havn, grænsende op til Lyngby-Taarbæk i nord (Figur 1-1).

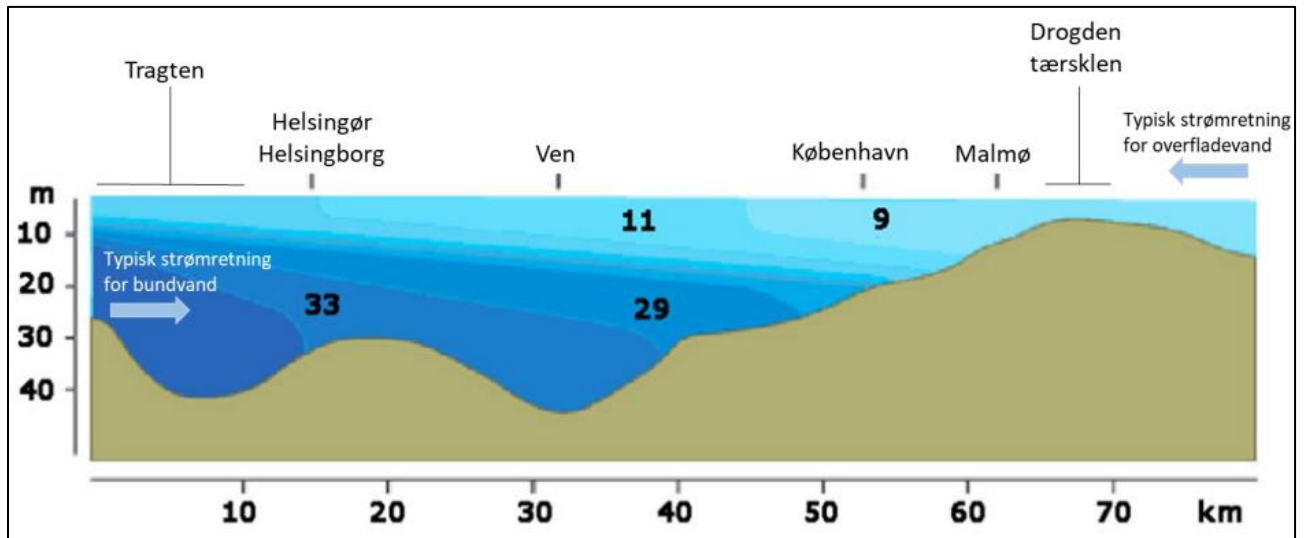
Havmiljøet langs Gentofte Kommunes kyst er en del af farvandet Øresund, og en del af vandområde 6: Nordlige Øresund (Figur 1-1). Øresund er det farvand mellem Danmark og Sverige, der forbinder Østersøen med Kattegat. Den nordlige grænse for Øresund er linjen mellem Kullen (Sverige) og Gilleleje (Danmark), og den sydlige grænse udgøres af linjen mellem Falsterbo (Sverige) og Stevns (Danmark) (Øresundsvandsamarbejdet, 1998; Timmermann, et al., 2023) (Figur 1-1). Området er ca. 115 km langt og ca. 4-45 km i bredt (Timmermann, et al., 2023).

Øresund er et gennemstrømningsfarvand og forbinder, sammen med Storebælt og Lillebælt, det salte vand der strømmer langs bunden sydpå fra Nordsøen/Kattegat og det mere brakke Østersøvand via overfladestrøm nordpå (Timmermann, et al., 2023). Det betyder, at der opstår en kraftig lagdeling af vandet ned gennem Øresund, en lagdeling som ofte ligger i 12-15 m dybde (Miljøstyrelsen).



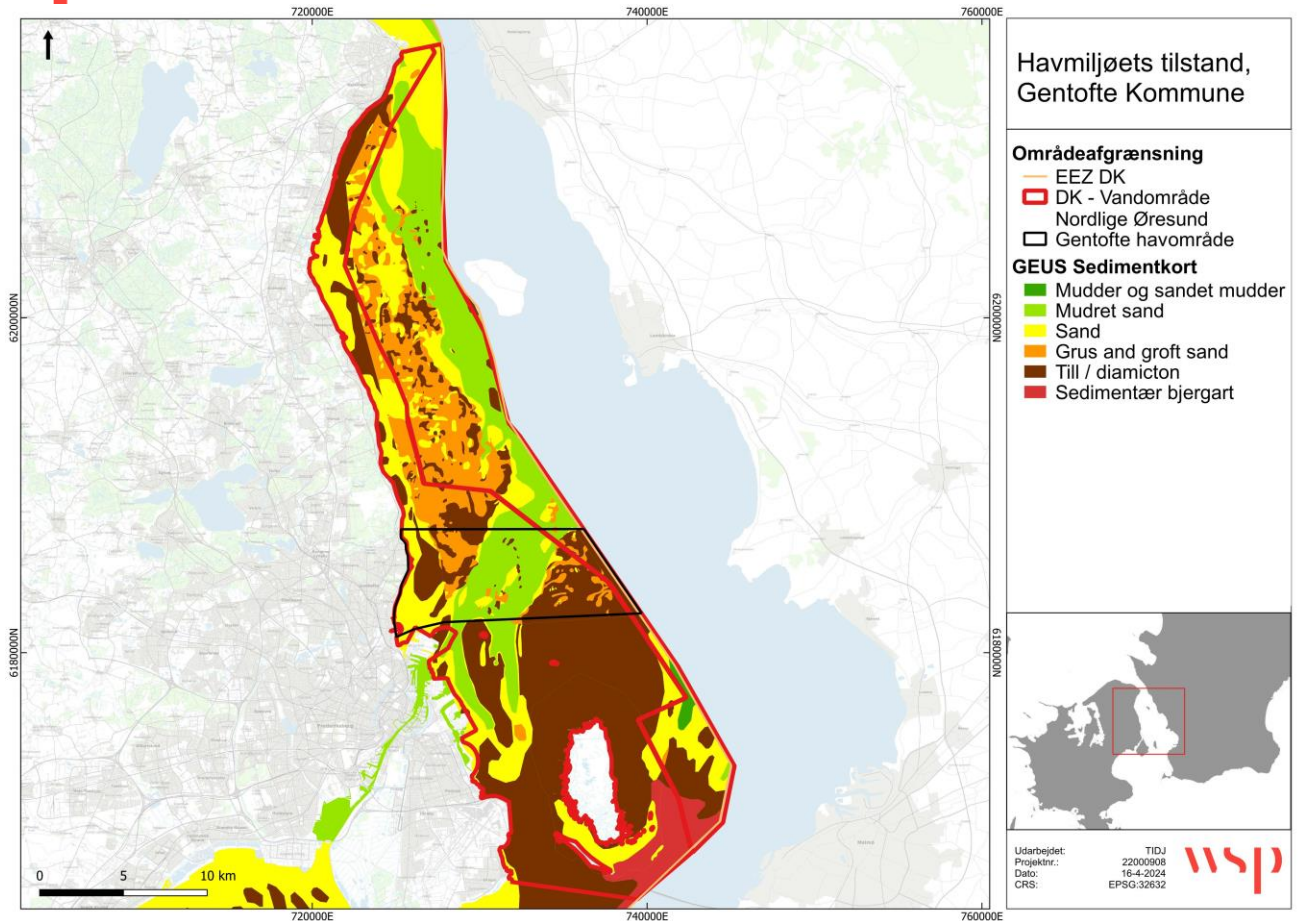
Figur 1-1. Vanddybder (batymetri) i Øresund, samt de tre vandområder beliggende i Øresund: 'Kattegat, Nordsjælland', 'Nordlige Øresund' og 'Køge Bugt' (inddeling efter Vandområdeplanerne 2021-2027 (Milj1)). De sorte streger i nord og syd angiver afgrænsningen af Øresund jf. (Øresundsvandsamarbejdet, 1998). Af kortet fremgår også Gentofte Kommunes afgrænsning, samt de to nabokommuner København og Lyngby-Taarbæk. EEZ (Exclusive Economic Zone) angiver afgrænsningen af dansk farvandsområde. 12 sømil-grænsen markerer territorialfarvandsgrænsen.

Vanddybden i midten af Øresund er relativt dyb, mens der mellem Amager og Malmø er en tærskel (Drogden Tærsklen), hvor vanddybderne er mindre end 10 m (Øresundsvandsamarbejdet) (Figur 1-1, Figur 1-2). Disse varierende dybde-, salinitets- og strømforhold, medfører et unikt marint økosystem med mange typer habitater og en rig biodiversitet (Øresundsvandsamarbejdet, 2015).



Figur 1-2. Tværsnit af Øresund fra Tragten i nord til Drogden Tærsklen i syd. Tværsnittet viser dybdeforhold og de typiske salinitetsforhold i forskellige områder ned gennem Øresund. Overfladevandet strømmer typisk fra syd (brakvand fra Øresund) mod nord, hvor det dybere mere saltholdige vand kommer fra nord (Kattegat) og løber sydpå. Salinitetsforskellen mellem de to vandmasser gør, at der ofte dannes et skarpt springlag. Figuren er modificeret af (Timmermann, et al., 2023) efter (Øresundsvandsamarbejdet, Øresunds natur og miljø).

Havbunden nærmest kysten i Gentofte Kommune består af sand, mens den længere ude domineres af grus og sten og stedvis af blotlagt moræne (se Figur 1-3). Dette er dog et overordnet sedimentkort, og lokalt vil sediment- og bundforholdene kunne se anderledes ud.



Figur 1-3. GEUS sedimentkort for den nordlige del af Øresund. De sorte streger er ikke en egentlig afgrænsning, men viser hvorfra den sydlige og nordlige kommunegrænse for Gentofte Kommune går ud i havet. EEZ (Exclusive Economic Zone) angiver afgrænsningen af dansk farvandsområde.

I den nuværende havplan fremgår det, at havområdet ud for Gentofte Kommunes kyst er udlagt til natur- og miljøbeskyttelsesområde (Figur 1-4).

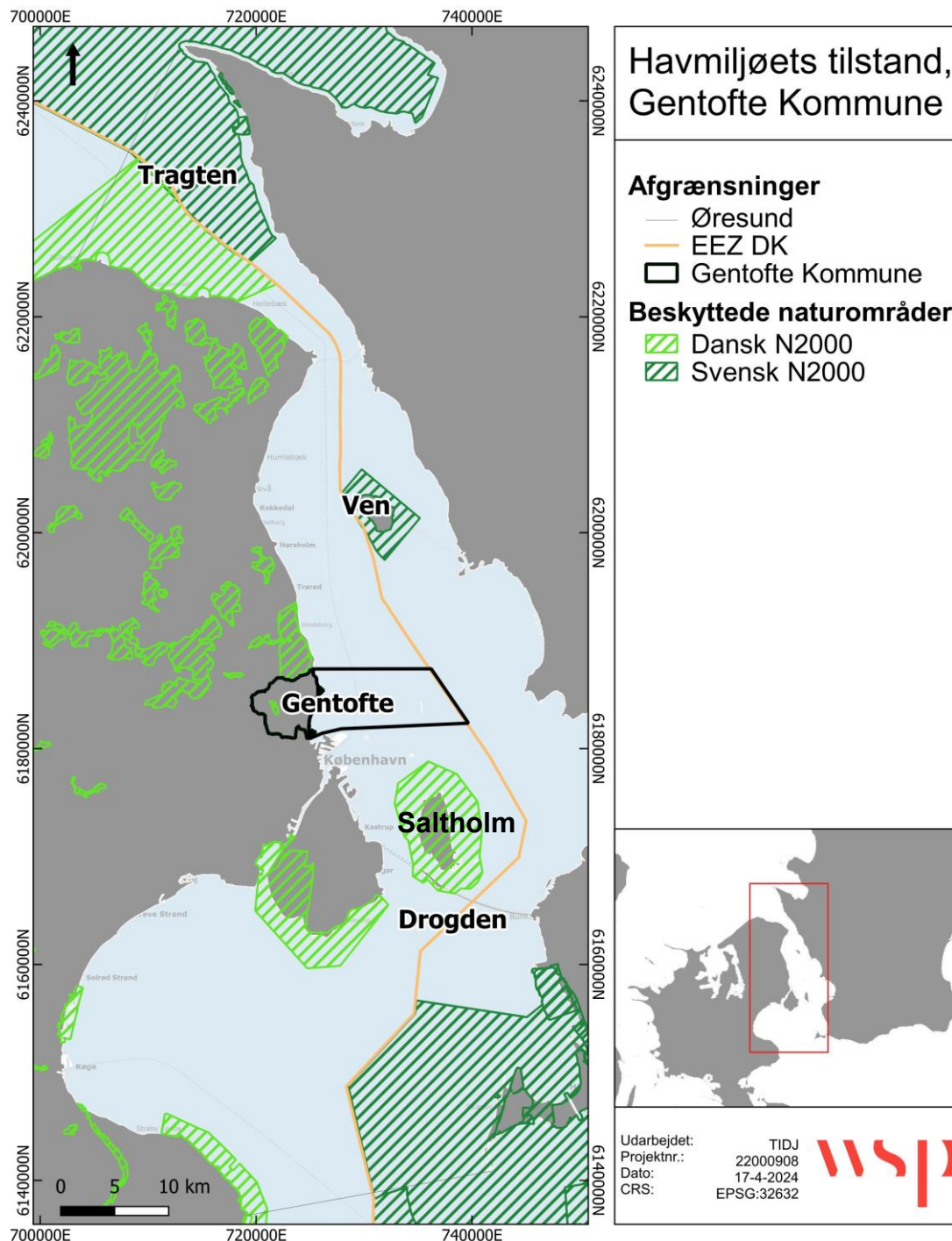


Figur 1-4. Den nuværende havplan (Søfartsstyrelsen, Danmarks Havplan. <https://www.soefartsstyrelsen.dk/vaekst-og-rammevilkkaar/havplan>. Downloaded 15.12.2023, 2023a), hvor det ses at havet ud for Gentofte Kommunes kyst er udlagt til natur- og miljøbeskyttelsesområde (grønt areal). Der er et råstofområde (R) beliggende ca. 3 km ud for Skovshoved Havn, men der indvindes ikke længere (Miljøstyrelsen, 2023a).

Der er ingen Natura 2000-områder i havområdet ud for Gentofte Kommune.

De nærmeste Natura 2000-områder er beliggende nord for Ven på den svenske side, og i syd omkring Saltholm (se Figur 1-5). De øvrige Natura 2000-områder fremgår også.

Målet for områderne, som er underlagt habitatdirektivet, er at *'sikre eller genoprette gunstig bevaringsstatus'* (Søfartsstyrelsen, Havplanredøgørelse, 2023b) for de naturtyper og arter som er på det enkelte områdes udpegningsgrundlag.

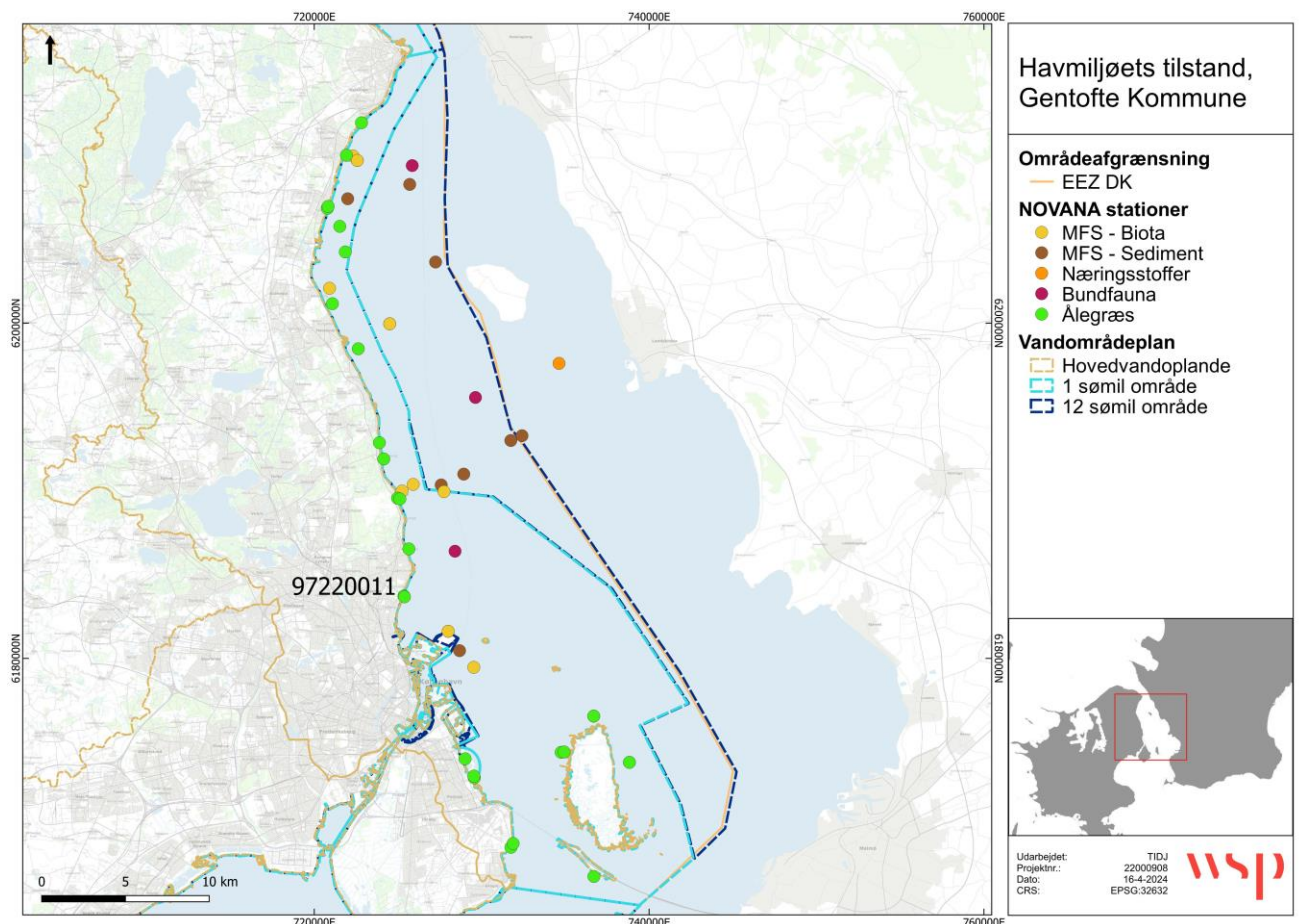


Figur 1-5. Danske og svenske Natura 2000-områder beliggende i Øresund. De sorte streger er ikke en egentlig afgrænsning, men viser hvorfra den sydlige og nordlige kommunegrænse for Gentofte Kommune går ud i havet. EEZ (Exclusive Economic Zone) angiver afgrænsningen af dansk farvandsområde.

Der er et råstofindvindingsområde ud for Skovshoved – fællesområde '554-AA Skovshoved'. Data fra Miljøministeriets marine råstofindberetningssystem MARIS angiver, at der siden 2016 (muligvis før, da data ikke går længere tilbage) ikke er indvundet råstoffer i området (Miljøstyrelsen, 2023a). Den nuværende indvindingstilladelse gælder fra 1. december 2015 til 1. december 2025.

1.3.1 MILJØTILSTANDEN

Gentofte Kommune ligger inden for vandområde Nordlige Øresund, der tilhører Hovedvandopland Øresund i Vandområdedistrikt Sjælland. Gentofte Kommunes vandområde er beliggende inden for Vandrammedirektivets 1-sømil-grænse (se Figur 1-1).



Figur 1-6. NOVANA-stationer som indgår i vurderinger inkluderet i nærværende rapport. Stationsnummer 97220011 angiver NOVANA-stationen ud for Charlottenlund, hvor der måles ålegræs (se nærmere i afsnit 2.1.1). For stationsnumre, hvor der er målt miljøfarlige stoffer (MFS) i hhv. biota og sediment, se Figur 2-24 og Figur 2-28. Stationsnumre for måling af næringsstoffer og bundfauna fremgår af Figur 2-18. EEZ (Exclusive Economic Zone) angiver afgrænsningen af dansk farvandsområde.

Statens vurdering af vandområdets økologiske tilstand er baseret på de indsamlede NOVANA-data af de biologiske miljøindikatorer 'fytoplankton' (planteplankton), 'bundvegetation' (rod-fæstede planter – ålegræs) og 'bunddyr' (bundfauna) (Vandplandata, 2023). Derudover vurderes et vandområdes kemiske tilstand på mængden af miljøfarlige stoffer (MFS) målt i biota (levende organismer) og sediment (aflejringer på havbunden) også under NOVANA (Vandplandata, 2023). MFS er en presfaktor på havmiljøet, og forhøjede koncentrationer af MFS i havmiljøet, vil indikere at havmiljøet er i dårlig kemisk tilstand.

Inden for 1-sømil-grænsen er miljøtilstanden vurderet i forhold til potentiel påvirkning af både økologisk og kemisk tilstand, mens der for kemisk tilstand også vurderes ud til 12-sømil grænsen.

Miljømålet for alle kvalitetselementer og parametre i vandområdeplanen er god økologisk- og god kemisk tilstand.

I vandområdeplanen for Nordlige Øresund 2021-2027 (MiljøGIS, 2023), er den samlede økologiske tilstand for vandområdet vurderet til at være moderat, idet flere kvalitetselementer, herunder bundfauna ('bentiske invertebrater') og nationalt specifikke stoffer, ikke lever op til kravene om god økologisk tilstand (se Tabel 1-1). Årsagen til den manglende målopfyldelse for nationalt specifikke stoffer er for høje koncentrationer af methylnaphthalener i sediment (se Tabel 1-2). Desuden er vandområdet i ikke-god kemisk tilstand i vandområdeplanen, grundet for høje koncentrationer af bly, cadmium, BDE og kviksølv målt i biota i 2018 og 2019, samt for høje koncentrationer af anthracen og nonylphenoler målt i sediment i 2011 og 2018 (Vandplandata, 2023, Tabel 1-3).

Tabel 1-1. Oversigt over økologisk og kemisk tilstand i vandområde Nordlige Øresund. Tilstanden er baseret på tilstandsvurderingerne for de gældende vandområdeplaner 2021-2027, og er hentet via Miljøstyrelsens MiljøGIS (MiljøGIS, 2023).

ID/ Vandområde	Fytoplankton	Rodfæstede planter	Bentiske invertebrater	Nationalt specifikke stoffer	Samlet økologisk tilstand	Kemisk tilstand
Vandområdeplan 2021-2027						
Nordlige Øresund	God	God	Moderat	Ikke-god	Moderat	Ikke-god

Tabel 1-2. Koncentrationer af nationalt specifikke stoffer i biota og sediment, der ligger til grund for klassificering af nationalt specifikke stoffer som ikke-god for vandområde Nordlige Øresund. Data i tabellen er brugt af MST til tilstandsvurderingen af vandområdet. Kilde: (Vandplandata, 2023).

Stof	Koncentration	Miljøkvalitets-krav (MKK)	Matrice	Station ID	År
Methylnaphthalener, sum (CAS mgl.)	0,0445 mg/kg TS	0,010277 mg/kg TS	Sediment	DKMONCW97210020	2011

Tabel 1-3. Koncentrationer af miljøfarlige stoffer i biota og sediment, der ligger til grund for vandområde Nordlige Øresunds klassificering som ikke-god kemisk tilstand. Data i tabellen er brugt af MST til tilstandsvurderingen af vandområdet. BDE står for stofgruppen bromerede flammehæmmere. Kilde: (Vandplandata, 2023).

Stof	Koncentration	Miljøkvalitets-krav (MKK)	Matrice	Station ID	År
Bly	830 µg/kg VV	110 µg/kg VV	Biota	97120111	2019
Cadmium	270 µg/kg VV	160 µg/kg VV	Biota	97200045	2018
BDE	0,132 µg/kg VV	0,0085 µg/kg VV	Biota	97120110	2019
Kviksølv	533,2 µg/kg VV	20 µg/kg VV	Biota	97120110	2019
Anthracen	41,4 mg/kg TS	4,8 mg/kg TS	Sediment	97210020	2011
Nonylphenoler	80,9 mg/kg TS	71,75 mg/kg TS	Sediment	97210020	2018

2 HAVMILJØETS TILSTAND UD FOR GENTOFTE KOMMUNES KYST (DEL 1)

Havmiljøets tilstand langs Gentofte Kommunes kyst er vurderet ud fra tilgængeligt NOVANA-data. Hvis der forelå data fra området nær Gentofte Kommunes kyst, er dette sammenlignet med generelle tendenser/udvikling, fra vandområdet i det Nordlige Øresund, som Gentofte Kommune ligger ud til. En sammenligning kan indikere, hvorvidt havmiljøet langs Gentofte Kommunes kyst følger den generelle udvikling observeret i Øresund, eller om lokale forhold bevirker, at havmiljøets tilstand afviger fra generelle tendenser.

Ud over vandområdet Nordlige Øresund, er data fra vandområdet Køge Bugt, som ligger syd for vandområdet Nordlige Øresund, også inkluderet. Begge vandområder Køge Bugt og Nordlige Øresund, herunder kysten langs Gentofte Kommune, gennemstrømmes af vand, som bevæger sig begge veje (dvs. både syd- og nordgående) mellem Nordsøen, over Kattegat og videre mod Østersøen. Begge vandområder, ligesom alle områder i de indre danske farvande, er påvirket af presfaktorer fra land med tilførsel af næringsstoffer, som har en negativ påvirkning på havmiljøet (dette er beskrevet yderligere nedenfor). Vandområde Køge Bugt adskiller sig dog fra Nordlige Øresund, herunder Gentofte Kommunes kyst, ved ikke at være eksponeret for eventuelle påvirkninger som følge af større anlægsprojekter, som det er tilfældet for Gentofte kommune der, lige syd for Tuborg Havn, møder den nordlige del af Københavns Havns løbende udbygninger i havarealet.

En sammenligning af den historiske udvikling af havmiljøets tilstand mellem de to vandområder, herunder langs Gentofte Kommunes kyst, kunne indikere om der potentielt er lokale presfaktorer der indvirker på havmiljøet langs Gentofte Kommunes kyst.

2.1 MILJØINDIKATORER

Havmiljøets tilstand undersøges og vurderes ud fra forskellige miljøindikatorer. Jf. afsnit 1.3.1 er statens tilstandsvurderinger af vandområdets økologiske tilstand baseret på de biologiske miljøindikatorer 'fytoplankton' (planteplankton), 'bundvegetation' (rodfæstede planter – ålegræs) og 'bunddyr' (bundfauna), og den kemiske tilstand på mængden af miljøfarlige stoffer (MFS) målt i biota og sediment, også kaldet en presfaktor på havmiljøet.

Følgende miljøindikatorer indgår i nærværende analyse af havmiljøets tilstand langs Gentofte Kommunes kyst:

- Ålegræs
- Bundfauna
- Sigtdybden
- Miljøfarlige stoffer (også presfaktor)

Det er valgt hovedsageligt at fokusere på ålegræs, da denne miljøindikator vil beskrive den generelle udvikling af havmiljøets tilstand over længere tid. Dette gælder ligeledes for bundfauna, og begge organismegrupper er flerårige og stedfaste. En påvirkning fra det omkringliggende miljø vil derfor afspejle sig i kvaliteten af disse to miljøindikatorer. Endvidere er det vurderet relevant at fokusere på sigtdybe og indhold af miljøfarlige stoffer.

Planteplankton (fytoplankton) som ellers indgår i NOVANA-overvågningsprogrammet, og som benyttes som biologisk kvalitetselement til at vurdere et vandområdes økologiske tilstand i regi af Vandrammedirektivet (Vandplandata, 2023) er ikke inkluderet i nærværende analyse da det vurderes, at målinger af planteplanktonkoncentrationen i vandet kun repræsenterer et øjebliksbillede af havmiljøets tilstand, da planteplankton kun lever i kort tid (<1 år).

De ovenfor nævnte miljøindikatorer vil beskrives nærmere i nedenstående afsnit. Hvert afsnit starter med en beskrivelse af hvad miljøindikatoren er, og hvordan den kan bruges til at vurdere havmiljøets tilstand. Derefter redegøres for data, som er indsamlet ved målestationer nær Gentofte Kommunes kyst (hvis sådanne data eksisterer), herunder hvilken udviklingstendens der har været hen over en årrække, afhængigt af hvor meget data der er tilgængelig. Herefter sammenlignes data ud for Gentofte Kommunes kyst, med data for vandområderne Nordlige Øresund, og for nogle af parametrene også for Køge Bugt. Dette er gjort for at

undersøge, om data fra målestationerne ud for Gentofte Kommunes kyst, følger den samme udviklingstendens som resten af Nordlige Øresund og evt. Køge Bugt. Hvert underafsnit afsluttes med en opsummering og en vurdering af havmiljøets tilstand baseret på det tilgængelige data af den enkelte miljøindikator.

2.1.1 ÅLEGRÆS

I nærværende undersøgelse er det valgt først og fremmest at fokusere på ålegræs (*Zostera marina*) som miljøindikator.

Ålegræs er den dominerende marine blomsterplante i danske kystnære systemer, og gror hovedsageligt på sandet bund. Ålegræs består af rodstængel (kaldet rhizomet), der forgrener sig i havbunden, og ålegræsskud med smalle blade, der udspringer fra rhizomet og står oprejst i vandsøjlen. Ålegræsset vokser både vegetativt ved, at der dannes sideskud på rodstængelen og ved formering, hvor der dannes blomsterskud med frø. Frøene modnes og spredes hen over sommeren og sensommeren (juni-august), hvorefter blomsterskuddene dør. I efteråret taber ålegræsset en stor del af bladene til fordel for bedets overlevelse over vinteren, hvor der ikke er lys nok til at understøtte den biomasse, der er opbygget i vækstsæsonen. Dette ses typisk som store samlinger af opskyllet ålegræs langs kysten og kaldes 'fejning'.

Marine blomsterplanter som ålegræs er nøgleorganismer i kystnære systemer, idet de bidrager med en hel række af økosystemtjenester, herunder næringsstofregulering, stabilisering af sedimenter og kulstoflagring, foruden at danne habitat og opvækstområder for en lang række organismer. De spiller på den måde en vigtig rolle i forhold til at opretholde stabile kystnære økosystemer med et rigt plante- og dyreliv.

Ålegræs er en god miljøindikator, da det er en stationær organisme, der har brug for lys for at kunne vokse og trives. Nedsat lysmængde over en længere periode som følge af fx øget næringsstofforforsel, vil kunne ses i udbredelsen af ålegræs. En tilførsel af næringsstoffer, som ligger væsentlig over det naturlige baggrundsniveau, betegnes eutrofiering (Hansen & Høgslund, 2023). Eutrofiering påvirker miljø- og naturkvaliteten ved at produktionen af planteplankton i vandsøjlen øges, hvilket bl.a. resulterer i mere uklart vand. Således vil ålegræs kunne vokse på dybere vand når vandkvaliteten er god, da vandet vil være mere klart, og derfor resultere i at lyset vil kunne nå længere ned i vandsøjlen. Omvendt vil ålegræsset vokse på lavere vand, i tilfælde af dårligere vandkvalitet og lysforhold. Graden af eutrofiering vil derfor afspejles i udbredelsen og dybdeforekomsten af ålegræs. Af den årsag benyttes hovedudbredelsesdybden af ålegræs som indikator for den økologiske tilstand i kystvandene (sammen med øvrige biologiske kvalitetselementer og kemiske parametre) i vandområdeplanerne. Hovedudbredelsesdybden er den dybde, hvor der er min. 10 % dækningsgrad af ålegræs på havbunden. Foruden hovedudbredelsesdybden indgår den maksimale udbredelsesdybde i den nationale overvågning af overfladevand. Den maksimale udbredelsesdybde er den dybde, hvor der er minimum 1 % dækningsgrad af ålegræs på havbunden.

Ålegræs har historisk set været udbredt ud til dybder på 9,5 m i Øresund (Krause-Jensen & Rasmussen, 2009), men grundet eutrofiering af kystvandene anslås det, at omkring 75-80 % af ålegræsarealet i Øresund er gået tabt mellem 1900-1990 (Boström, Baden, & Krause-Jensen, 2003). Næringsstoffudledningen til havet er blevet reduceret markant siden 1990, men trods forbedringer i vandkvaliteten, er den naturlige rekolonisering af ålegræs til den historiske udbredelse stadig manglende.

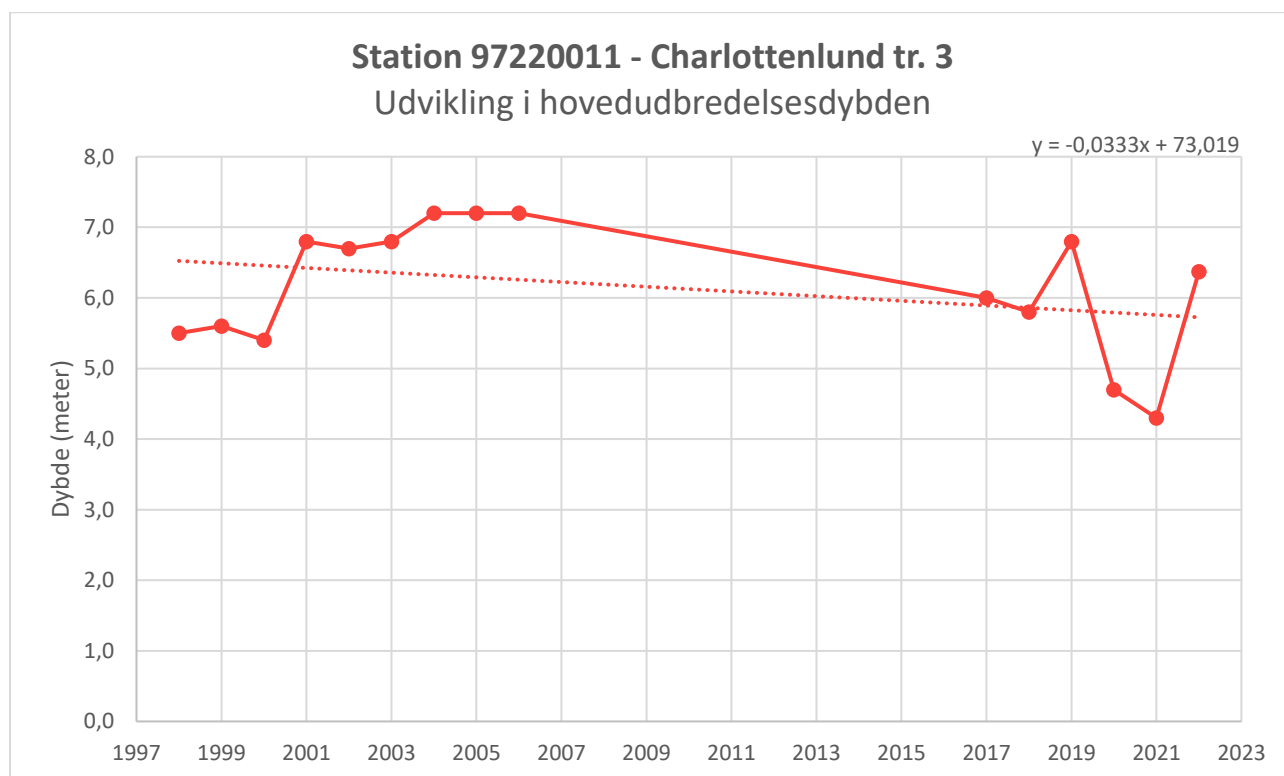
Nærværende analyse af ålegræssets tilstand og udvikling langs kysten i Gentofte Kommune tager primært udgangspunkt i ålegræssets dybdeudbredelsesforhold, der overvåges i forbindelse med vandområdeplanerne. Havet ud for Gentofte Kommunes kyst er omfattet af vandområde Nordlige Øresund, hvis afgrænsning ses af Figur 1-6. Inden for Nordlige Øresund findes der kun én station inden for Gentofte Kommunes kystområde, der overvåger ålegræs. Denne station (97220011 – Charlottenlund tr. 3 (Figur 1-6)) indeholder en lang tidserie over dybdeudbredelsen af ålegræs fra 1998-2022, og benyttes derfor til at beskrive tilstanden af ålegræs i havområdet ud for Gentofte Kommune. Desuden understøttes data fra station 97220011 af feltdata for ålegræs (og fedtemøg) indsamlet inden for eller i nærhed til kommunens kystområde i perioden 2008-2023.

For at undersøge om eventuelle tendenser i udviklingen af ålegræs kun har været gældende inden for Gentofte Kommunes kystområde ved station 97220011, er tilstand og udvikling i vandområderne, Nordlige Øresund samt nabo-vandområdet Køge Bugt, blevet analyseret på baggrund af NOVANA-data for hele overvågningsperioden. Udviklingen i hoved- og den maksimale udbredelsesdybde er sammenlignet på vandområdeniveau og derefter perspektiveret til udviklingen lokalt inden for Gentofte Kommunes kystområde.

TILSTAND OG UDVIKLING I/NÆR GENTOFTE KOMMUNES KYSTOMRÅDE

Tendensen i hovedudbredelsesdybden af ålegræs ud for Gentofte Kommune (station 97220011) har været negativ inden for perioden 1998-2022, der især skyldes et dyk i hovedudbredelsesdybden mellem 2019-2020 med fortsat nedgang indtil 2021 (Figur 2-1). Desuden sås en faldende tendens mellem 2006-2018, men idet der ikke foreligger data i perioden 2007-2016, er det ikke til at sige om hovedudbredelsesdybden har været støt faldende over hele perioden eller på tilsvarende vis, som mellem 2019-2021, har skyldtes et brat dyk inden for en kortere årrække.

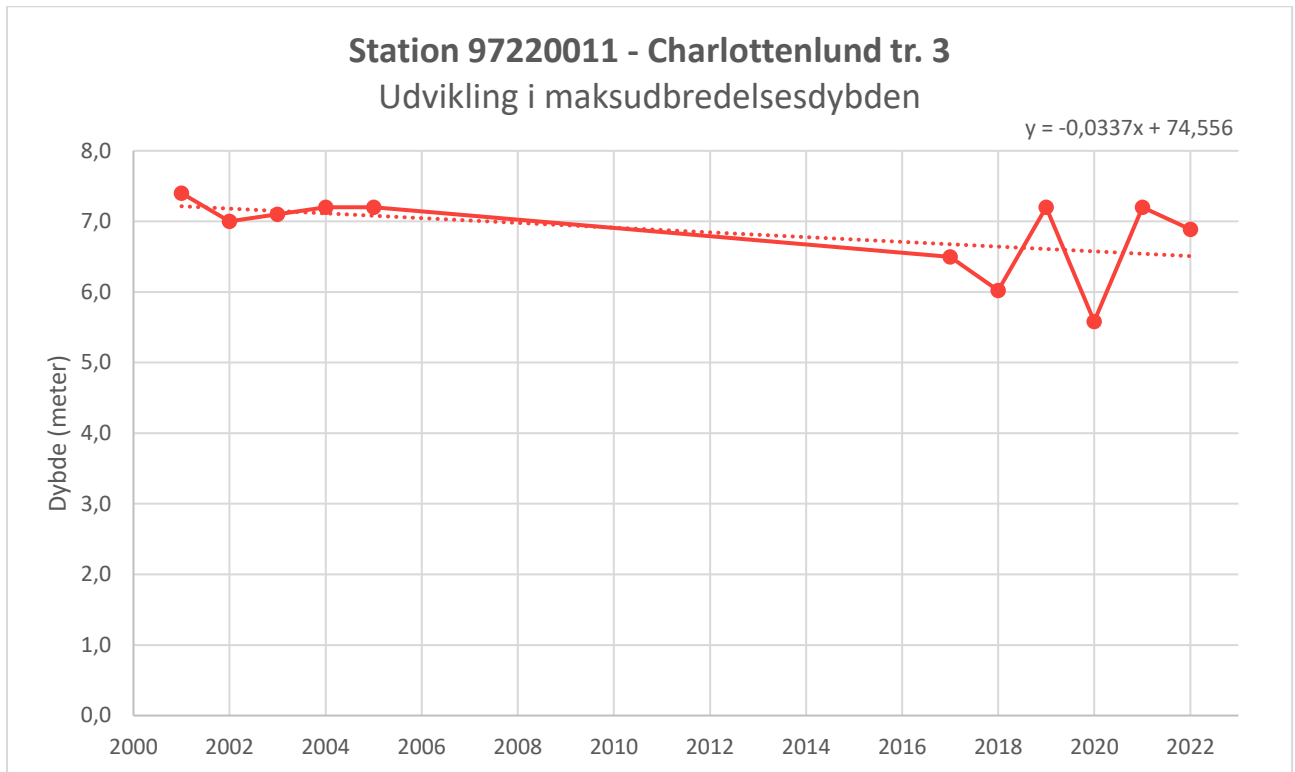
Hovedudbredelsesdybden har i de seneste år mellem 2021-2022 været stigende, og i 2022 fandtes hovedudbredelsen af ålegræs ud til 6,4 m dybde, som er i overensstemmelse med den seneste tilstandsvurdering af vandområdet, hvor hovedudbredelsesdybden af ålegræs ligeledes blev beregnet til 6,4 m (gennemsnit af årsmidler i perioden 2014-2019 for samtlige stationer inden for vandområdet).



Figur 2-1. Udviklingen i hovedudbredelsesdybden af ålegræs ved NOVANA-station 91220011 fra 1998-2022. Stiplet linje angiver tendensen for udviklingen.

Den maksimale udbredelsesdybde af ålegræs ved station 97220011 inden for perioden 2001-2022 viser en negativ tendens over hele perioden (se stiplet linje), der især kan tilskrives større udsving (> 1 m) i den maksimale dybdeudbredelse inden for perioden 2018-2021 (Figur 2-2). Data fra de seneste år (2021-2022) viste mindre udsving og ved målingen i 2022 blev den maksimale udbredelsesdybde fundet til 6,9 m, der er dybere end maksudbredelsen for hele vandområdet i samme år (6,6 m, se Figur 2-15).

På tilsvarende vis som for hovedudbredelsesdybden, ses en nedgang i maksimal udbredelsesdybde i perioden 2005-2017.

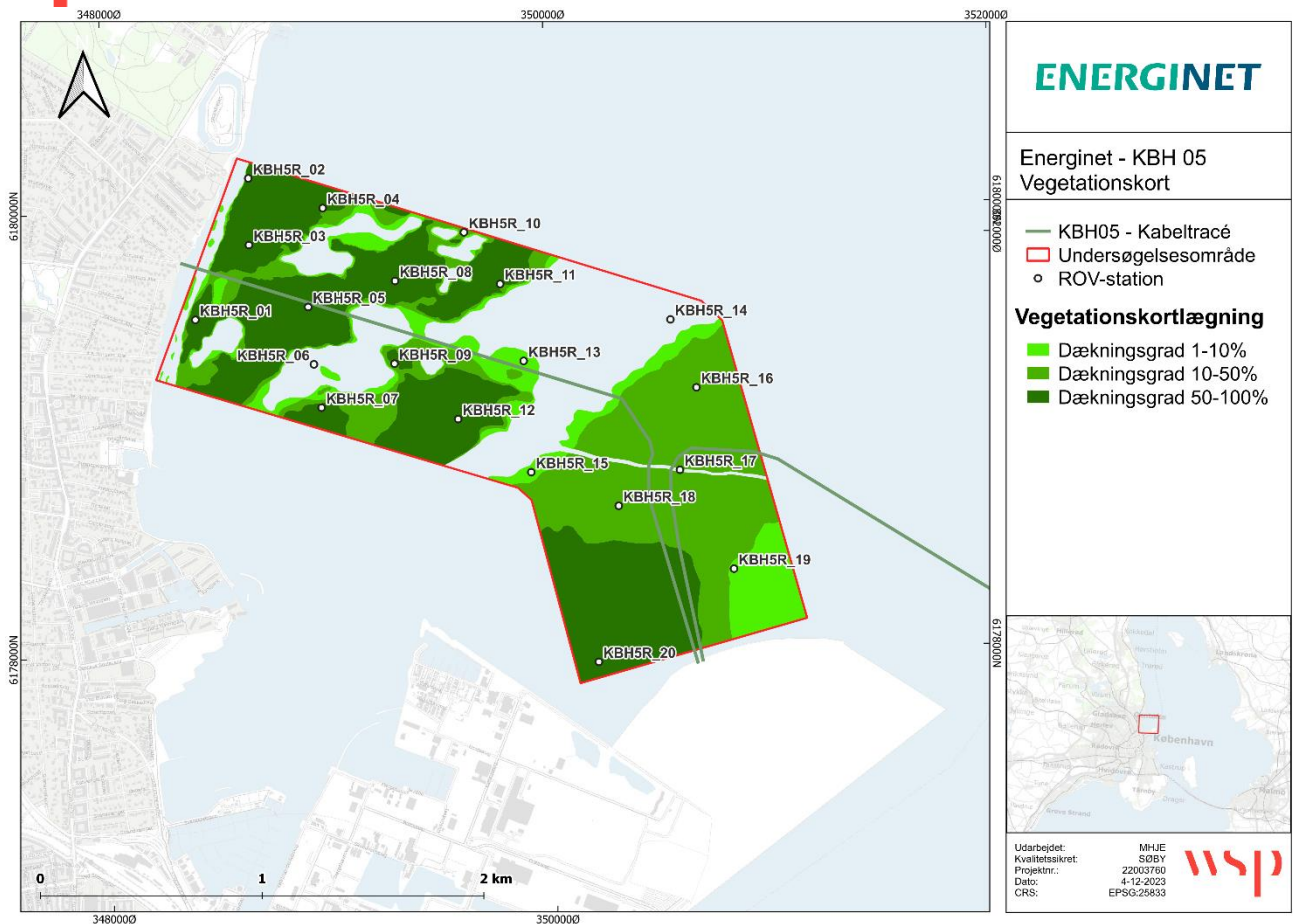


Figur 2-2. Udviklingen i den maksimale udbredelsesdybde af ålegræs ved NOVANA-station 91220011 fra 2001-2022. Stiplet linje angiver tendensen for udviklingen.

Øvrige feltdata indsamlet inden for eller nær Gentofte Kommunes vandområde

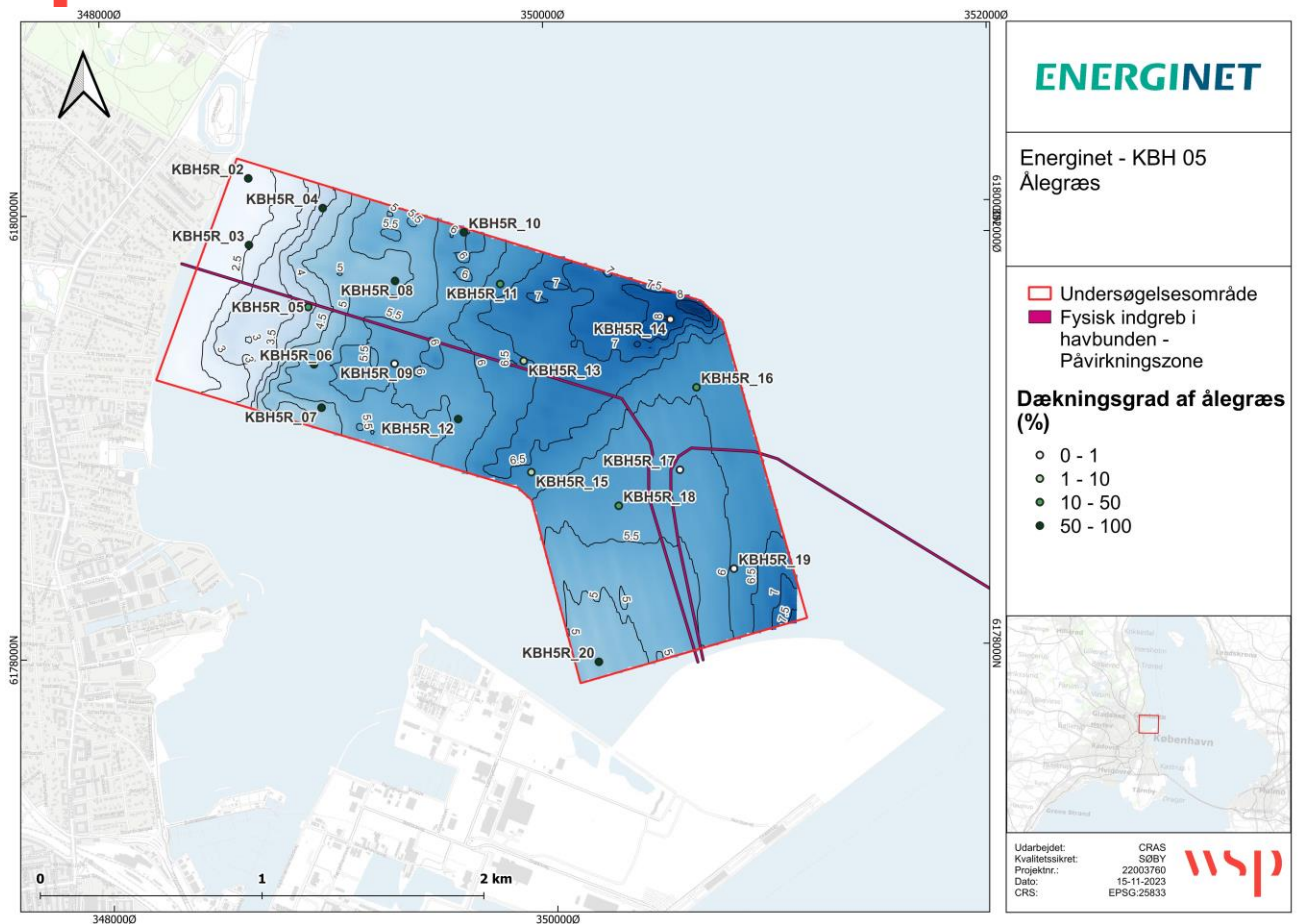
I forbindelse med KBH05-projektet er der blevet foretaget marine feltundersøgelser af vegetationsforholdene mellem Hellerup og Nordhavn (for detaljer se i WSP, 2023a).

Nedenfor i Figur 2-3 ses udbredelsesforhold og dækningsgrader af registreret vegetation i den undersøgte kabelkorridor. Vegetationskortlægningen blev foretaget på baggrund af tolkning af udført sidescan-data (et instrument der, vha. udsendte lydimpulser, tegner et næsten fotografisk (3D) billede af havbunden) samt visuel verificering med ROV (fjernstyret undervandsfartøj). Da det ikke var muligt at differentiere mellem forekomster af marine blomsterplanter og makroalger på baggrund af sidescan-data, er vegetationskortet nedenfor et udtryk for den samlede forekomst af både rodfæstede planter og makroalger inden for området.



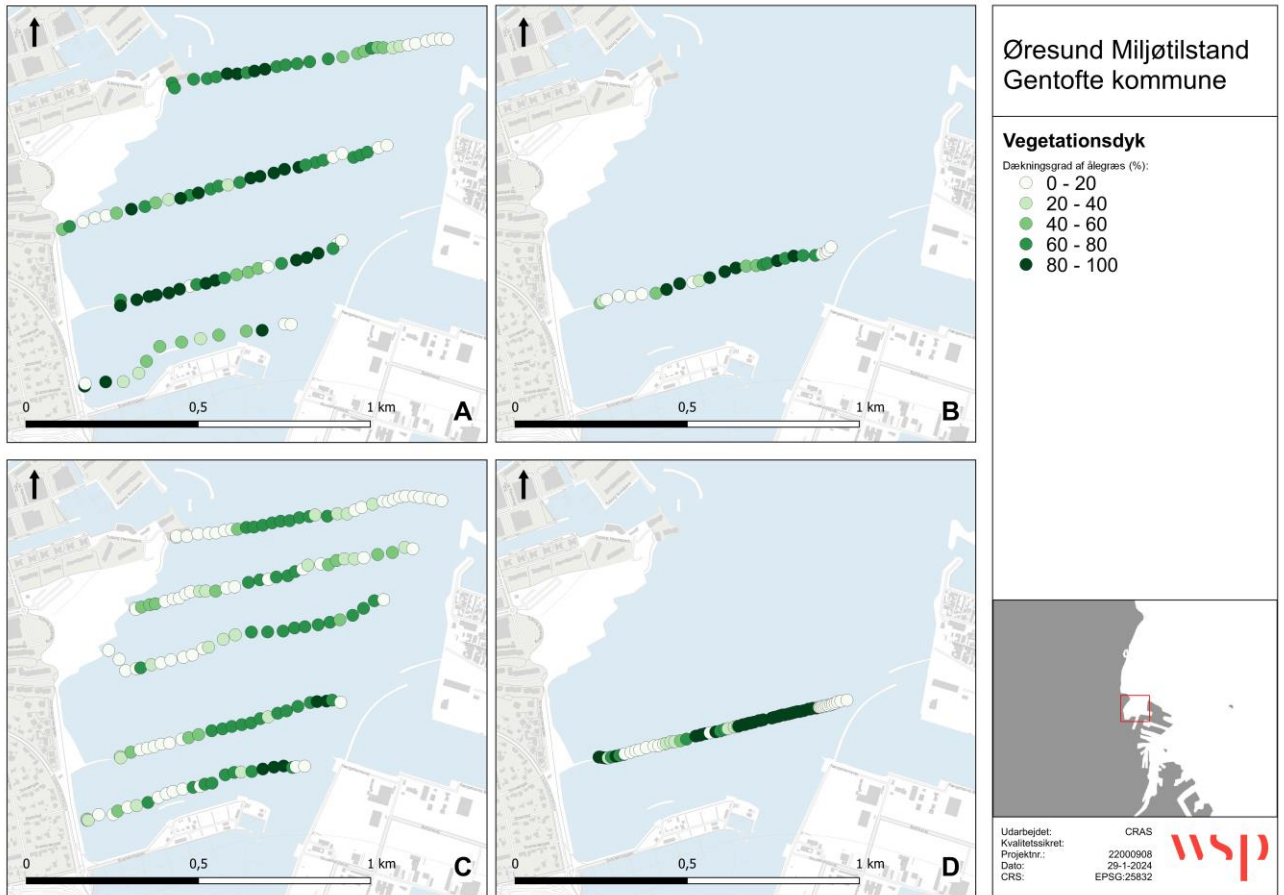
Figur 2-3. Udbredelsesforhold af vegetation (ålegræs og makroalger) i området baseret på sidescan mosaik samt visuel verifikation med ROV (remotely operated vehicle) udført i 2023 (WSP, 2023a).

Undervandsvideoerne optaget med ROV, på stationerne der fremgår af (Figur 2-4), blev brugt til at undersøge forekomsten af ålegræs. Ålegræsforekomster blev verificeret på 16 ud af 20 ROV-stationer i det undersøgte område, hvor der på størstedelen af stationerne (10 ud af 16 stationer) fandtes relativ høje dækningsgrader af ålegræs (50-90 %) med lokale dækningsgrader på 100 %. På fem af stationerne var dækningsgraden af ålegræs dog betragtelig lavere (<1-35 %, ROV-stationer KBH5R_11, KBH5R_13, KBH5R_15, KBH5R_16 og KBH5R_18). Ålegræs blev registreret på dybder < 7 m (Figur 2-4). Den maksimale udbredelsesdybde af ålegræs blev fundet til knap 7 m som er i overensstemmelse med maksudbredelsen af ålegræs fundet ved station 97220011 ud for (Charlottenlund tr. 3) i 2022 (Figur 2-2).



Figur 2-4. ROV-stationer med ålegræs samt dybdeforhold i området mellem Hellerup og Nordhavn.

I Svanemøllebugten er vegetationen (ålegræs og makroalger) blevet undersøgt i hhv. 2008, 2012, 2017 og 2022 (Orbicon, 2009; Orbicon, 2012; Orbicon, 2018; WSP, 2023). Dækningsgraderne af ålegræs var generelt relativt høje i bugten i 2008, men sås faldende frem mod 2022, og var igen høje i den sydlige del af bugten i 2022 (se Figur 2-5). Dækningsgraderne var generelt højere i 2022 end i de øvrige år, men der ser ud til at være områder på lavt vand (2-3 m), hvor ålegræs er gået tabt mellem 2008-2012, og som endnu ikke havde genetableret sig ved de seneste undersøgelser i 2022.



Figur 2-5. Udviklingen i udbredelse og dækningsgrad af ålegræs i Svanemøllebugten. Data er fra vegetationsundersøgelserne foretaget i årene 2008 (A), 2012 (B), 2017 (C) og 2022 (D) (Orbicon, 2008; Orbicon, 2012; Orbicon, 2018; WSP, 2023b).

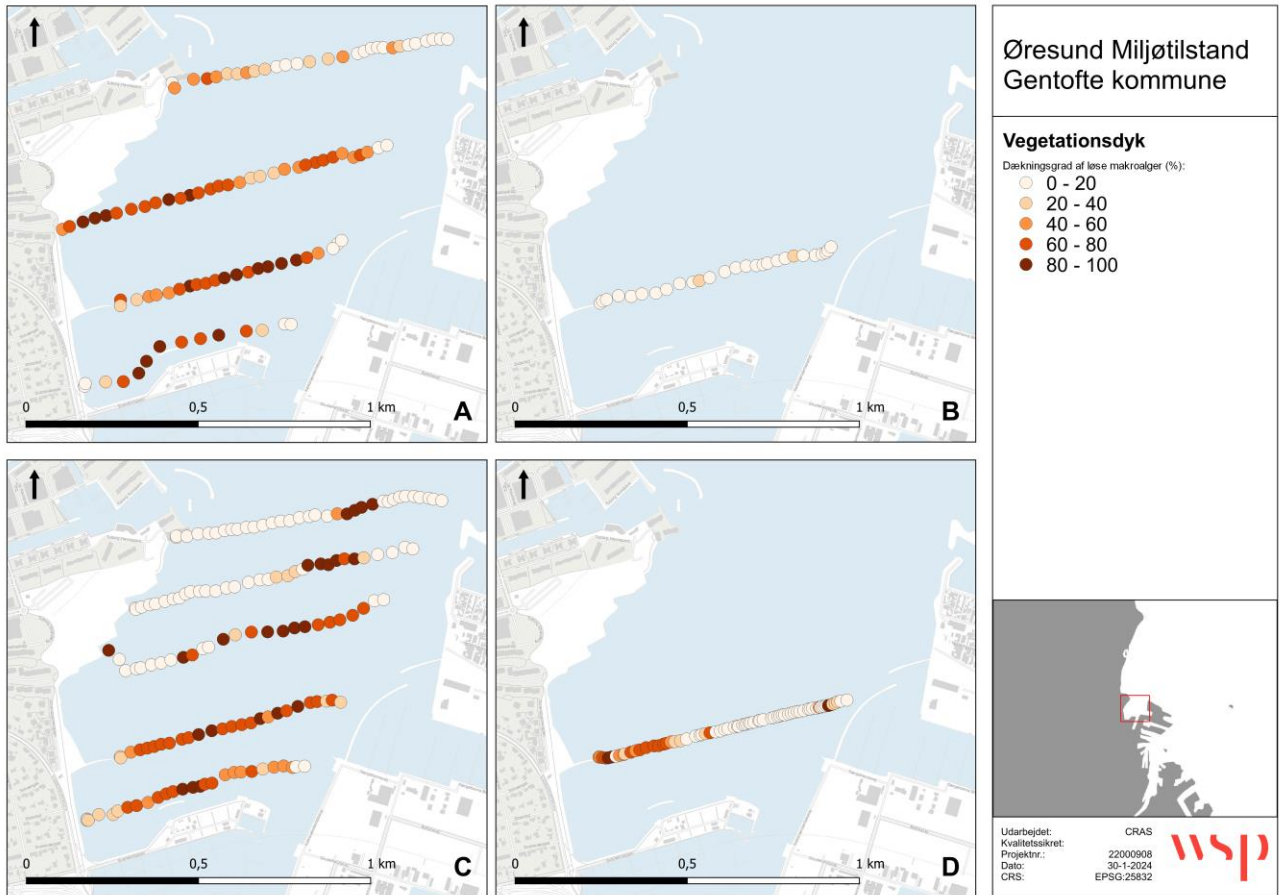
Dybdegrænsen for hovedudbredelsen af ålegræs i Svanemøllebugten har generelt været stigende over alle årene med undtagelse af perioden mellem 2017 og 2022, hvor der var et fald på ca. 0,7 meter (Tabel 2-1). Den maksimale dybdegrænse har været stabil mellem 2008-2022 og har ligget mellem 6,7-6,9 m (Tabel 2-1).

Tabel 2-1 Hoved- og maksudbredelsesdybde for ålegræs i Svanemøllebugten ved undersøgelser foretaget i 2008, 2012, 2017 og 2022 (Orbicon, 2008; Orbicon, 2012; Orbicon, 2018; WSP, 2023c).

Område	2008		2012		2017		2022	
	Hoved (m)	Maks (m)	Hoved (m)	Maks (m)	Hoved (m)	Maks (m)	Hoved (m)	Maks (m)
Svanemøllebugten	6,0	6,9*	6,4	6,7	6,6	6,7	5,9	6,8

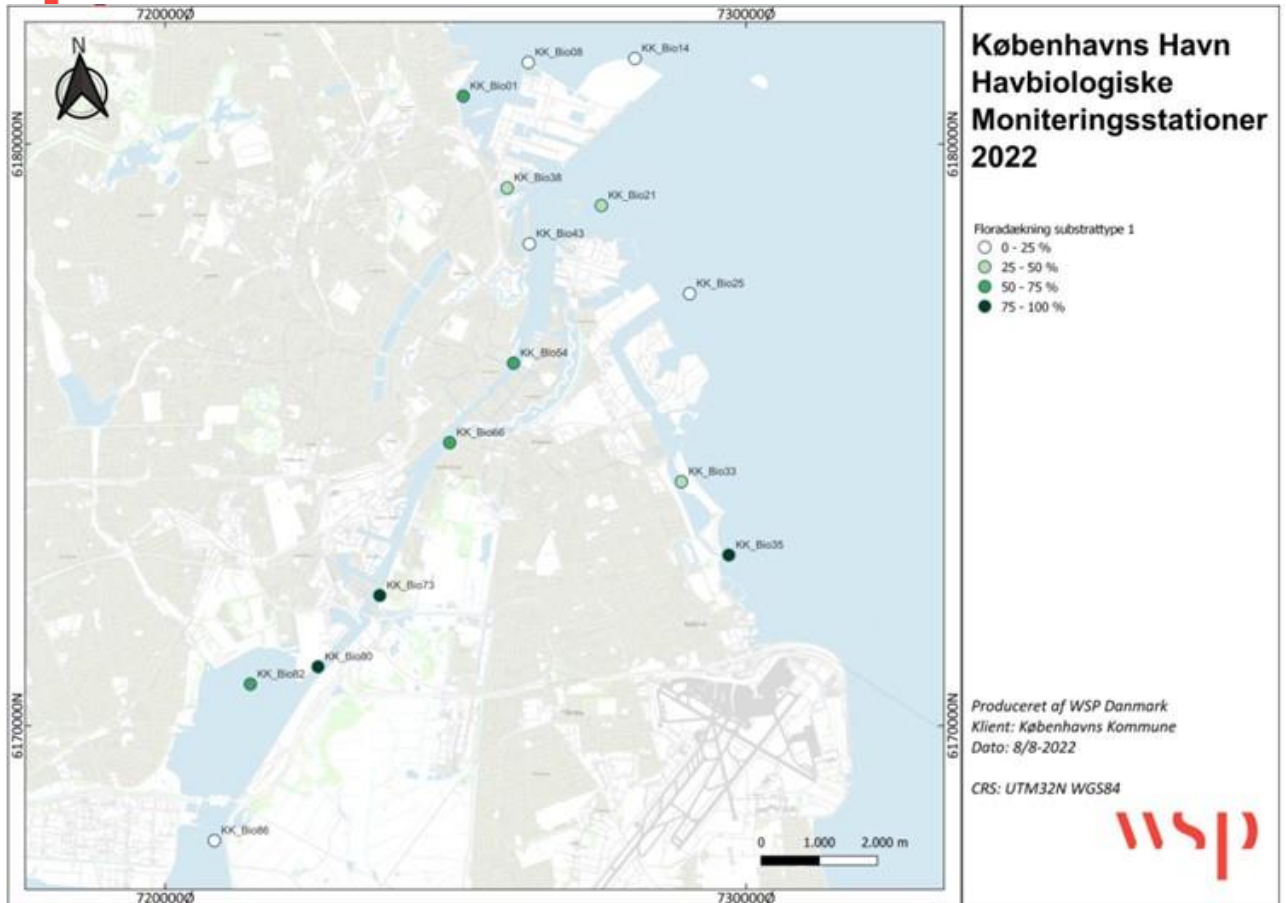
*Maksudbredelse ender ved sejlrænde.

Der blev ligeledes registreret dækningsgrader af løst liggende makroalger i Svanemøllebugten mellem 2008-2022, der generelt viste høje dækningsgrader alle år med undtagelse af 2012, hvor der kun blev registreret lave dækningsgrader i enkelte punkter i den sydlige del af bugten (Figur 2-6). De løst liggende makroalger var domineret af fedtemøg, som er en enårig hurtigvoksende makroalge, som favoriseres ved eutrofiering. Ved store forekomster af fedtemøg bliver ålegræsset overskygget og kvalt. Der ses umiddelbart en relativ stor variation i fordelingen af de løst liggende makroalger langs transekterne imellem årene, hvor de i 2008 er nogenlunde jævnt fordelt over dybden på samtlige transekter, er de i 2012 koncentreret i de centrale til dybere dele af transekterne i den nordlige ende af bugten. Omvendt var de i 2022 koncentreret kystnært og manglende i de dybere områder i den sydlige del af bugten.



Figur 2-6. Dækningsgrader af løstliggende makroalger (især fedtemøg) i Svanemøllebugten. Data er fra vegetationsundersøgelserne foretaget i 2008 (A), 2012 (B), 2017 (C) og 2022 (D) (Orbicon, 2008; Orbicon, 2012; Orbicon, 2018; WSP, 2023c).

Udover vegetationsundersøgelserne mellem 2008-2022, er Svanemøllebugten blevet undersøgt med ROV og dykker i 2022 i forbindelse med kortlægning af den marine biodiversitet i Københavns Havn (WSP, 2023b). Bunden blev undersøgt i ét punkt nord for transektet i Svanemøllebugten, der blev undersøgt ved vegetationsundersøgelserne (station KK_Bio01, Figur 2-7). Der blev i dette punkt kun fundet sparsomme og spredte forekomster af ålegræs, og området var generelt præget af løst liggende makroalger, herunder især sammenskyttet fedtemøg (se Figur 2-8).

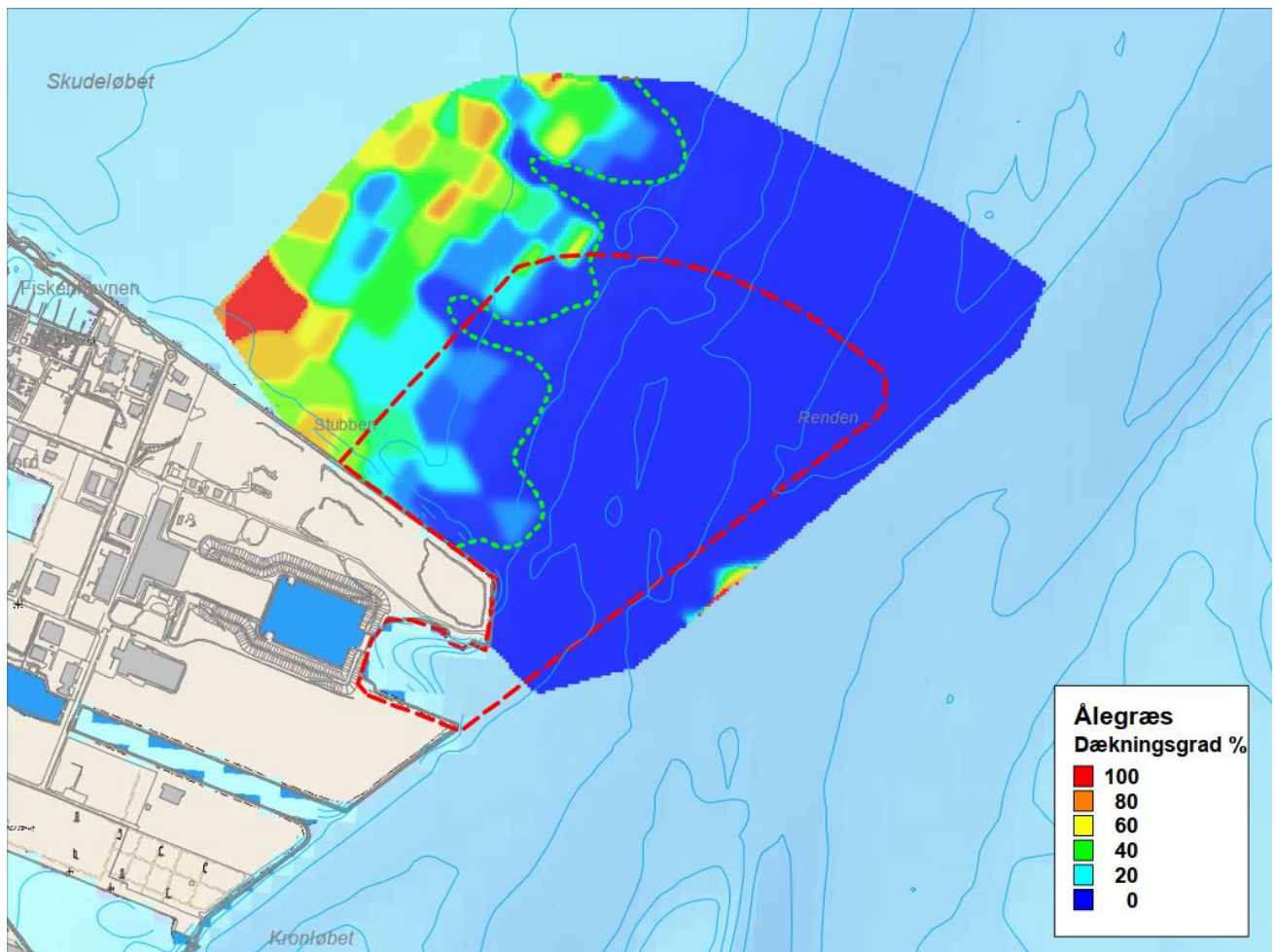


Figur 2-7. Punktvisse dækningsgrader af bundflora inden for og uden for Københavns Havn. Data blev indsamlet i forbindelse med havbiologisk baselineundersøgelse af Københavns Havn i 2022 (WSP, 2023b).



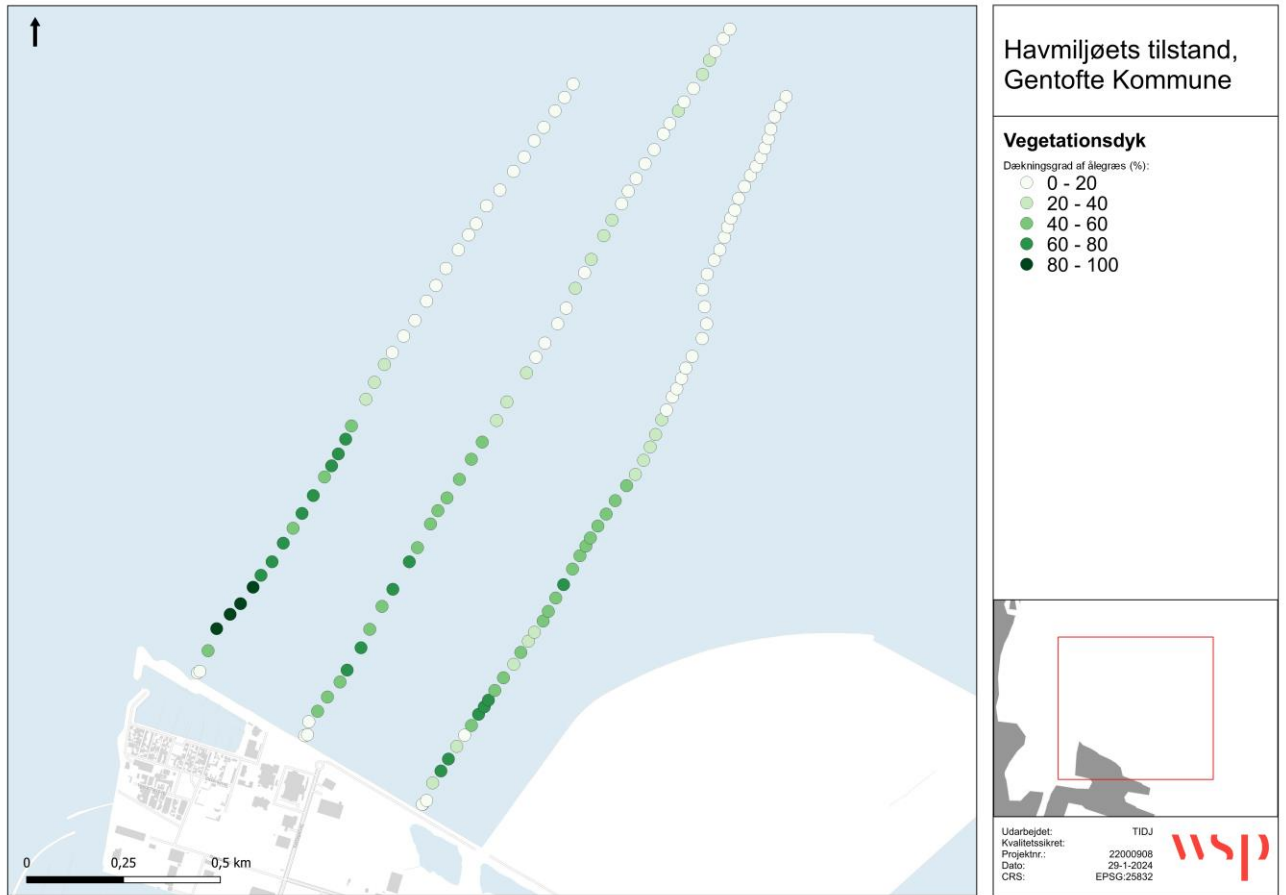
Figur 2-8. Screenshot af havbunden ved station KK_Bio01 i Svanemøllebugten (se stationsplacering i Figur 2-7). Data blev indsamlet i 2022 forbindelse med havbiologisk baselineundersøgelse af Københavns Havn (WSP, 2023b). Her ses enkelte ålegræsplanter stikke op mellem de løst liggende makroalger (fødtemøg), som dominerer på havbunden.

I forbindelse med miljøvurderingen af udvidelsen af Nordhavn, blev der udført paravanedyk (dvs. dykkertransekter hvorpå en dykker observerer en given parameter - her dækningsgrader af ålegræs) i og omkring projektområdet i 2008 til bestemmelse af de eksisterende forhold. Som det ses af Figur 2-9, fandtes der på det tidspunkt høje dækningsgrader af ålegræs øst for Fiskerihavnen (100 %).

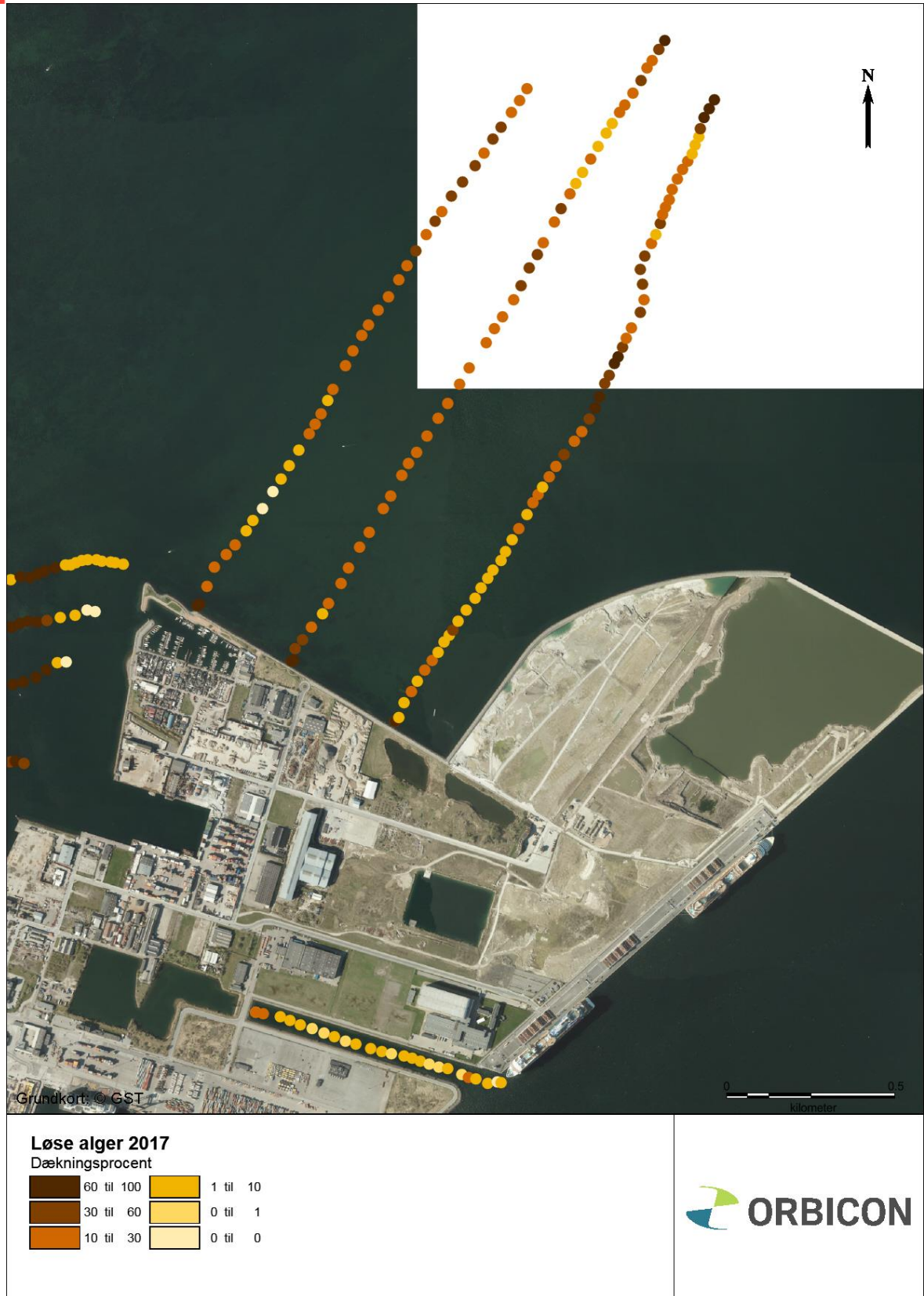


Figur 2-9. Dækningsgrader af ålegræs fundet ved paravanedyk i oktober 2008 i forbindelse med VVM af Nordhavnsudvidelsen (Naturfocus, 2009).

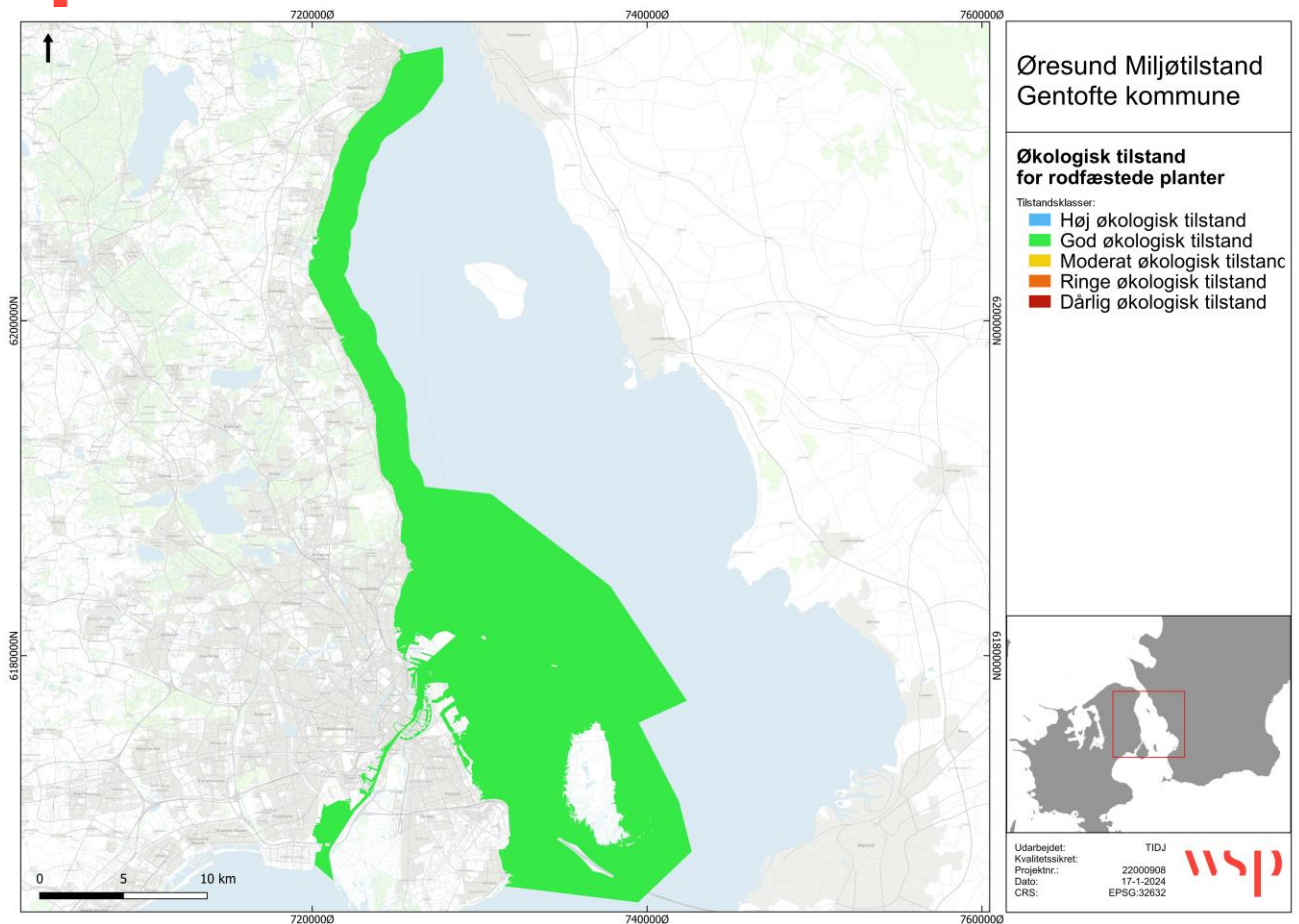
I samme område blev der ved vegetationsundersøgelsen i 2017 (Orbicon, 2018) og feltundersøgelserne i forbindelse med KBH05 projektet i 2023 (WSP, 2023a) ligeledes fundet sammenhængende ålegræsbede, men dog med betragtelig lavere dækningsgrader (maks. 70 % begge år, se Figur 2-10). Desuden var området begge år præget af tykke måtter af sammenskyllt fedtemøg (Figur 2-11 og Figur 2-12).



Figur 2-10. Dækningsgrader af ålegræs ved Nordhavn. Data er fra vegetationsundersøgelserne foretaget i 2017 (Orbicon, 2018).



Figur 2-11. Dækningsgrader af sammenskyttet, løse makroalger (primært fedtemøg). Data er fra vegetationsundersøgelserne i 2017 (Orbicon, 2018).

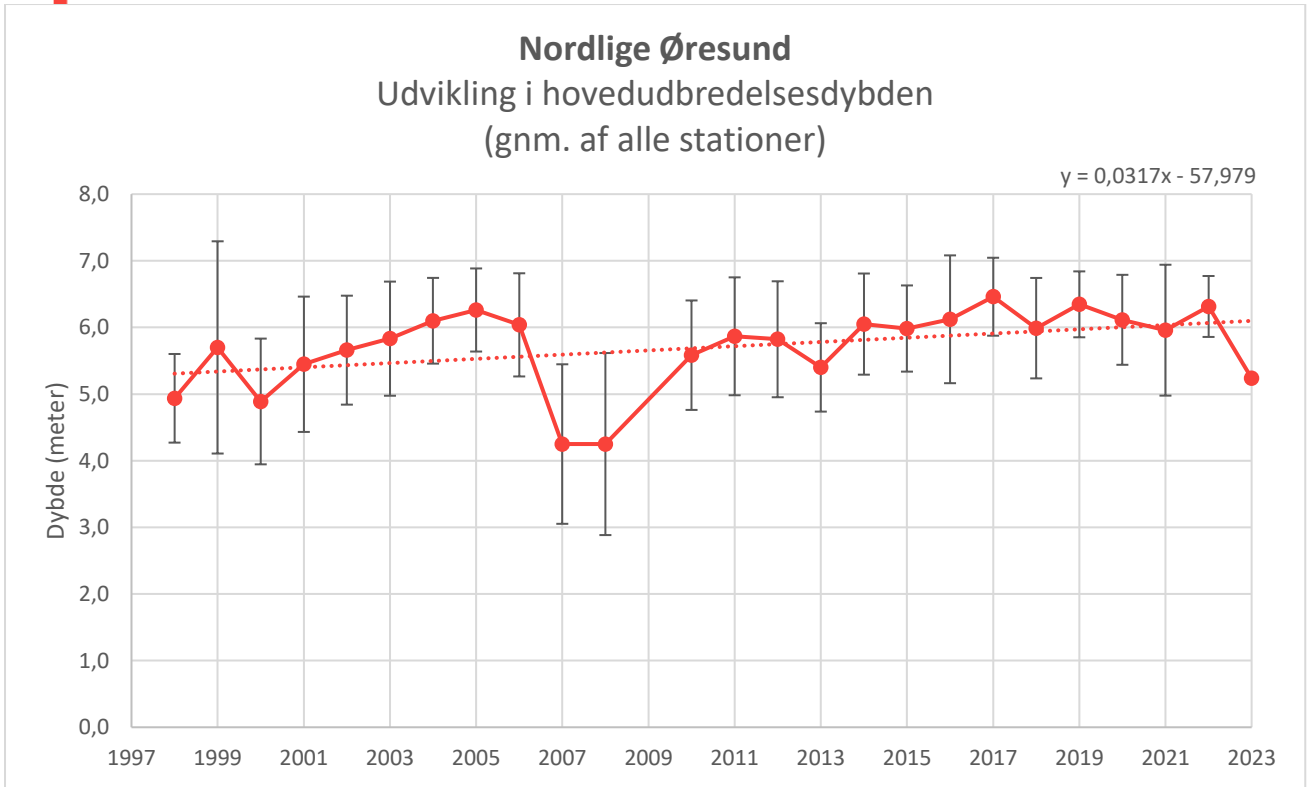


Figur 2-13. Tilstandsvurdering for kvalitetselementet 'rodfæstede planter' (ålegræs) i Nordlige Øresund baseret på dybdegrænsen for hovedudbredelsen i perioden 2014-2019. Farveskalakategorier referer til tilstandsklassificeringen efter Vandrammedirektivet.

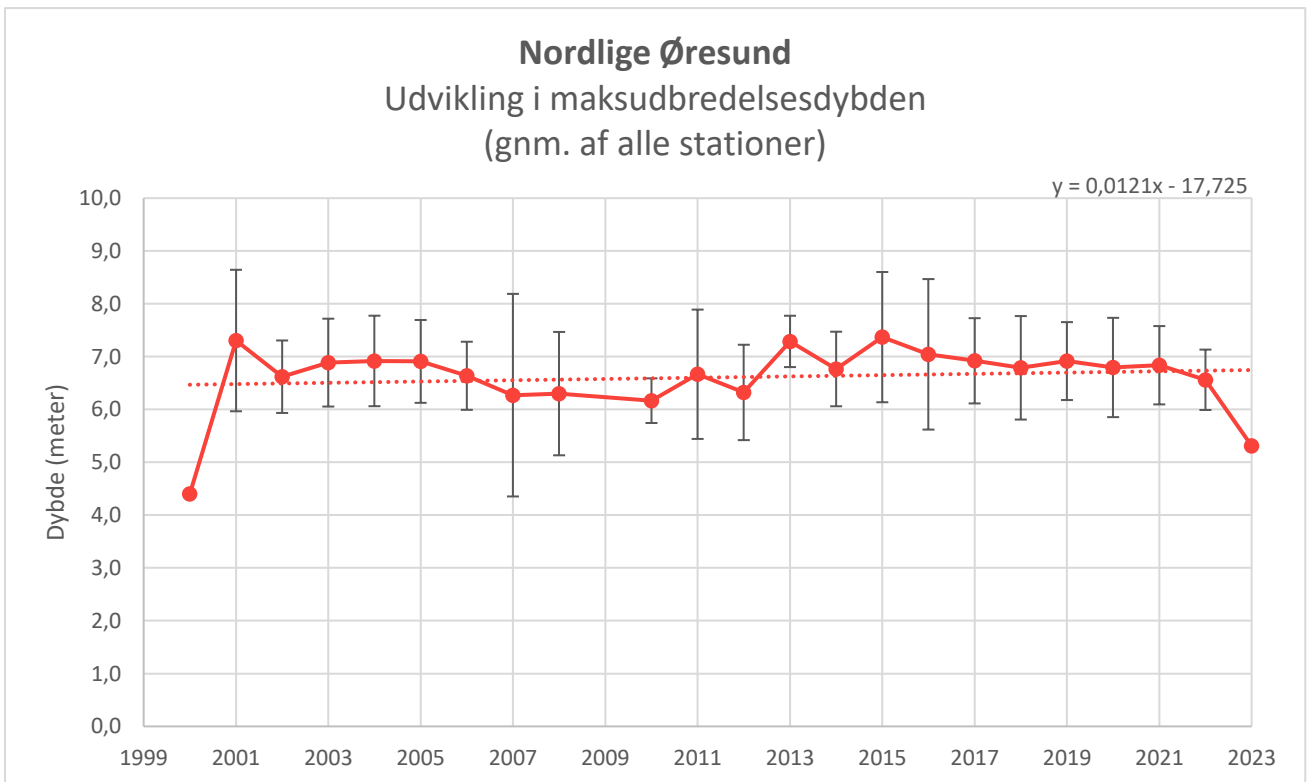
Udviklingen i dybdegrænserne (hoved- og maksudbredelsesdybden) for ålegræs inden for Nordlige Øresund er analyseret på baggrund af NOVANA-data indsamlet fra samtlige stationer inden for vandområdet. For hovedudbredelsesdybden er data indsamlet over perioden 1998-2023 og som det ses af Figur 2-14 er der en svagt stigende tendens over hele overvågningsperioden. Det skal bemærkes, at der for 2023 kun er et enkelt datapunkt, der ligger til grund for den gennemsnitlige hovedudbredelsesdybde for hele vandområdet (station 97200061 - Saltholm N, tr.10, hovedudbredelsesdybde = 5,2 m i 2023), og data fra 2023 er derfor ikke repræsentativt for hele vandområdet.

Umiddelbart har udviklingen i hovedudbredelsesdybden været relativ stabil i overvågningsperioden med undtagelse af perioden mellem 2006-2007, hvor der var et brat dyk i hovedudbredelsesdybden på 1,7 m (Figur 2-14). I denne periode har der været indsamlet data fra fire stationer fordelt på tværs af vandområdet (fra station 97230017 - Tibberup i nord til station 97210033 - Kastrop, tr.4 i syd), der alle viste relativ store reduktioner i hovedudbredelsesdybden. På den baggrund vurderes udviklingen at være gældende for hele vandområdet.

Udviklingen i den maksimale udbredelsesdybde er analyseret over perioden 2000-2023, hvor der ligeledes ses en svagt stigende tendens (Figur 2-15). Igen gælder det for 2023, at den gennemsnitlige maksudbredelsesdybde for ålegræs inden for vandområdet er baseret på et enkelt datapunkt (station 97200061 - Saltholm N, tr.10, maksimal udbredelsesdybde = 5,3 m) og data fra 2023 er derfor ikke repræsentativt for hele vandområdet.



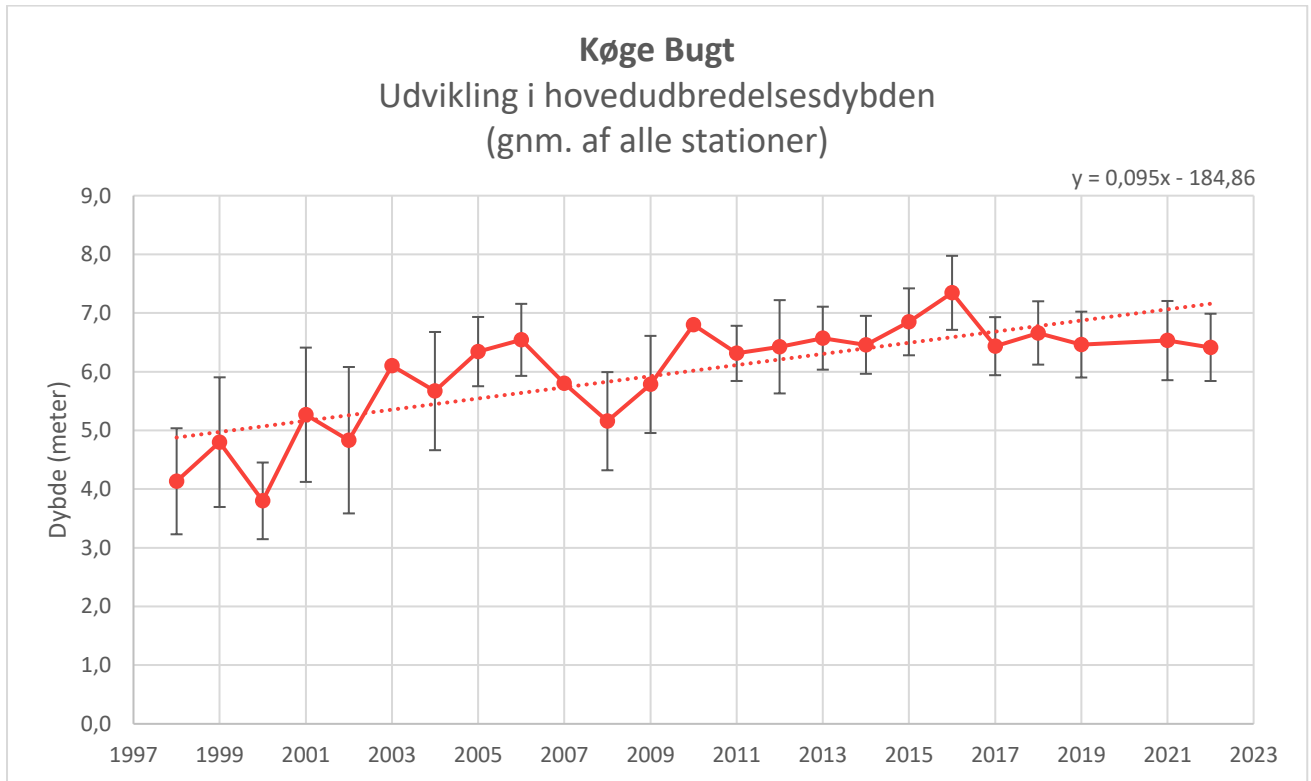
Figur 2-14. NOVANA-data der viser udviklingen i hovedudbredelsesdybden for ålegræs i Nordlige Øresund fra 1998-2023. Stiplet linje angiver tendensen for udviklingen. Bemærk at der kun er en enkelt måling fra 2023.



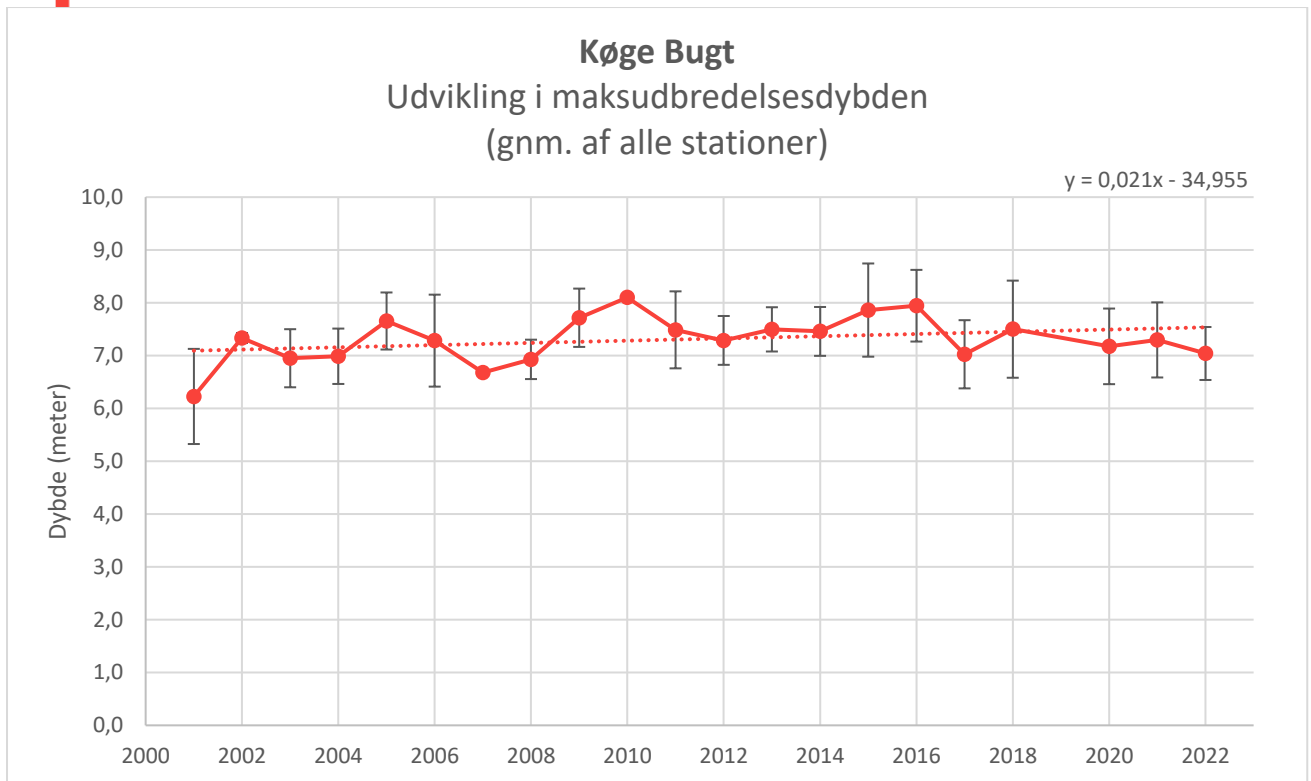
Figur 2-15. NOVANA-data der viser udviklingen i den maksimale udbredelsesdybde for ålegræs i Nordlige Øresund fra 2000-2023. Stiplet linje angiver tendensen for udviklingen. Bemærk at der kun er en enkelt måling fra 2023.

Tidsserier for ålegræssets hoved- og maksudbredelsesdybde i Nordlige Øresund viser generelt en relativ stabil udvikling igennem hele overvågningsperioden, hvilket er i overensstemmelse med seneste afrapportering om ålegræssets udvikling i Øresund (DCE, 2023) samt generelle tendenser i Danmark (Riemann, et al., 2015; Hansen & Høgslund, 2023).

Til sammenligning ses større udsving og en stærkere stigende tendens i både hoved- og maksudbredelsesdybderne i Køge Bugt vandområde i hhv. perioden 1998-2023 (hovedudbredelsen) og 2001-2023 (maksudbredelsen) (se Figur 2-16 og Figur 2-17).



Figur 2-16. NOVANA-data der viser udviklingen i hovedudbredelsesdybden for ålegræs i Køge Bugt fra 1998-2022. Stiplet linje angiver tendensen for udviklingen.



Figur 2-17. NOVANA-data der viser udviklingen i den maksimale udbredelsesdybde for ålegræs i Køge Bugt fra 2001-2022. Stiplet linje angiver tendensen for udviklingen.

Den aktuelle dybdegrænse for ålegræssets hovedudbredelse i Køge Bugt er 6,8 m (beregnet på baggrund af årsmidler i perioden 2014-2019 for alle stationer inden for vandområdet), og målsætningen på 7 m er altså ikke er nået endnu.

PÅVIRKNINGER PÅ ÅLEGRÆSSETS UDBREDELSE I/NÆR GENTOFTE'S KYSTOMRÅDE

Ekstreme vejrhændelser kan give anledning til regionale effekter på ålegræssets udbredelsesforhold, og det er muligt at de dyk, der ses i hovedudbredelsen for vandområderne og ved station 97220011 (Charlottenlund tr. 3), skyldes flere vejrrekorder i perioden 2006-2007. Storme og kraftigt snevejr prægede vinteren 2007, og kan have givet anledning til den rekordlave sigtdybde målt i Nordlige Øresund januar/februar samme år (Figur 2-22). Sommeren 2007 bød på våde sommermåneder, der sandsynligvis har udmøntet sig i de høje kvælstofkoncentrationer og lav sigtdybde i Nordlige Øresund målt i samme periode (Figur 2-34 og Figur 2-22). For Køge Bugt er der for næringsstofkoncentrationer ikke data fra 2007 (se Figur 2-34), og det kan derfor ikke udledes om de samme forhold har været gældende her. Kombineret med et usædvanligt varmt og solrigt efterår, kan dette have ledt til optimale forhold for hurtigvoksende alger med en kaskade af negative effekter til følge, herunder forringede lysforhold, øget omsætning i havbunden og risiko for lokale iltsvind. Ålegræsset lader altså til at have været underlagt et massivt pres i perioden 2006-2007, der har resulteret i store tab i både dækningsgrader og dybdeudbredelse i vandområderne, herunder også ud for Gentofte Kommunes kyst. På vandområdeniveau, ser ålegræsset dog ud til hurtigt at genvinde det tabte areal igen, og efter ca. 4-5 år er dybdeudbredelsen igen på niveau før dykket mellem 2006-2007. Idet der ikke er data for perioden 2007-2016 ved station 97220011 ud for Charlottenlund, er det ikke til at sige om ålegræsset udviser samme resiliens (robusthed) overfor tab i havområdet ud for Gentofte Kommunes kyst. Data fra 2019-2022 vidner dog umiddelbart om at ålegræsset er i stand til at modstå markante reduktioner i dybdeudbredelsen med kun få års genetableringstid (Figur 2-1).

Dykket i hovedudbredelsen ved Charlottenlund er sammenfaldende med lav sigtdybde (for jan/feb) og forhøjede næringsstofkoncentrationer (gennemsnit for året) i den åbne del af Øresund (st. 97200002) målt i 2019 (Figur 2-22, Figur 2-35 og Figur 2-36). Desuden vidner de større ansamlinger af fedtemøg i Svanemøllebugten om at nærområdet i perioder kan være presset. Kombinationen af reduceret

lystilgængelighed i de i forvejen lysbegrænsede måneder og øget tillædning af næringsstoffer, kan have været årsag til samme kaskade af negative effekter, som sås på vandområdeniveau mellem 2006-2007.

Ålegræsset ud for Gentofte Kommunes kyst udbreder sig dog relativt hurtigt igen til de dybere dele af området og hovedudbredelsen er allerede i 2022 næsten på niveau med 2019. Ålegræsset langs kysten ved Gentofte Kommune lader altså til at have en vis resiliens overfor påvirkninger. De mange blomsterskud, der blev fundet ud for Hellerup i 2023 (WSP, 2023a), indikerer at området's ålegræsbede bevarer sig selv igennem et miks af seksuel og vegetativ vækst. Bedene rummer derfor sandsynligvis en vis grad af genetisk diversitet, der menes at fremme resiliensen hos ålegræs (Hughes & Stachowicz, 2004).

Billedet er dog et andet på lavere vanddybder (2-3 m), hvor det kystnære tab af ålegræs i Svanemøllebugten (Figur 2-5), er afspejlet i samtlige stationer inden for vandområde Nordlige Øresund, hvor der har været store reduktioner i ålegræssets dækningsgrad på 2-3 m dybde siden 2006 (data ikke vist i nærværende rapport). Især ud for Taarbæk ved station 97220010, er ålegræs på lavt vand forsvundet siden 2006, hvorimod det i nogen grad er vendt tilbage ud for Charlottenlund ved station 97220011. Her er den gennemsnitlige dækningsgrad gået fra 98 % i 2006 til 16 % i 2017, og ved seneste måling i 2022 var dækningsgraden 65 % på dybder mellem 2-3 m. Den manglende genindvandring af ålegræs inden for 2-3 m dybdezone i Nordlige Øresund over en periode på knap 20 år, vidner om at ålegræsset ikke har den samme resiliens overfor påvirkninger i de lavvandede dele som for de dybere dele af bedene. 2-3 m zonen er sandsynligvis både mere påvirket i forhold til strøm og bølgeenergi samt i højere grad udsat for ekstreme variationer i temperatur og iltforhold, der kan hindre ålegræssets udbredelse til denne zone.

Vandområde Nordlige Øresund, herunder havmiljøet ud for Gentofte Kommunes kyst er i 'god økologisk tilstand', da hovedudbredelsesdybden er på 6,4 m, og den gældende målsætning er på 6,3 m. Dog kan det nuværende miljømål for ålegræssets hovedudbredelsesdybde i Nordlige Øresund på 6,3 m være underestimeret i forhold til den reelle referencetilstand for ålegræs inden for vandområdet. Dette grundet at Københavns Havn (vandområde ID 9) blev sammenlagt med Nordlige Øresund (vandområde ID 6) i forbindelse med udarbejdelsen af tredje generations vandområdeplaner (Erichsen, Møhlenberg, Timmermann, Christensen, & Göke, 2019), og at reference- og grænseværdier i den forbindelse blev tilpasset den nye afgrænsning af vandområderne. For det sammenlagte vandområde, Nordlige Øresund, blev en ny referenceværdi på ålegræssets dybdeudbredelse fastlagt på baggrund af historiske data indhentet fra start 1880'erne til 1930, der skulle repræsentere ålegræssets dybdeudbredelse i en upåvirket (fra antropogene kilder) tilstand (Krause-Jensen & Rasmussen, 2009). Idet Øresund sandsynligvis har været påvirket af udledninger fra København i 1900-tallet, er de historiske data, der ligger til grund for referenceværdien, derfor muligvis ikke retvisende for ålegræssets dybdeudbredelse under upåvirkede forhold. Til sammenligning ville miljømålet have været hhv. 7,6 m eller 8 m, hvis den modellerede eller typespecifikke referenceværdi for vandområdet var blevet anvendt (Timmermann, Christensen, & Erichsen, 2020), og dermed væsentlig højere end det gældende miljømål på 6,3 m.

OPSUMMERING - VURDERING AF HAVMILJØETS TILSTAND UD FRA ÅLEGRÆS

Generelt ser det ud til at forholdene langs kysten ved Gentofte Kommune understøtter vækst af ålegræs. Flere steder står ålegræs med høje dækningsgrader og blomsterplanterne forekommer ud til dybdegrænsen for hovedudbredelsen, der jf. vandområdeplanerne, klassificerer tilstanden som 'god økologisk tilstand' for ålegræs.

Udviklingen i ålegræssets dybdeudbredelse langs Gentofte Kommunes kyst har generelt været negativ i perioden 1998-2022, der særligt skyldes et udpræget dyk i både hoved- og maksudbredelsesdybden i perioden 2019-2021. Desuden har der været en støt negativ tendens for både hoved- og maksudbredelsen af ålegræs ved Charlottenlund i perioden 2005-2018. Der foreligger ikke data for hele perioden, og det kan derfor ikke siges om nedgangen har været negativ over hele perioden eller om den skyldes et brat dyk inden for en kortere årrække. Det er dog værd at bemærke, at et tilsvarende markant fald i dybdeudbredelsen blev registreret i begge vandområder mellem 2006-2007 (Nordlige Øresund) og 2006-2008 (Køge Bugt) og det er derfor muligt, at der har været tale om effekter på regional skala.

Udsvinget i hovedudbredelsen ud for Charlottenlund mellem 2019-2021 kunne ikke tilskrives generelle tendenser på vandområdeniveau, hverken for Nordlige Øresund eller Køge Bugt. Faldet i ålegræssets hovedudbredelse ved Charlottenlund lader til at have været af helt lokal karakter, idet samme tendens heller ikke kunne påvises ved nærliggende NOVANA-stationer inden for vandområdet i samme periode (Danmarks Miljøportal, 2024). At faldet har været af lokal karakter, understøttes af vegetationsundersøgelserne i Svanemøllebugten, hvor hovedudbredelsesdybden blev reduceret med 0,7 m mellem 2017-2022.

Generelt ses det, at der over en periode på knap 20 år, er en manglende genindvandring af ålegræs inden for 2-3 m dybdezonen i Nordlige Øresund. Denne zone er sandsynligvis mere påvirket både i forhold til strøm og bølgeenergi og er i højere grad udsat for ekstreme variationer i temperatur og iltforhold, hvilket kan hindre ålegræssets udbredelse til denne zone. Dette vidner om, at ålegræsset ikke har den samme resiliens overfor påvirkninger i de lavvandede dele som for de dybere dele af bedene.

2.1.2 BUNDFAUNA

Bundfauna er en anden organisme, der bruges som miljøindikator, og som også indgår som kvalitetselement i regi af Vandrammedirektivet til at vurdere et vandområdes økologiske tilstand (Vandplandata, 2023). Bundfauna betegner dyr der lever i relation til havbunden, og de deles op i hhv. blødbundsfauna og hårdbundsfauna, hvor blødbundsfauna som lever i (infauna) og på (epifauna) havbunden, og hårdbundsfauna er tilknyttet faste substrater, som fx sten. I NOVANA-sammenhænge, og i nærværende notat, er det blødbundsfauna-data der benyttes, og når der i teksten herefter refereres til 'bundfauna', er det blødbundsfauna der er tale om.

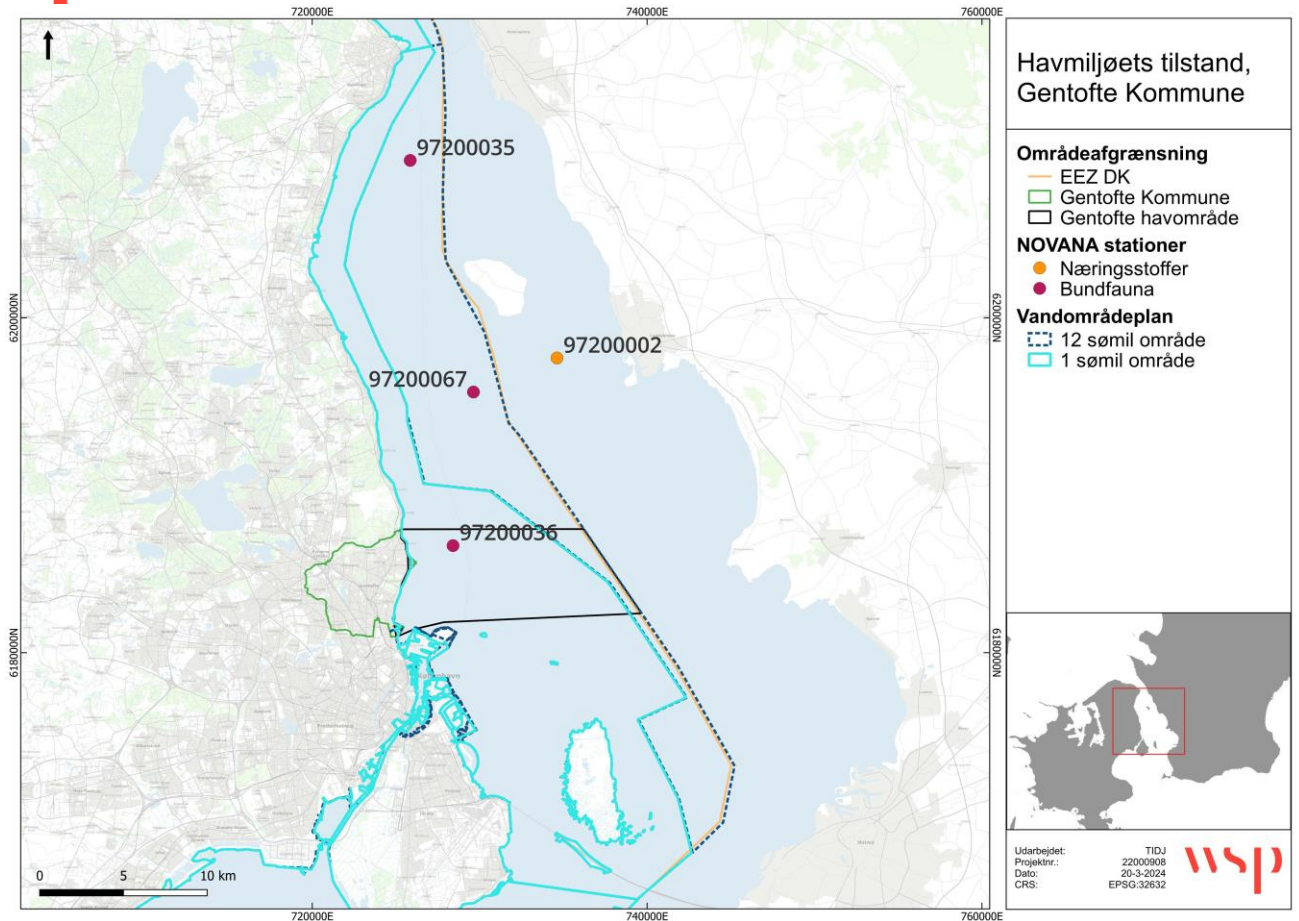
Bundfaunaen er, foruden at være fødeemne for eksempelvis fisk og fugle, vigtige for omsætningen, dvs. nedbrydningen af organisk stof ved havbunden (Hansen & Høgslund, 2023). De fleste bundfaunaarter er stedfaste samt flerårige, og vil derfor i høj grad påvirkes af det omkringliggende miljø. Dette betyder også, at deres artssammensætning, artsrigdom, biomasse og tætheder kan bruges til at sige noget om havmiljøet, og om der eksempelvis har været negative påvirkninger/forstyrrelser over en længere periode. Generelt vil man se, at højere eutrofiering vil resultere i højere biomasse af bundfauna, men også at artssammensætningen har betydning for, hvordan havmiljøets tilstand er. Eksempelvis er nogle bundfaunaarter tilpasset et miljø, der er påvirket af eutrofiering og andre presfaktorer, mens andre arter vil være til stede og dominere, hvis havmiljøet er i balance og ikke påvirket af ydre presfaktorer (Borja et. al., 2000; Hansen & Høgslund, 2023). I et eutrofieret område vil man forvente, at artsdiversiteten, dvs. antallet af forskellige arter der er til stede, vil være lavere end i et havmiljø, der er i balance og god tilstand. Således vil man kunne bruge artssammensætningen og artsdiversiteten af bundfauna til at sige noget om miljøtilstanden (Borja et. al., 2000; Hansen & Høgslund, 2023).

Eksempelvis kan software-programmet AMBI (AZTI Marine Biotic Index) bruges til at vurdere miljøtilstanden, baseret på indsamlet bundfaunadata, såsom det data der indsamles i NOVANA-programmet. AMBI-indekset er et marinbiologisk indeks, som er udviklet til bundfaunaen i europæiske fjorde, kyster og havområder med henblik på at vurdere effekterne som følge af eutrofiering på baggrund af den individuelle tæthed i fem økologiske faunagrupper, som er klassificeret efter deres følsomhed/tolerance over for miljømæssige stressfaktorer (Borja et. al., 2000). En høj tæthed og dominans af arter, der kan tolerere høje næringsstofkoncentrationer (eutrofiering), afspejles således i AMBI, som i dette tilfælde vil have en høj værdi. AMBI spænder fra 0-7, hvor 7 er et azoisk bundsamfund (dvs. 'uden liv') og beskriver derfor et havmiljø der er 'ekstremt forstyrret' (Borja et. al., 2000)). Modsat vil dominans og høje tætheder af arter, der er følsomme overfor eutrofiering, give et lavt AMBI-indeks.

I Danmark er der derudover udviklet et kvalitetsindeks, DKI (det danske kvalitetsindeks), til at vurdere et vandområdes økologiske tilstand i henhold til EU's vandrammedirektiv. DKI kombinerer bl.a. artsdiversiteten (udtrykt som Shannon-Wiener) og graden af følsomhed/stresstolerance i bundfaunasamfundet fra AMBI-indekset (Borja et. al., 2000), som beskrevet ovenfor. Arts- og individantal indgår også i beregningen af DKI (Josefson, 2009). DKI kan være mellem 0 og 1, hvor 0 er azoiske forhold (dvs. 'uden liv') og 1 den højeste tilstand/kvalitet. I nedenstående vurdering, er det DKI-værdier der præsenteres i NOVANA-rapporter, der bruges til at vurdere miljøtilstanden.

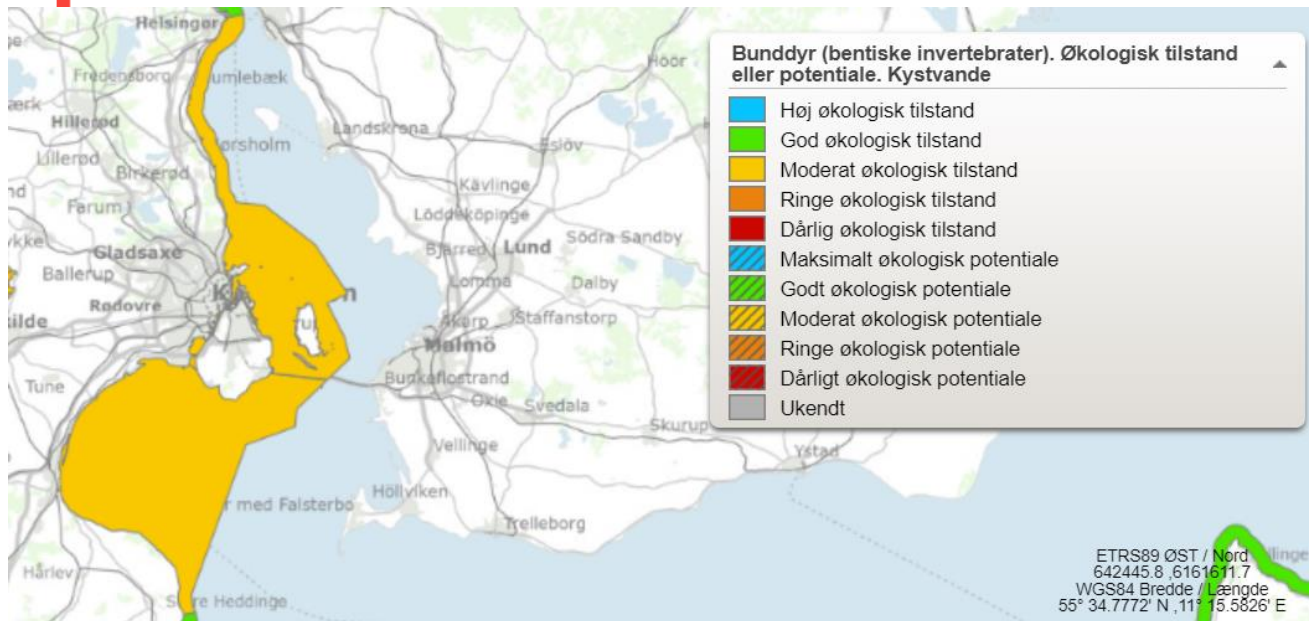
TILSTAND OG UDVIKLING I BUNDFAUNA I NORDLIGE ØRESUND

I NOVANA-sammenhænge er der relativt få år med tilgængelige data på tilstanden af bundfauna (ved DKI-indekset) i Nordlige Øresund. Data, der ligger til grund for tilgængelige beregninger af DKI-indekset, er indsamlet fra 2014 og frem, og det er ikke de samme stationer, hvorfra der er indsamlet data (se Figur 2-18 for de tre NOVANA-stationer med tilgængeligt bundfaunadata, hvorfra DKI-indekset er beregnet).



Figur 2-18. Oversigt over NOVANA-stationer, hvor der er målt næringsstoffer og bundfauna, inden for vandområde Nordlige Øresund. EEZ (Exclusive Economic Zone). 12 sømil-grænsen markerer territorialfarvandsgrænsen. Gentofte Kommunes er markeret med grøn, og sorte streger er ikke en egentlig afgrænsning, men viser hvorfra den sydlige og nordlige kommunegrænse for Gentofte Kommune går ud i havet.

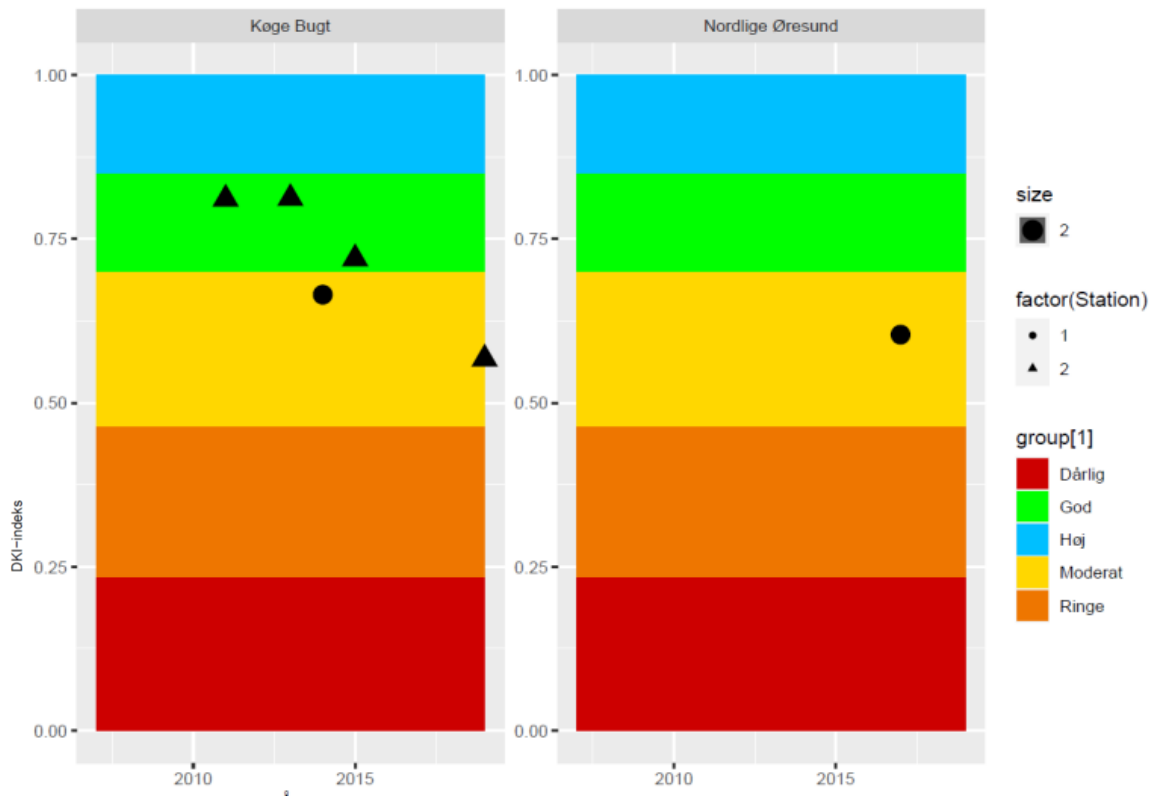
For Nordlige Øresund er det NOVANA-stationen 97200035 – BFTBREV (placeret i området for Taarbæk Rev, dvs. relativt kystnært, Figur 2-18) og 97200036 – BF27 (placeret mere nordpå og lidt længere fra kysten, mellem Humlebæk og Helsingør, Figur 2-18), der ligger til grund for DKI-beregningen, der bruges som et kvalitetselement til at vurdere miljøtilstanden i Nordlige Øresund (Vandplandata, 2023). Baseret på DKI fra 2014-2019, er miljøtilstanden for bundfauna i Nordlige Øresund og Køge Bugt vurderet som værende i 'moderat tilstand' (Vandplandata, 2023). Miljøstyrelsen benytter således ikke DKI-indekset for enkelte år til at vurdere den økologiske tilstand i et vandområde.



Figur 2-19. Tilstandsvurdering for biodiversiteten af bunddyr beregnet ud fra det danske kvalitetsindeks (DKI) (MiljøGIS, 2023). Farve-kategorierne henviser til tilstandsklassifikationen i vandrammedirektivet. Miljømålet for alle vandområder i Øresund er mindst 'god økologisk tilstand' (grøn eller blå). Beregninger af DKI er leveret af MST og er baseret på bundfauna overvågningsdata fra NOVANA-programmet for perioden 2014- 2019. Fra: (Timmermann, et al., 2023).

Som nævnt ovenfor, har Miljøstyrelsen brugt bundfaunadata fra 2014-2019 til at vurdere tilstanden i Køge Bugt og Nordlige Øresund (Vandplandata, 2023), og data fra nogle af NOVANA-stationerne er vist i Figur 2-20, som er præsenteret i Timmermann et al. (2023), hvor man for Køge Bugt kan se udviklingen af DKI. For Nordlige Øresund fremgår udviklingen i DKI ikke, da der kun er et enkelt datapunkt.

Det ses for Køge Bugt, at den økologiske tilstand, baseret på DKI-indekset, er gået fra 'god' (indikeret med grøn på figuren) til 'moderat' (gul), og det ene tilgængelige datapunkt fra Nordlige Øresund viser ligeledes en økologisk tilstand, som er 'moderat' (Figur 2-20).



Figur 2-20. Biodiversiteten af bundfauna målt ved det danske kvalitetsindeks (DKI) i hhv. Køge Bugt og Nordlige Øresund. Trekant og cirkel angiver forskellige stationer i Køge Bugt. Farvekategorierne henviser til tilstandsklassifikationen i vandrammedirektivet (økologisk kvalitetsratioer fremgår af (BEK nr 792 af 13/06/2023)). For Nordlige Øresund indgår kun et enkelt datapunkt fra st. 97200035. Miljømålet for begge vandområder beliggende i Øresund, er som minimum god økologisk tilstand (grøn eller blå). Data er leveret af Miljøstyrelsen og er baseret på monitoring af bundfauna i NOVANA-programmet fra 2011-2019. Figur modificeret fra (Timmermann, et al., 2023).

I NOVANA-sammenhænge indsamles der bundfaunaprøver på station 'Øresund S31' (st. 97200067, Figur 2-18), som er placeret lidt længere ude fra kysten, mellem Skodsborg og Rungsted. DKI-værdierne fra 2018-2021 er præsenteret i NOVANA-rapporterne 'Marine områder' (Hansen & Høgslund, 2023; Hansen & Høgslund, 2021b; Hansen & Høgslund, 2021a; Hansen & Høgslund, 2019; Hansen & Høgslund, 2024). Det ses, at DKI-værdierne har været faldende fra 2018 til 2022 på st. 97200067.

Tabel 2-2. DKI-indeks for NOVANA-stationen Øresund S31 (st. 97200067) rapporteret i NOVANA-rapporterne 'Marine områder' (Hansen & Høgslund, 2023; Hansen & Høgslund, 2021b; Hansen & Høgslund, 2021a; Hansen & Høgslund, 2019; Hansen & Høgslund, 2024).

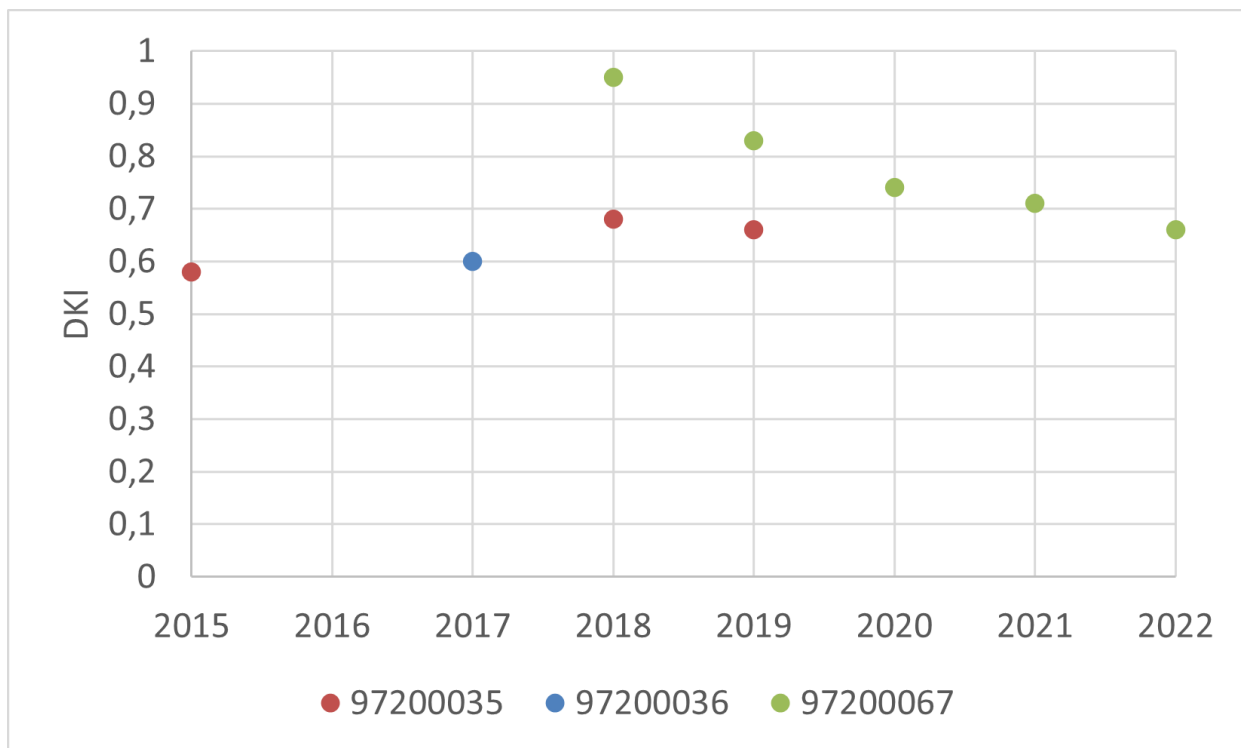
NOVANA-station	2018	2019	2020	2021	2022
Øresund S31	0,95 ± 0,11	0,83 ± 0,04	0,74 ± 0,04	0,71 ± 0,05	0,66 ± 0,05

For at sammenligne DKI-indekset de enkelte år på de tre NOVANA-stationer i Nordlige Øresund, hvor der er indsamlet bundfauna-data, er resultatet for DKI-indekset samlet i Figur 2-21. Der er en enkelt måling fra 2017 på st. 97200036, som ligger et stykke ude i Øresund mellem Skovshoved og Klampenborg (Figur 2-18), hvor DKI-indekset viser, at der er moderat økologisk tilstand.

Som vist på Figur 2-21 stiger DKI-indekset fra 2015 til 2018, og falder lidt igen i 2019 for station 97200035. Tendensen på st. 97200067 er, at DKI-indekset falder fra 2018-2022, hvor DKI-indekset dog er på samme niveau i 2022, som det der blev målt på st. 97200035 i 2018 og 2019. Det ses desuden, at der er stor forskel

på DKI-indekset på de to stationer, hvor der er data fra i 2018 og 2019. Den store forskel de to stationer imellem kan muligvis skyldes forskelle i strøm- og bundforhold mellem områderne, som eksempelvis vil have betydning for, om iltsvind kan udvikles. Der er dog en tydelig tendens i udviklingen på st. 97200067, som indikerer, at havmiljøet forværres fra 2018 til 2022, hvilket ligeledes ses på st. 97200035, hvor DKI er faldende fra 2018 til 2019.

Som nævnt ovenfor, benyttes DKI-værdier fra stationerne 97200035 og 97200036 fra 2014-2019 til at bedømme den økologiske tilstand for vandområde Nordlige Øresund (Vandplandata, 2023). Ser man dog på bundfaunadata indsamlet på st. 97200067, kan bundfaunasamfundet de enkelte år, fra 2018 til 2021, kategoriseres som værende i 'god økologisk tilstand' (DKI-grænseværdien er 0,68 jf. (BEK nr 792 af 13/06/2023)), mens det i 2022 er 'moderat', som også er den samlede vurdering af den økologiske tilstand, når data fra 2014-2019 benyttes (Vandplandata, 2023).



Figur 2-21. DKI-indekset for bundfauna indsamlet på de tre NOVANA-stationer (jf. Figur 2-18) beliggende i vandområde Nordlige Øresund. DKI-indekset for bundfauna på stationerne 97200035 og 97200036 er fra (Vandplandata, 2023), og DKI for bundfauna på station 97200067 er opgivet i NOVANA-rapporterne 'Marine områder' (Hansen & Høgslund, 2023; Hansen & Høgslund, 2021b; Hansen & Høgslund, 2021a; Hansen & Høgslund, 2019; Hansen & Høgslund, 2024). DKI kan være mellem 0 og 1, hvor 0 er azoiske forhold (dvs. 'uden liv') og 1 den højeste tilstand/kvalitet. En DKI-værdi over 0,68 indikerer 'god økologisk tilstand', jf. (BEK nr 792 af 13/06/2023).

OPSUMMERING - VURDERING AF HAVMILJØETS TILSTAND UD FRA BUNDFAUNA

Vandområde Nordlige Øresund, hvor Gentofte Kommunes kyst hører til, samt Køge Bugt, er begge områder der har 'moderat økologisk tilstand', baseret på kvalitetselementet/miljøindikatoren 'bundfauna' (ved DKI-indekset) fra 2014-2019 (Vandplandata, 2023). Der er ikke nogen NOVANA-station i nærhed af Gentofte Kommunes kyst, hvor der for nuværende indsamles data. Den station, der er tættest på, er st. 91200036 (længere ud for Skovshoved/Klampenborg), hvor der dog kun er beregnet et DKI-indeks for 2017. Da kysten langs Gentofte Kommune er en integreret del af Øresund, vil den generelle tendens, der ses i Nordlige Øresund, sandsynligvis også være gældende for havmiljøet langs Gentofte Kommunes kyst.

Bundfaunadata indsamlet i en sammenhængende periode på fem år i Nordlige Øresund viser, at DKI-indekset har været faldende fra 2018 til 2022 (st. 97200067), hvilket indikerer, at der er sket en forværring af bundfaunasamfundet, og at det sandsynligvis går mod i højere grad at være domineret af arter, der er

tolerante overfor stressfaktorer, såsom eutrofiering. Det samme mønster er til sammenligning gældende for Køge Bugt, hvor data dog er fra 2014-2019.

Der er dog kun sammenhængende data fra denne ene station (st. 9700067) i Nordlige Øresund i årene fra 2018 frem til 2022, men det må formodes, at den samme tendens vil være gældende for resten af vandområdet Nordlige Øresund, da det er det samme gennemstrømningsvand, der er i hele vandområdet. Lokale forskelle/forhold, som eksempelvis dybde-, strøm- og bundforhold mellem områder vil dog kunne resultere i, at der kan være forskel i DKI-indekset mellem områder.

2.1.3 SIGTDYBDEN

Sigtdybden (sigtbarhed/vandet klarhed) er en miljøparameter, der kan sige noget om havmiljøets tilstand, da den hænger sammen med mængden af næringsstoffer og organisk stof i vandsøjlen. Sigtdybden kan forværres i tilfælde af perioder med storme/blæst, som kan resultere i, at sediment fra bunden ophvirvles i vandsøjlen. Øget nedbør vil desuden føre til, at der vil være en øget tilførsel af næringsstoffer fra land fra punktkilder (renseanlæg, overløb) samt overfladevand fra landarealer. Et højt næringsstofindhold i vandet vil føre til øget planteplanktonproduktion, som vil forringe sigtbarheden (dvs. sigtdybden vil være lavere). Sigtdybden er altså et direkte mål for koncentrationen af næringsstoffer i havmiljøet. En lavere sigtdybde vil eksempelvis medvirke til, at ålegræssets dybdeudbredelse, dvs. den dybeste dybde hvor ålegræsset kan vokse, er lavere, som også nævnt under afsnittet om ålegræs.

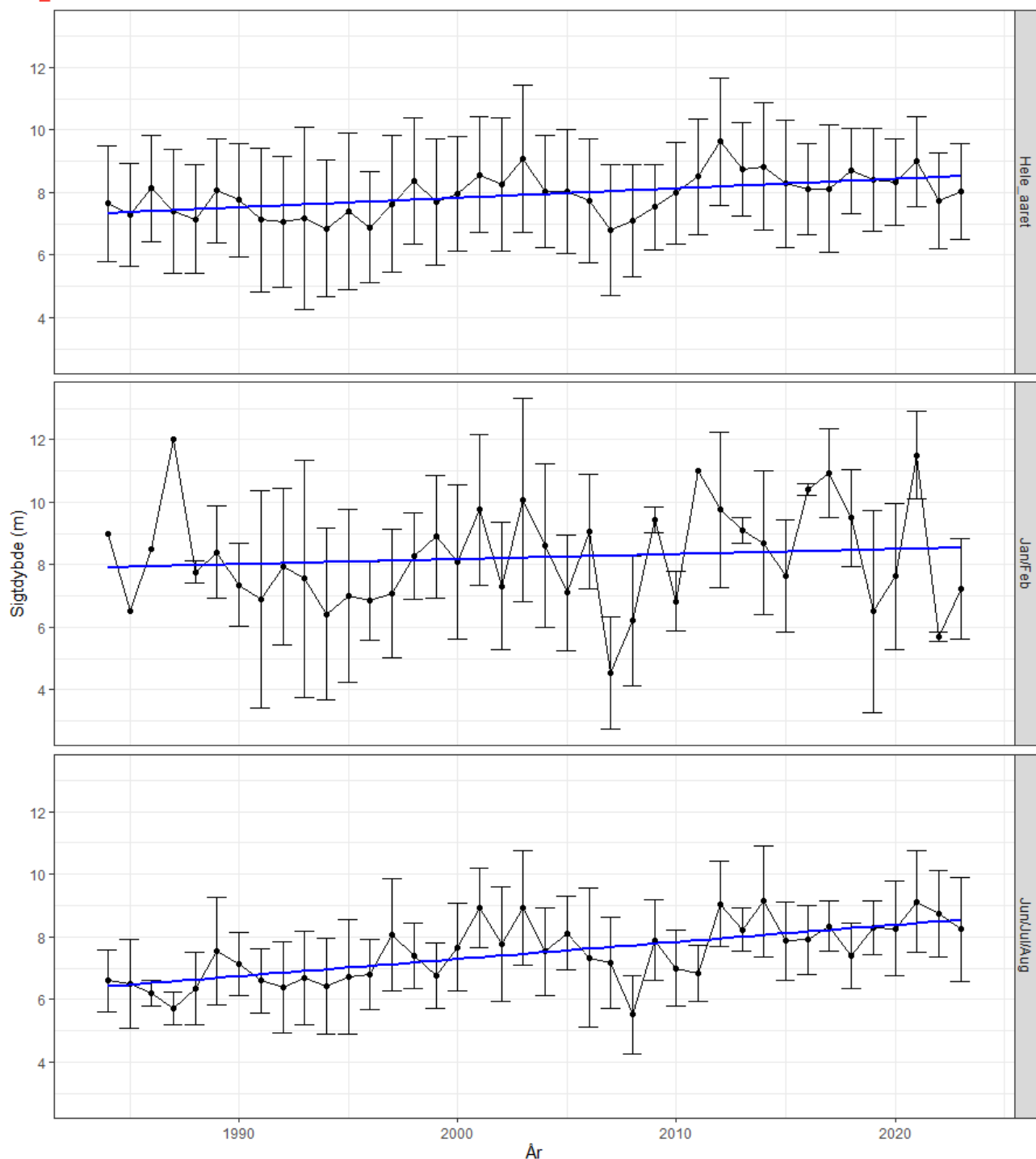
Sigtdybden indgår i vandrammedirektivet som en af flere 'kemiske og fysisk-kemiske elementer der understøtter de biologiske elementer' (BEK nr 792 af 13/06/2023).

TILSTAND OG UDVIKLING I SIGTDYBDEN I NORDLIGE ØRESUND

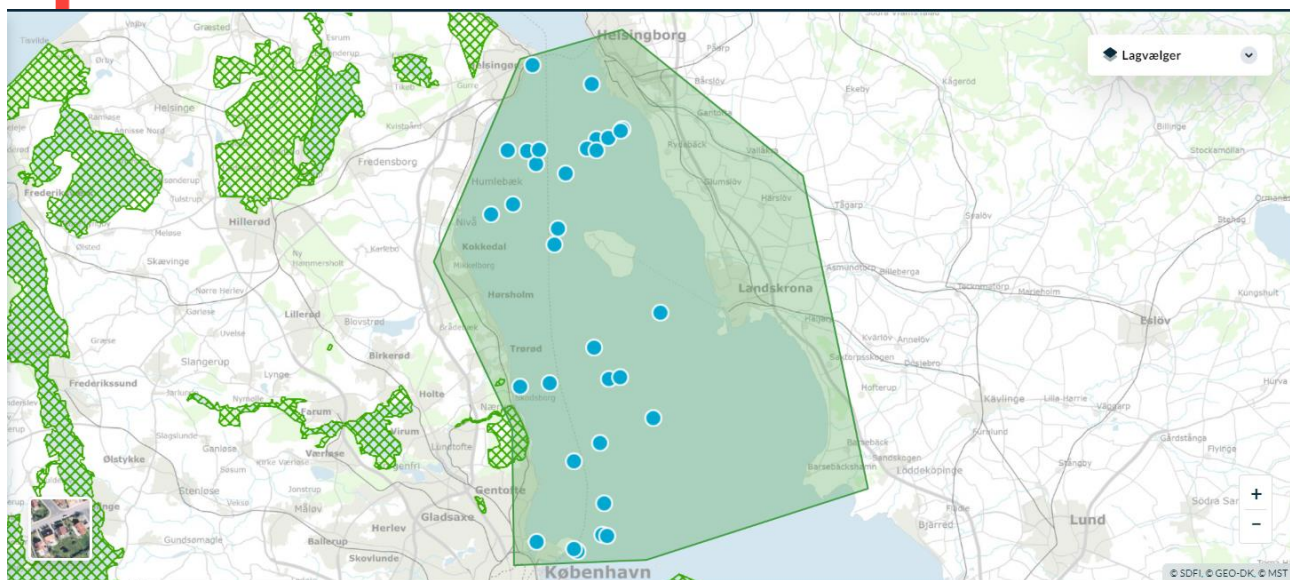
Der er meget få målinger af sigtdybden på kystnære NOVANA-stationer langs Gentofte Kommunes kyst, fra København til Skodsborg (kun data fra 1989-1997 samt 2017 og 2019). I nærværende analyse betragtes derfor den generelle udvikling i sigtdybden for hele Øresund, fra stationer lige ud for Nordhavnen og op til Helsingør (Figur 2-22, Figur 2-23).

Det ses, at der er en generel stigning i sigtdybden (dvs. vandet bliver mere klart) fra 1984 til 2003, men det ses også, at der er variationer mellem år og sæsoner (vinter: jan/feb; sommer: jun/jul/aug). Eksempelvis sker der nogle store fald i vintersigtdybden bl.a. i 2007, 2019 og 2022, og ligeså sker der store fald i sommersigtdybden i 2008 (Figur 2-22). I 2008 var det en våd sommer (DMI), hvilket kan forklare det observerede fald i sigtdybden. Det samme gør sig gældende for vintersigtdybderne i 2007, 2019 og 2022, hvor der de år var regnfuldt og blæsende om vinteren (DMI).

Som det fremgår af Figur 2-22 ser det ud til, at den gennemsnitlige sigtdybde, samt sommer- og vintersigtdybden, har været lidt faldende i 2022 og 2023 sammenlignet med den ellers generelle positive tendens i sigtdybden.



Figur 2-22. Gennemsnitlig sigtdybde (m) ± standardafvigelse for alle NOVAVA-stationer i Øresund, fra Københavns Nordhavn til Helsingør i årene 1984-2023 (se placeringer af stationer på Figur 2-23). Det bemærkes, at der for punkter uden en angivet standardafvigelse, kun har været et enkelt målepunkt. Den blå linje er en lineær regression, det viser tendensen for udviklingen af sigtdybden fra 1984-2023. Data hentet fra (Danmarks Miljøportal, 2023).



Figur 2-23. Kort over stationer (blå cirkler), hvor der er plottet data for sigtdybden i Figur 2-22. Fra (Danmarks Miljøportal, 2023).

OPSUMMERING – VURDERING AF HAVMILJØETS TILSTAND UD FRA SIGTDYBDEN

Sigtbarheden i vandsøjlen (præsenteret som sigtdybden) er en parameter, der indirekte indikerer kvaliteten/tilstanden af havmiljøet, da sigtdybden responderer på tilførsel af næringsstoffer fra land. Høje næringsstoffilførsler kan resultere i vækst af planteplankton, som vil forårsage, at lyset ikke kan trænge lige så dybt ned i vandsøjlen, og sigtdybden vil dermed forværres. Derudover er sigtdybden en parameter som ålegræs er afhængig af, da en lav/dårlig sigtdybde vil resultere i dårlige vækstforhold for ålegræs, som skal bruge lys for at kunne vokse og sprede sig. Derfor vil dårlig sigtbarhed i et område på sigt kunne ses i udbredelsen af ålegræs.

Der er meget få målinger af sigtdybden på kystnære NOVANA-stationer langs Gentofte Kommunes kyst (kun data fra 1989-1997 samt 2017 og 2019 på strækningen fra København til Skovsbo), og derfor bruges den generelle udvikling, der observeres i hele den nordlige del af Øresund, som indikator for, hvordan sigtdybden har været gennem årene fra 1984-2023.

Der er sammenfattende en generel stigning i sigtdybden, dvs. sigtbarheden ned gennem vandsøjlen for hele den nordlige del af Øresund fra 1984-2023, hvor både kystnære og stationer i den lidt dybere dele af Øresund er inkluderet. Dette vurderes overordnet som en positiv tendens for havmiljøet.

Der ses dog nogle ret store udsving fra år til år, specielt i sigtdybden om vinteren (januar/februar), hvilket skyldes våde og blæsende vintre de pågældende år. Specielt ses der nedsat vintersigtdybden i 2007, 2019 og 2022, som sandsynligvis skyldes regnfulde og blæsende vintre.

De sidste to år (2022 og 2023) er der observeret en dårligere/lavere sigtdybde i den nordlige del af Øresund. Hvorvidt det afspejler et kortere udsving eller en tendens må følges over de kommende år.

2.1.4 MILJØFARLIGE STOFFER (MFS)

Miljøfarlige stoffer (MFS) i vandmiljøet kan både være naturligt forekommende og menneskeskabte stoffer, som i for høje koncentrationer kan udgøre en risiko for både dyr, planter og mennesker. Udover at være giftige, er nogle af stofferne svært nedbrydelige, og stofferne vil derfor ophobe sig i miljøet over tid, og kan være svære at fjerne igen. Typiske eksempler på MFS er oliestoffer, tungmetaller, PFAS, flammehæmmere, lægemidler og stoffer, som anvendes i pesticid- og biocidmidler (Miljøministeriet, 2024).

Der findes mange forskellige kilder til miljøfarlige stoffer i vandmiljøet, såsom udledninger fra rensningsanlæg, spildevandsoverløb, regnvandsafstrømning fra byer, klappning af sediment, skibsfart, udvaskning fra deponier, afstrømning fra landbrug, dambrug, havbrug og offshore-aktiviteter ifm. råstofvindning (Miljøministeriet, 2024).. Vandområdeplanerne 2021-2027 indeholder lister over de stoffer som typisk giver anledning til dårlig

kemisk tilstand (overskridelse af miljøkvalitetskravet (MKK)) i et vandområde, samt hvilke kilder disse typisk kommer fra (Miljøministeriet, 2023).

I NOVANA-sammenhænge måles koncentrationer og indhold af MFS i både biota (muslinger og fisk) samt i sediment, og kemiske tilstandsvurderinger for marine vandområder laves på baggrund af disse målinger (Hansen & Høgslund, 2023). Indholdet af MFS i vandprøver indgår ikke i tilstandsvurderingerne. Dette skyldes, at det er mere hensigtsmæssigt at måle MFS i biota og sediment, da MFS kan ophobes i organismer og sediment over tid, hvilket giver et mere præcist billede af den samlede eksponering for MFS i et økosystem, modsat vandprøver som i højere grad er et øjebliksbillede, da der kan være stor udskiftning i vandet bl.a. pga. strøm og vindforhold. Muslinger filtrerer vandet for at få føde, og hvis der er MFS i vandet, vil disse akkumulere/opkoncentreres i deres væv over tid, da muslingerne har svært ved at nedbryde de fleste MFS. Afhængigt af hvilket stof der måles for, vil den målte koncentration repræsentere et integreret niveau over de sidste dage til måneder fra en pågældende station (Hansen & Høgslund, 2023). Da muslinger er stationære organismer, kan de således bruges til at sige noget om den tidlige udvikling af koncentrationen af MFS i et område.

Et højt indhold af MFS i sediment og biota, som overskrider miljøkvalitetskravet (MKK), vil være en indikation på, at havmiljøet er i kemisk dårlig tilstand. I henhold til vandrammedirektivet skal den 'kemiske tilstand' i et vandområde vurderes ud fra indholdet af MFS i biota og sediment (Vandplandata, 2023).

I Tabel 2-3 er angivet en liste over de stoffer, som er årsag til dårlig kemisk tilstand i vandområdet 'Nordlige Øresund', samt hvor stofferne kan forventes at komme fra. Listen er udarbejdet på baggrund af generelle undersøgelser af kilder til MFS i Vandområdeplanerne 2021-2027 (Miljøministeriet, 2023).

Tabel 2-3 Tabel over de stoffer, som er årsag til dårlig kemisk tilstand i vandområdet 'Nordlige Øresund', samt hvor stofferne kan forventes at komme fra.

Stoffer	Kilder
Antracen	Renseanlæg, udvaskning fra ukloakerede ejendomme, regnbetingede udløb (spildevandsoverløb og regnvandsudledninger), atmosfærisk deposition
Bromerede flammehæmmere BDE	Regnbetingede udløb (spildevandsoverløb og regnvandsudledninger), afstrømning fra landbrug, atmosfærisk deposition
Bly	Renseanlæg, udvaskning fra ukloakerede ejendomme, regnbetingede udløb (spildevandsoverløb og regnvandsudledninger), atmosfærisk deposition, udvaskning fra landbrugsarealer, skibsfart
Cadmium	Renseanlæg, udvaskning fra ukloakerede ejendomme, regnbetingede udløb (spildevandsoverløb og regnvandsudledninger), udvaskning fra landbrugsarealer, skibsfart
Kviksølv	Renseanlæg, udvaskning fra ukloakerede ejendomme, regnbetingede udløb (spildevandsoverløb og regnvandsudledninger), atmosfærisk deposition, udvaskning fra landbrugsarealer, skibsfart
Methylnaphthalener	Renseanlæg, udvaskning fra ukloakerede ejendomme
Nonylphenoler	Renseanlæg, udvaskning fra ukloakerede ejendomme, regnbetingede udløb (spildevandsoverløb og regnvandsudledninger), udvaskning fra landbrugsarealer

TILSTAND OG UDVIKLING I MILJØFARLIGE STOFFER (MFS) I NORDLIGE ØRESUND

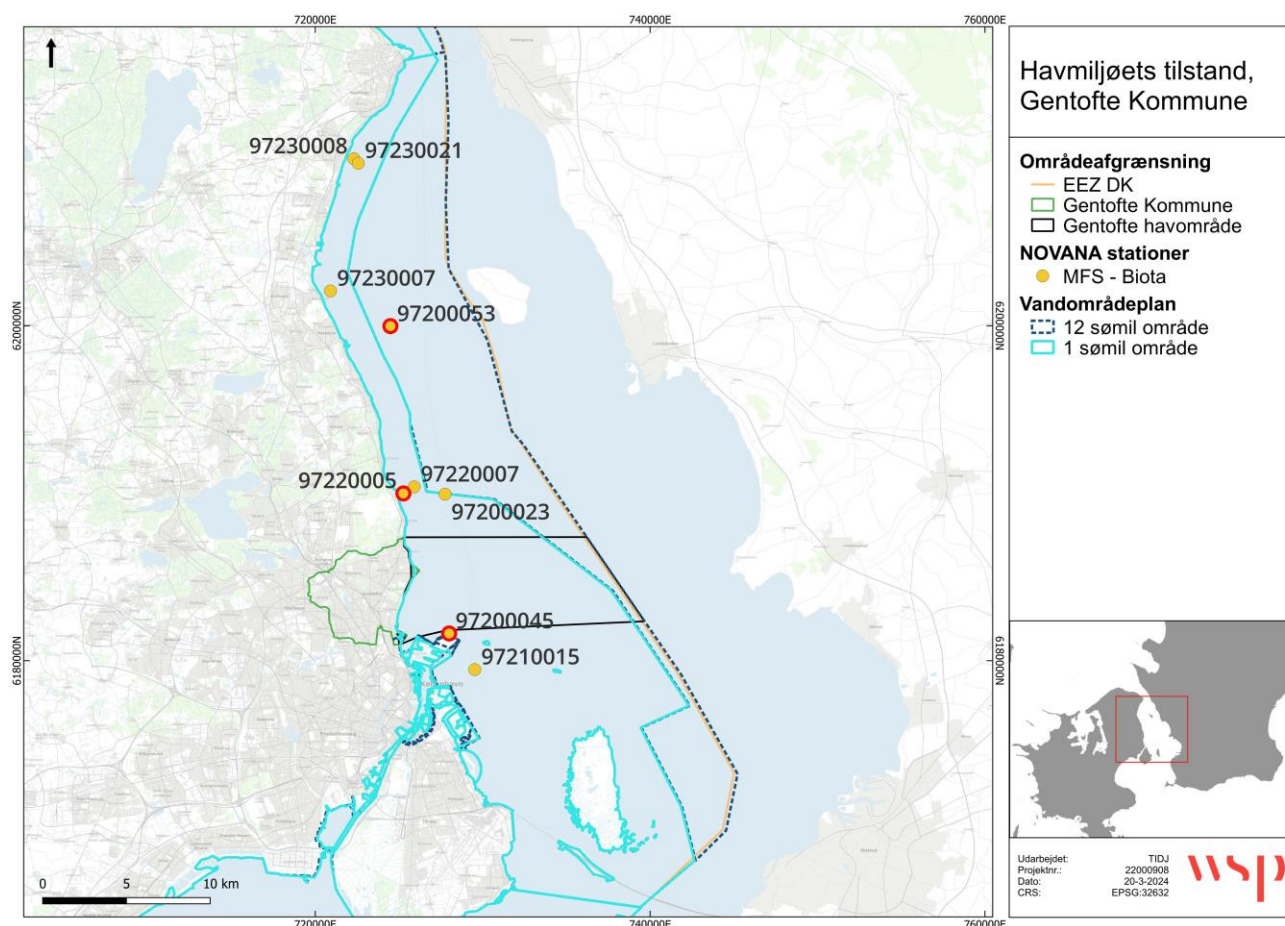
Som beskrevet i afsnit 1.3.1, er vandområdet Nordlige Øresund ved den seneste tilstandsvurdering fra Miljøstyrelsen karakteriseret som værende i ikke-god kemisk tilstand. Årsagen til denne vurdering skyldes manglende overholdelse af miljøkvalitetskravet (MKK) for en række miljøfarlige stoffer i både biota og sediment (se Tabel 1-3 på s. 12). Yderligere lever kvalitetselementet 'nationalt specifikke stoffer' ikke op til kravet for god økologisk tilstand grundet overskridelser af MKK for methylnaphthalener (se Tabel 1-2 på s.12).

I vurderingen af havmiljøets tilstand vil nærværende rapport tage udgangspunkt i de stoffer, som i regi af vandrammedirektivet giver anledning til manglende målopfyldelse.

Nedenfor præsenteres data for MFS i hhv. biota, sediment og badevand, og på baggrund heraf vurderes havmiljøets tilstand i vandområde Nordlige Øresund. Tilstandsvurderingen af havmiljøets tilstand ud for Gentofte Kommunes kyst, er vurderet ud fra de tilgængelige lokale data.

BIOTA

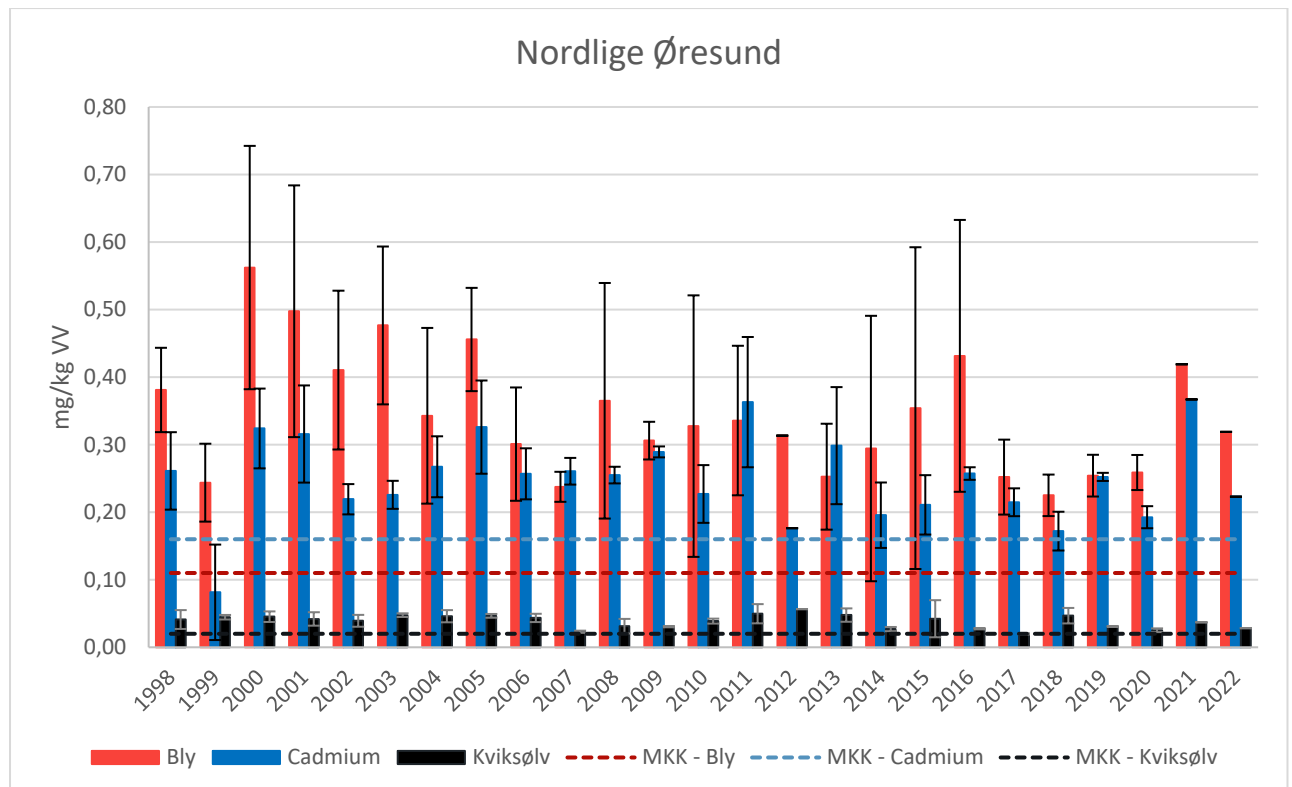
Inden for vandområdet Nordlige Øresund findes der ni NOVANA-stationer (se Figur 2-24), hvor der er målt for MFS i biota. Data fra disse stationer er benyttet til at beskrive den historiske udvikling i koncentration af MFS i Nordlige Øresund. Jf. Tabel 1-3 på side 12, udgør de målte stoffer i biota tungmetallerne bly, cadmium, kviksølv og stofgruppen bromerede flammehæmmere (BDE).



Figur 2-24. Oversigt over NOVANA stationer, hvor der er målt MFS i biota, inden for vandområde Nordlige Øresund. Kilde: (Danmarks Miljøportal, 2023). Stationer med røde ringe indikerer de stationer, som er udtaget til sammenligning nedenfor i Figur 2-27.

På Figur 2-25 og Figur 2-26 ses den gennemsnitlige koncentration af MFS i biota (muslinger) fra 1998 til 2021.

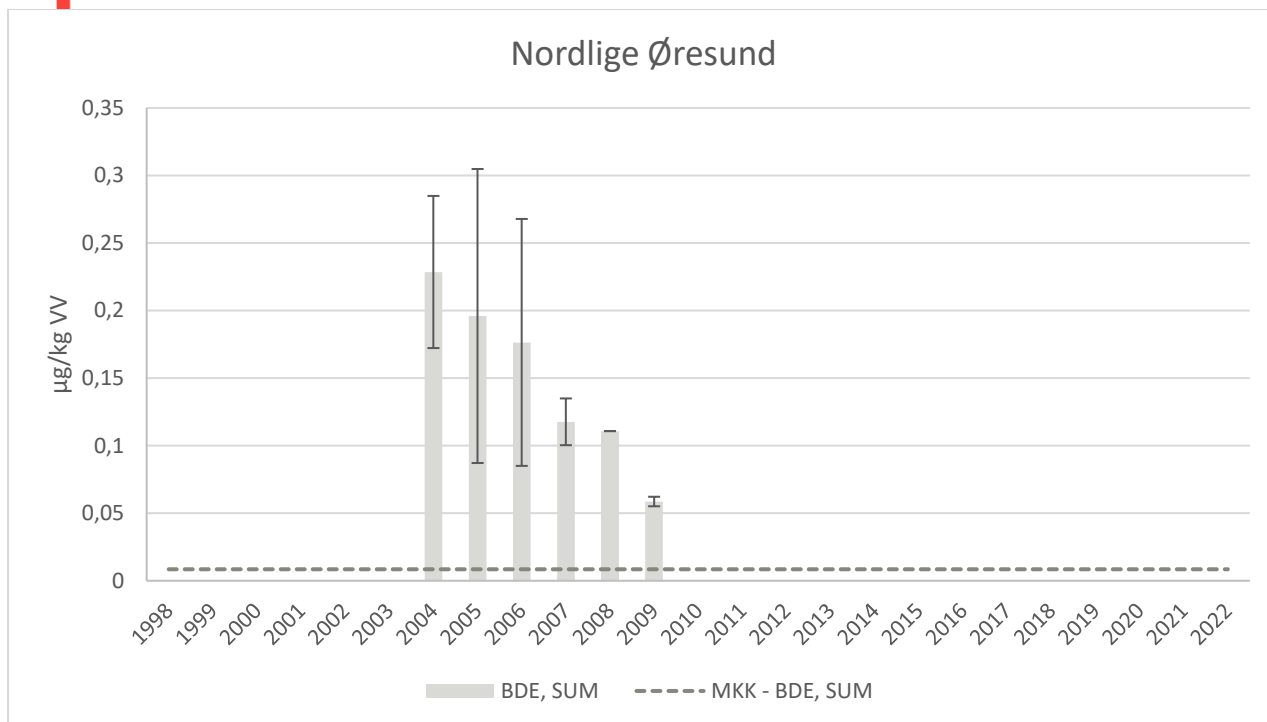
Den historiske udvikling i den gennemsnitlige koncentration af bly, cadmium og kviksølv i biota har siden de første målinger i 1998 i vandområde Nordlige Øresund ikke ændret sig. Årsagen til dette kan være, at både bly, cadmium og kviksølv er grundstoffer, som har lav opløselighed i vand, hvorfor stofferne adsorberer stærkt til og akkumulerer i biota og sedimenter, især det materiale som har højt organisk indhold (Soares et al., 2008; Miljøstyrelsen, 2020; Government of Canada, 2023).



Figur 2-25. Gennemsnitlig koncentration (mg/kg vådvægt (VV)) af bly, cadmium og kviksølv i biota (muslinger), som giver anledning til 'ikke god kemisk tilstand' i vandområde Nordlige Øresund. Stiplede linjer angiver miljøkvalitetskravene (MKK) for stofferne (Danmarks Miljøportal, 2023).

Gennemsnitskoncentration af BDE (bromerede flammehæmmere) i biota (muslinger) er gennemsnittet af den samlede sum af BDE-100, BDE-153, BDE-154, BDE-28, BDE-47 og BDE-99, og er på de anvendte stationer i Nordlige Øresund kun blevet målt i perioden 2004 – 2009, hvor der ses en kraftig nedgang i koncentrationen. Dette er formentlig et udtryk for, at de første BDE'er blev forbudt i 2004, og et yderligere forbud kom i 2006 (Miljøstyrelsen, 2024). Fra Vandplandata fremgår ikke nyere målinger af BDE i muslinger, end de målinger der er præsenteret i Figur 2-26.

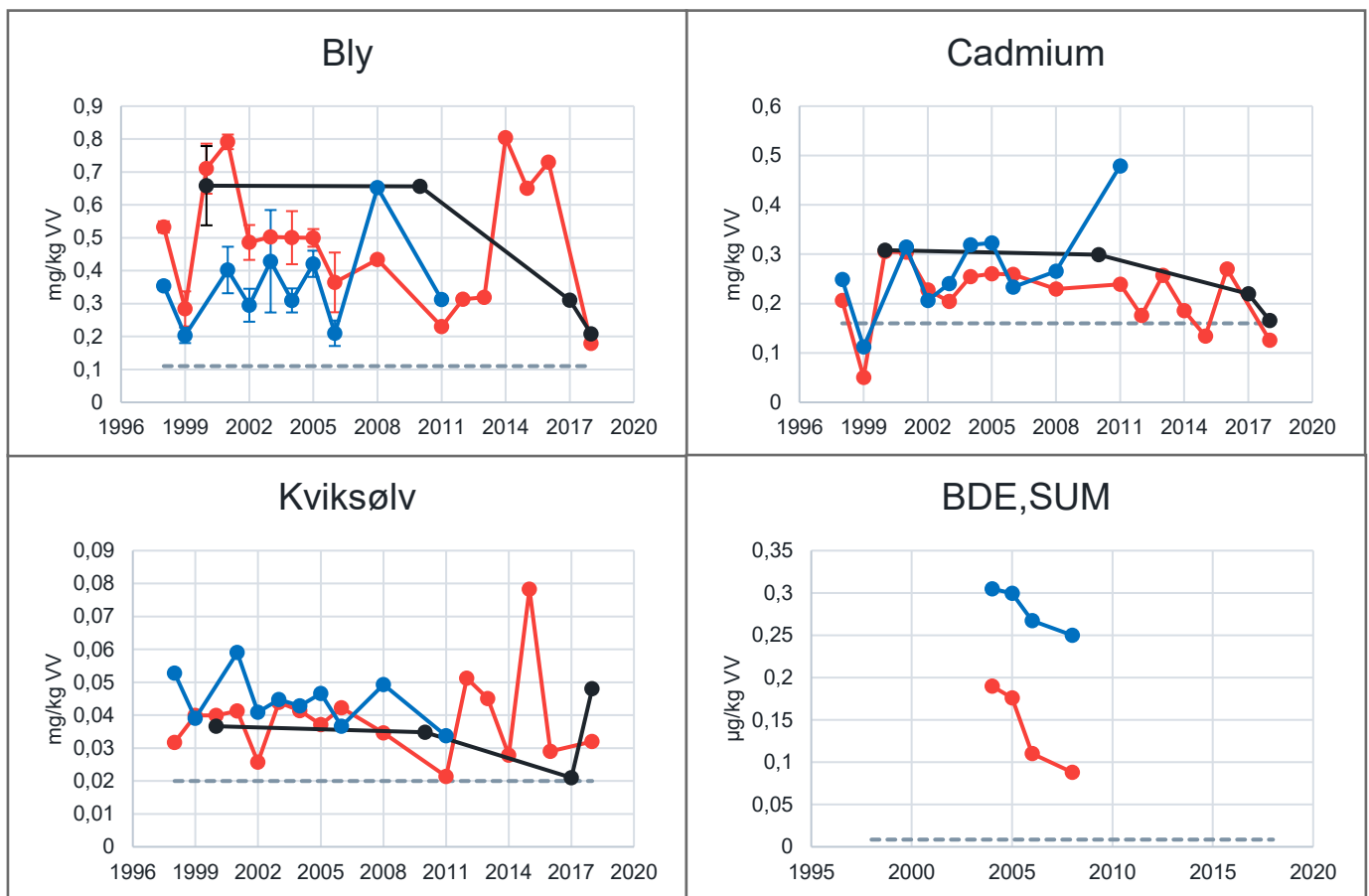
De seneste målinger som ligger på Vandplandata, og som er brugt til tilstandsvurderingen, er fra målestationen 97120110 (som er beliggende i den sydlige del af Københavns Havn), hvor der oplyses et gennemsnit af målinger taget fra 2014-2019, og hvor koncentrationen i biota blev målt til 0,132 µg/kg VV (Vandplandata, 2023). Koncentrationerne fra den nævnte målestation er ikke tilgængelige på Miljøportalen, og målingerne er derfor ikke medtaget i Figur 2-26.



Figur 2-26. Gennemsnitlig koncentration af BDE (µg/kg vådvægt (VV)), SUM i biota (muslinger), som giver anledning til 'ikke god kemisk tilstand' i vandområde Nordlige Øresund (se placering af stationer på Figur 2-24). Stiplet linje angiver miljøkvalitetskravet (MKK) for stoffet (Danmarks Miljøportal, 2023).

På figur 2-27 er sammenlignet koncentrationen af MFS for tre stationer i vandområde Nordlige Øresund: en station ved Nordhavn (st.91200045), syd for Gentofte Kommune, og to stationer nordpå - en kystnært ved Vedbæk (st. 97220005) og en lidt længere ude i Øresund, ud for Hørsholm (st. 97200053) (se Figur 2-24).

Generelt overskrides miljøkvalitetskravet for de fire stoffer: bly, cadmium, kviksølv og BDE (Figur 2-27). Når data fra de forskellige NOVANA stationer sammenlignes, ses der ikke nogen tydelig forskel mellem stationerne. Der ses heller ikke nogen klar tendens i ændring i koncentration for bly, cadmium, og kviksølv over de sidste 20+ år, hvor koncentrationerne af stofferne i biota svinger fra år til år på alle stationer. På samme måde ses der heller ikke nogen klar tendens i den gennemsnitlige koncentration for hele vandområdet (Figur 2-25). Derimod er koncentrationen af BDE i biota faldende (Figur 2-27), ligesom det var tilfældet for gennemsnitskoncentrationen for hele vandområdet (Figur 2-26). Dog er der i NOVANA ikke blevet målt BDE på nogen af de udvalgte stationer siden 2008.

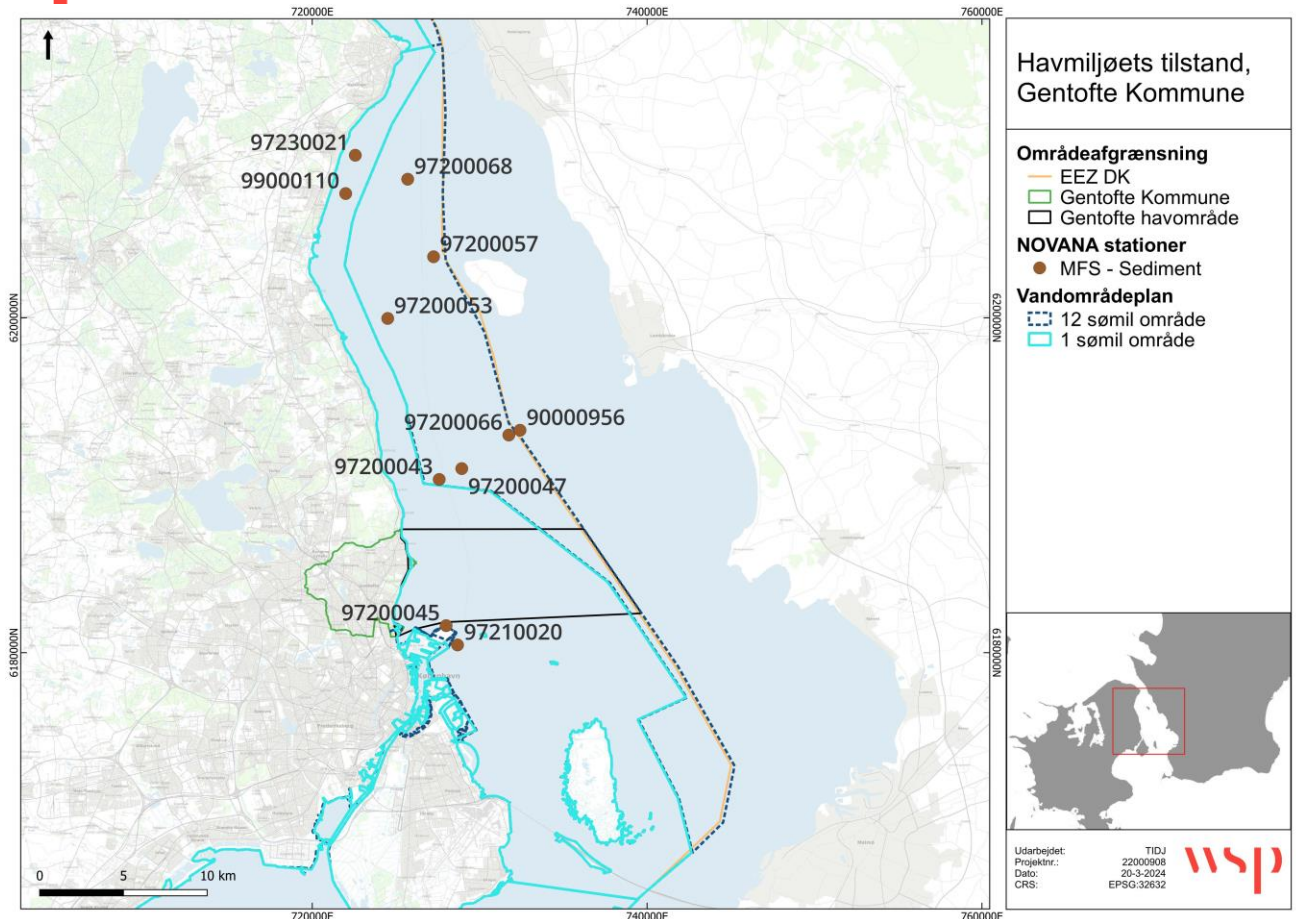


Figur 2-27. Sammenligning af indholdet (mg/kg vådvægt (VV)) af bly, cadmium, kviksølv og BDE (bromerede flammehæmmere) i biota (blåmuslinger) mellem NOVANA stationerne 97200045 (-●-), 97220005 (-●-) og 97200053 (-●-). Miljøkvalitetskravet for hvert stof er repræsenteret med stiplede linje (---). Placering af stationerne kan ses på Figur 2-24 (Danmarks Miljøportal, 2023).

SEDIMENT

Inden for vandområdet Øresund findes der 11 NOVANA stationer, hvor der er målt for MFS i sediment (se Figur 2-28). Data fra disse stationer er benyttet til at beskrive den historiske udvikling i koncentration af MFS i sediment i Øresund. Jf. Tabel 1-2 og 1-3 på s. 12, udgør de målte stoffer, som er årsag til manglende målopfyldelse for god økologisk/kemisk tilstand i sediment, methylnaphtalen, antracen og nonylphenoler.

På Figur 2-29 ses den gennemsnitlige koncentration af de nævnte MFS i sediment fra 2008 til 2021.



Figur 2-28. Oversigt over NOVANA-stationer, hvor der er målt MFS i sediment, inden for vandområde Nordlige Øresund (Danmarks Miljøportal, 2023).

For de to stationer 97200043 og 97200045, som ligger nærmest Gentofte Kommunes område, findes der kun data fra 2008, og derfor er et gennemsnit for alle NOVANA-stationer brugt til at se på den gennemsnitlige koncentration af MFS.

Generelt ses der ikke nogen klar tendens i den gennemsnitlige koncentration af MFS i sediment i vandområde Nordlige Øresund.

- **Methylnaphthalener**

Siden de første målinger i 2008 er der, jf. figur 2-29, sket en stigning i koncentration af methylnaphthalener, men da der ikke er data fra 2012 til 2020, kan det ikke ses, om der er stor fluktuation i koncentrationen, eller om der er en konstant stigning.

- **Antracen**

For antracen er der, jf. figur 2-29, også sket en overordnet koncentrationsstigning siden de første målinger i 2010. Fra 2015 til 2021 sås dog et fald i koncentrationen, men da der mangler data fra 2015 til 2020, kan det ikke afgøres, om faldet blot er et udtryk for fluktuationer.

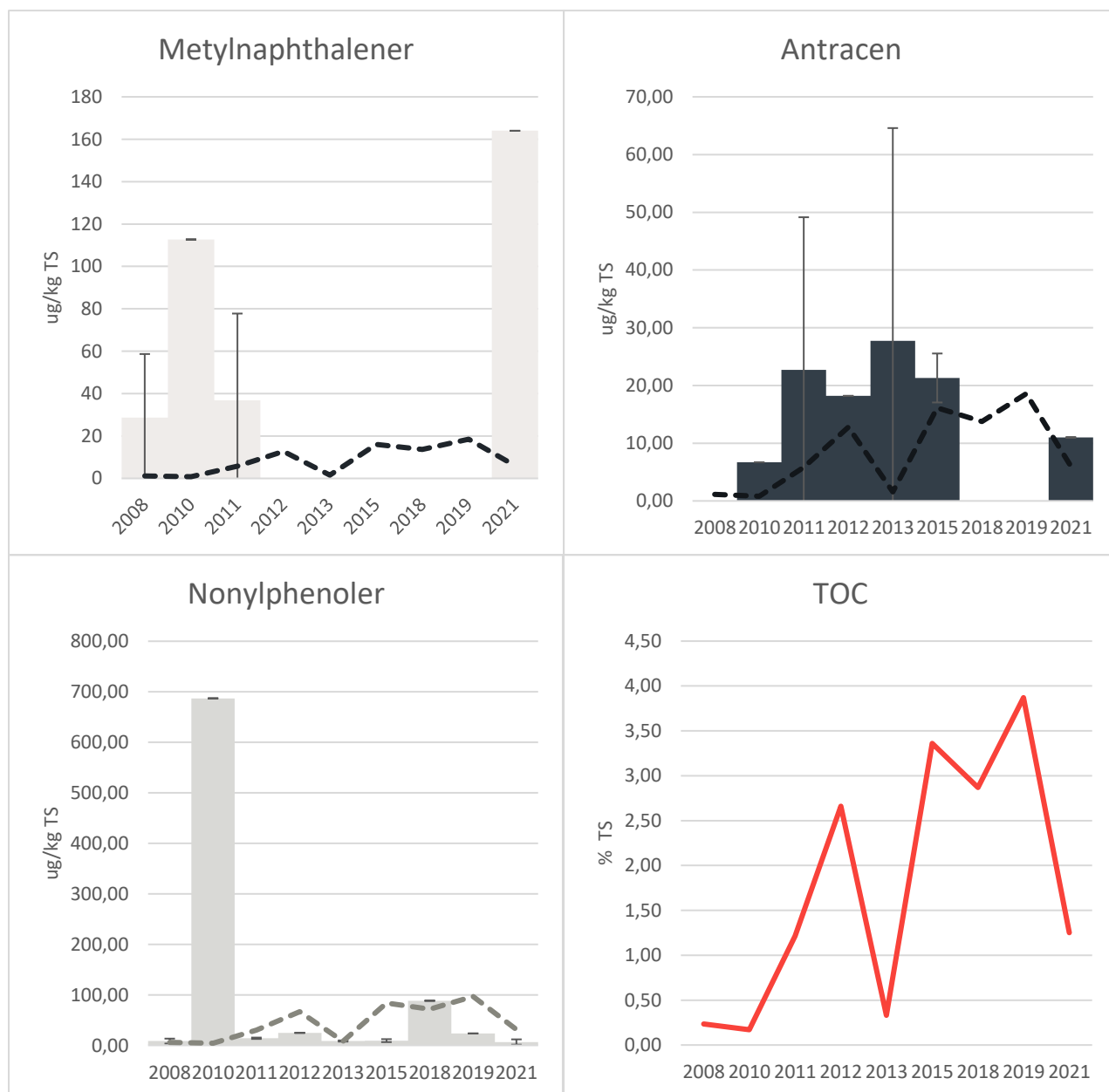
- **Nonylphenoler**

For nonylphenoler er koncentrationen, jf. figur 2-29, generelt meget lav, og under MKK-værdien, på nær i 2010, hvor koncentration er usædvanlig høj i forhold til de andre år.

Der ses en generel stigning i koncentration af TOC (total organisk carbon) i sediment fra 2008 til 2021, selvom der mellem nogle af årene er en stor variation i TOC-indholdet (Figur 2-29). Koncentrationen af TOC har stor betydning for indholdet af MFS i sediment, hvilket skyldes, at de fleste MFS er lavt opløselige i vand, hvorfor stofferne adsorberer stærkt til og akkumulerer i sedimenter med højt organisk indhold (Soares et al., 2008; Miljøstyrelsen, 2020; Government of Canada, 2023). De fleste PAH'er vil med høj sandsynlighed også

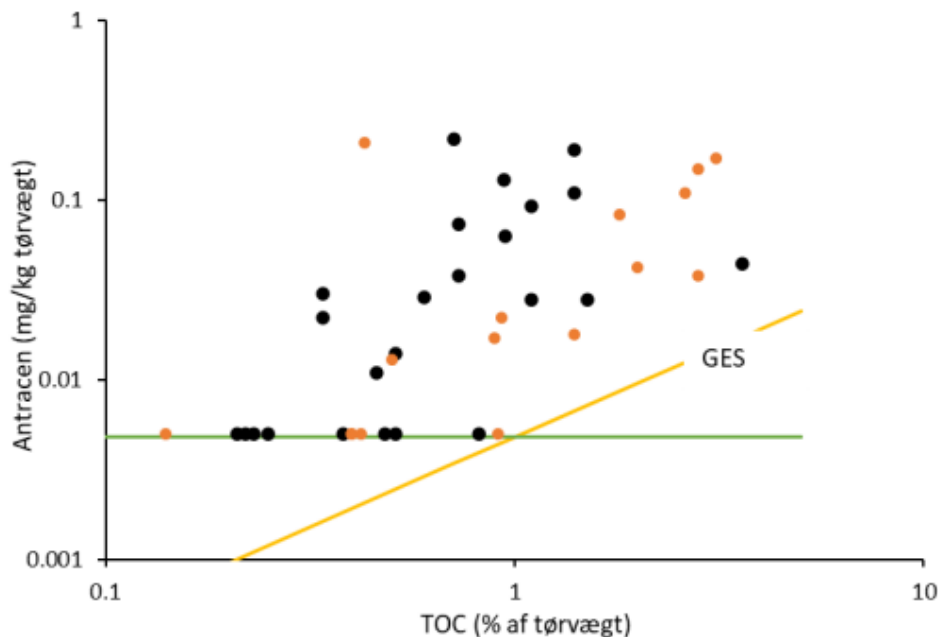
akkumulere i sediment, da deres fordelingskoefficient ($\log(Kow)$) generelt er >3 (Patel et al., 2020; Miljøstyrelsen, 2023b), hvilket betyder, at de mest sandsynligt vil adsorbere til organisk materiale i sedimentet, fordi de har lav tilbøjelighed til at reagere med vand, og således afskyr vand (er hydrofobe). Det samme gør sig gældende for nonylphenol, som også er et stærkt vandafvisende stof (Soares et al., 2008; Miljøstyrelsen, 2020; Government of Canada, 2023). De fleste methylnaphthalener har en $\log(Kow)$ på lige over 3, og er dermed også forholdsvis vandafvisende (PubChem, 2023).

Miljøkvalitetskravet (MKK), defineres for flere af stofferne ud fra fraktionen af organisk stof (TOC) i sedimentet. Jo højere indhold af organisk stof i sedimentet, jo højere er MKK-værdien for det pågældende stof. Således er MKK for hver af de tre stoffer varierende over tid på grund af forskelligt indhold af organisk stof i sedimentet, som vist på Figur 2-29.



Figur 2-29. Historisk gennemsnitlig koncentration af methylnaphthalener, antracen og nonylphenoler i sediment, som giver anledning til 'ikke god kemisk tilstand', samt den historiske gennemsnitsprocent af TOC i sedimentet i vandområde Nordlige Øresund. Den stiplede linje beskriver miljøkvalitetskravet (MKK), som er varierende, da MKK for de tre stoffer i sediment er afhængige af mængden af TOC (total organisk carbon). Bemærk at x-aksen ikke er kontinuerlig, og at nogle år ikke indgår grundet mangel på data (Danmarks Miljøportal, 2023).

I forbindelse med Miljøvurdering af Lynetteholm har man lavet en analyse af indholdet af antracen og sammenlignet det med indholdet af TOC i en sedimentprøve (DHI, 2023). Det ses, at indholdet af antracen er positivt korreleret til indholdet af TOC (Figur 2-30).



Figur 2-30. Koncentrationen af antracen i sedimentprøver fra Lynetteholm som funktion af total organisk kulstof, TOC. Sorte punkter viser resultater for sommeren 2022, orange punkter fra vinteren 2021/2022. Den grønne linje angiver miljømål i Bek. 1625 (BEK nr 1625 af 19/12/2017, 2017). Den gule linje angiver koncentrationen for HELCOMs god miljøstatus GES, (HELCOM, 2018). Metodens detektionsgrænse er 0,01 mg/kg tørvægt. Resultater under detektionsgrænsen er angivet som 50% af detektionsgrænsen, svarende til miljømålet. Bemærk, at akserne er logaritmiske for at få en visuel spredning af resultaterne. Fra: (DHI, 2023). Det bemærkes at der siden hen er kommet en ny bekendtgørelse, hvor grænseværdien for antracen nu er afhængig af TOC.

Ved gravning og ophvirvling af sedimentet i forbindelse med fx marine anlægsprojekter, vil forekommende MFS, herunder også MFS som bidrager til ikke-god kemisk og -økologisk tilstand, derfor primært sedimentere ud igen, mens de kun i mindre grad forventes at opløses i vandsøjlen.

Naturlige forstyrrelser af havbunden såsom bølge- og strømpåvirkning, storme og bioturbation (dvs. opblanding af havbund som følge af dyrs aktivitet), er med til kontinuerligt at opblande de øvre, mobile sedimentlag, og MFS-koncentrationen i det aktive sedimentlag forventes derfor at indgå i den aktive MFS-pulje i vandsøjlen og dermed baggrundskoncentrationen i vandsøjlen.

Dog vil det være en lille andel af de MFS fra sedimentet, der vil opløses i vandsøjlen, som nævnt ovenfor. Derfor er indholdet af MFS i sediment og biota et bedre mål for koncentrationen af MFS i miljøet, hvilket også betyder, at tilstandsvurderingerne for marine vandområder laves på baggrund af målinger i biota og sediment.

Sedimentet under det aktive lag indeholder formodentligt lavere koncentrationer end det aktive lag (baggrundskoncentrationer eller under detektionsgrænsen) (Marine Habitat Committee, ICES, 2001).

BADEVAND

Efter flere henvendelser fra borgere, som udtrykte bekymring for mængden af miljøfarlige stoffer i relation til badevandskvaliteten, bla. som følge af anlægsarbejder ved Lynetteholm, har Gentofte Kommune over sommeren og efteråret 2023 samt foråret 2024 udført et overvågningsprogram med ugentlige prøvetagninger af havvand fra juni til august 2023 samt månedlige prøvetagninger fra september 2023 til maj 2024 for en række tungmetaller (Gentofte Kommune, 2024). En opsamling på de foreløbige resultaterne fra målekampagnen fremgår af Tabel 2-5. Dette overvågningsprogram dækkede både perioder med og uden gravearbejder i forbindelse med Lynetteholm.

Gentofte Kommune har efter vejledning fra Styrelsen for Patientsikkerhed, fastsat grænseværdier for tungmetaller i badevand til 20 gange de danske grænseværdier for drikkevand (jf. WHO's retningslinjer), da der ellers ikke findes nogle grænseværdier for tungmetaller i badevand (se Tabel 2-4).

Tabel 2-4. Danske grænseværdier for drikkevand og vejledende grænseværdier for badevand. Der er ikke angivet en vejledende grænseværdi for vanadium, da der ikke findes en grænseværdi for vanadium i drikkevand. (Gentofte Kommune , 2024).

Parametre	Danske grænseværdier for drikkevand	Vejledende grænseværdier for badevand
Arsen, filtreret (µg/l)	5	100
Barium, filtreret (µg/l)	700	14.000
Bly, filtreret (µg/l)	5	100
Cadmium, filtreret (µg/l)	3	60
Chrom, filtreret (µg/l)	25	500
Kobber, filtreret (µg/l)	2.000	40.000
Kviksølv, filtreret (µg/l)	1	20
Nikkel, filtreret (µg/l)	20	400
Vanadium, filtreret (µg/l)*		
Zink, filtreret (µg/l)	3.000	60.000

Tabel 2-5 Opsamling på badevandsdata fra målekampagne (15.05.2023-20.03.2024) ved Gentofte Kommunes 6 badesteder (Bellevue Strand, Charlottenlund Søbad, Charlottenlund Strand, Skovshoved Havbad, Skovshoved Syd, Hellerup Strand). Vandprøverne er filtreret og resultaterne dermed et udtryk for den filtreret koncentration. For de parametre hvor der er analyser over detektionsgrænsen, er middelkoncentrationerne konservativt beregnet ved at alle prøver under detektionsgrænsen, er sat til koncentrationen for detektionsgrænsen. Miljøkvalitetskravet (MKK, µg/l) for de listede tungmetaller er inkluderet, jf. (BEK nr 796 af 13/06/2023). *MKK inkl. den naturlige baggrundskoncentration (se nærmere i Tabel 2-6 og Tabel 2-7).

Parametre	Arsen, As	Barium, Ba	Bly, Pb	Cadmium, Cd	Chrom, Cr	Kobber, Cu	Kviksølv, Hg	Nikkel, Ni	Vanadium, V	Zink, Zi
Antal prøver i alt	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63
Antal prøver over detektionsgrænsen	27	63	1	0	0	0	2	2	0	15
Laveste koncentration (µg/l)	<1	7	<0,2	<0,2	<1	<3	<0,05	<2	<2	<2
Middel koncentration (µg/l)	1,1	14,65	0,20	<0,2	<1	<3	0,05	2,00	<2	2,4
Maksimale koncentration (µg/l)	2,00	32,00	0,30	<0,2	<1	<3	0,09	3,00	<2	7,00
Miljøkvalitetskrav (µg/l)	1,6*	15,8*	1,3	0,2	3,4	1,2*	0,07	4,0	5,1*	8,0*

Sammenfattende lå de påviste koncentrationer af tungmetaller i badevandet langt under de vejledende grænseværdier for badevand (Tabel 2-4, Tabel 2-5). Som det fremgår af Tabel 2-5 ligger det analyserede indhold for flere af stofferne under detektionsgrænsen (markeret med "<").

Når det skal vurderes, om det generelle miljøkvalitetskrav, MKK, for et forurenende stof i et givent overfladevand er overskredet, benyttes den gennemsnitlige koncentration af stoffet over året (BEK nr 796 af 13/06/2023). Dette gøres, da koncentrationerne i vandsøjlen bla. varierer med årstiden. I henhold til Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand (BEK nr 796 af 13/06/2023), kan man ved fastsættelse af MKK for en række tungmetaller tilføje den naturlige baggrundskoncentration til det angivende MKK-koncentration i bekendtgørelsen. Den naturlige baggrundskoncentration er den koncentration i et vandmiljø, som ville kunne forventes at have været, hvis der ikke havde været menneskelig påvirkning. I forbindelse med dette, har Gentofte Kommune fået udarbejdet en rapport af DCE (Larsen, 2024), med henblik på at fastlægge de naturlige baggrundskoncentrationer for en række tungmetaller i Øresund.

De foreslåede baggrundskoncentrationer for Øresund kan ses i Tabel 2-6, sammen med OSPAR's og HELCOM's baggrundskoncentrationer for henholdsvis Kattegat og Østersøen.

Tabel 2-6. Naturlige baggrundskoncentrationer foreslået for vand og sediment i Øresund (grå kolonner) sammenlignet med andre farvande. For havvand er niveauerne baseret på 10% fraktiler af havvand kombineret med tidligere forslag i OSPAR/HELCOM og med skelen til de svenske hav- og brakvands nedre grænser. For sediment er der ikke nok data til at fastlægge en naturlig baggrundskoncentration for Øresund, så her anvendes de samme værdier som for hele Danmark. Værdierne er afrundet til nærmeste 5 mg/kg for barium i sediment. Endelig er Øresunds 'i forvejen forekommende koncentrationer' angivet (orange kolonne), baseret på 10 % percentilen af alle tilgængelige nyere Øresundsdata (µg/l). Kilde: Larsen (2024).

Metal	Status	Kattegat	Østersøen	Øresund	I forvejen forekommende koncentration	Øresund Sediment mg/kg TS
		(OSPAR) µg/l	(HELCOM) µg/l	10% percentil µg/l		
Barium	Vand god, Sediment tentativ	11	10	10	13	225
Vanadium	Vand og Sediment tentativ	1,0	0,2	1	1	3
Arsen	Vand og Sediment god	2,0	0,6	1,0	0,91	1,7
Kobber	Vand tentativ Sediment god	0,2	0,6	0,2	0,82	1,6
Zink	Vand tentativ Sediment god	0,2	0,8	0,2	2	10

Lægges de foreslåede naturlige baggrundskoncentrationer for Øresund til MKK for arsen, barium, kobber, vanadium og zink, vil miljøkvalitetskravene for Øresund således være som i Tabel 2-7.

Tabel 2-7 Miljøkvalitetskrav for tungmetaller i vandfasen i Øresund inkl. den naturlige baggrundskoncentration (µg/l) (Larsen, 2024; BEK nr 796 af 13/06/2023).

	Arsen	Barium	Vanadium	Kobber	Zink
Miljøkvalitetskrav (MKK)	0,6	5,8	4,1	1,0	7,8
Naturlige baggrundskoncentration	1,0	10	1,0	0,2	0,2
Miljøkvalitetskrav for Øresund	1,6	15,8	5,1	1,2	8,0

Sammenlignes analyseresultaternes årsgennemsnit fra målekampagnen ved Gentofte Kommunes badesteder med værdierne i Tabel 2-7 og MKK for bly: 1,3 µg/l, cadmium: 0,2 µg/l, kviksølv maksimum 0,07 µg/l, krom: 3,4 µg/l og nikkel: 4,0 µg/l (se Tabel 2-5) fra BEK nr 796 af 13/06/2023 fremgår det, at årsgennemsnittet for analyseresultaterne fra målekampagnen ved Gentofte Kommunes badesteder ligger under miljøkvalitetskravene, på nær kobber, hvor det er vanskeligt at vurdere det præcise indhold grundet den høje detektionsgrænse.

NIRAS har i efteråret 2023 udtaget og analyseret tre prøver på dybere vand i Øresund, ud for Gentofte Kommunes kyst. Disse prøver blev udtaget med det formål at vurdere de i forvejen forekomne koncentrationer i Øresund. Disse prøver er analyseret med lavere detektionsgrænse. Resultaterne fremgår af Tabel 2-8.

Tabel 2-8 Opsamling på data fra NIRAS-prøvetagning i Øresund d. 24.11.2023, 3 prøvepunkter ud for Gentofte Kommune i dybderne 9,5 meter, 13 meter og 18 meter. Prøverne er filtreret i felten og resultaterne dermed et udtryk for filtreret koncentration. Miljøkvalitetskravet (MKK, µg/l) for de listede tungmetaller er inkluderet, jf. (BEK nr 796 af 13/06/2023). *MKK inkl. den naturlige baggrundskoncentration (se nærmere i Tabel 2-6 og Tabel 2-7).

Parametre	Arsen, As	Barium, Ba	Bly, Pb	Cadmium, Cd	Chrom, Cr	Kobber, Cu	Kviksølv, Hg	Nikkel, Ni	Zink, Zn
Antal prøver i alt	3	3	3	3	3	3	3	3	0
Antal prøver over detektionsgrænsen	3	3	0	0	3	3	0	1	3
Laveste koncentration (µg/l)	0,94	16,00	<0,25	<0,030	0,44	0,33	<0,0010	<0,3	3,30
Middel koncentration (µg/l)	1,01	16,67	<0,25	<0,030	0,83	0,59	<0,0010	0,3	5,23
Maksimal koncentration (µg/l)	1,10	18,00	<0,25	<0,030	1,60	0,86	<0,0010	0,34	7,10
Miljøkvalitetskrav (µg/l)	1,6*	15,8*	1,3	0,2	3,4	1,2*	0,07	4,0	8,0*

Det er vigtigt at bemærke, at NIRASs tre prøver er udtaget ved én prøvetagningsdag. Analyseresultaterne er derfor ikke et udtryk for et årgennemsnit. Sammenlignes resultaterne fra Tabel 2-8 med Miljøkvalitetskravene i Tabel 2-7 fremgår det, at kobberkoncentrationerne ligger under MKK. Barium-koncentrationerne ligger derimod over MKK. Det må forventes at Barium-koncentrationerne fra NIRASs målekampagne er udtryk for en temporær variation, da disse analyser, sammenholdt med analyseresultaterne fra de 63 prøver udtaget ved Gentofte Kommunes badesteder (Tabel 2-5), ligger højere end det analyserede årgennemsnit. For at få belyst hvorvidt kobberkoncentrationerne fra NIRASs analyseprøver ligeledes er et udtryk for temporær variation, vil det være nødvendigt at supplere med resultater fra flere prøver med en lav detektionsgrænse.

OPSUMMERING – MILJØFARLIGE STOFFERS BETYDNING FOR HAVMILJØET

Som beskrevet i afsnit 1.3.1, er vandområde Nordlige Øresund, som Gentofte Kommunes kyst ligger inden for, i dårlig kemisk tilstand, grundet overskridelse af miljøkvalitetskravet (MKK) for bly, cadmium, BDE(Sum), kviksølv, antracen og nonylphenoler (se evt. Tabel 1-2 og Tabel 1-3 s. 12). Kvalitetsparameteren 'nationalt specifikke stoffer' lever ikke op til kravet for god økologisk tilstand grundet overskridelser af MKK for methylnaphthalener.

Baseret på de historiske data for miljøfarlige stoffer målt i sediment og biota, har den kemiske tilstand i Nordlige Øresund været 'ikke-god' i al den tid, der er lavet overvågning med miljøfarlige stoffer, og det ses at koncentrationen af de forskellige stoffer ikke har ændret sig til det værre eller bedre. Dette på nær BDE, hvor EU-forbud mod brugen viser en klar nedgang. Yderligere ses det, ved sammenligning af data fra NOVANA-stationer tæt på Gentofte Kommunes kyst med andre NOVANA-stationer inden for vandområde Nordlige Øresund, at der ikke er nogen klar forskel mellem stationerne, og tilstanden ved Gentofte Kommune vil med stor sandsynlighed ikke være anderledes end i resten af vandområdet.

Badevandsprøverne taget af Gentofte Kommune viser, at koncentration af miljøfarlige stoffer i overfladevandet generelt er lavere end miljøkvalitetskravene for de målte stoffer, når baggrundskoncentration tilføjes miljøkvalitetskravene. Dette på nær kobber, hvor detektionsgrænsen ligger over miljøkvalitetskravet, og det kan derfor ikke udelukkes, at kobber overskrider miljøkvalitetskravet. Dog viser supplerende analyser fra NIRAS, at kobber-koncentration lå under miljøkvalitetskravet, men da disse prøver er taget på en enkel prøvetagningsdag, kan det ikke udelukkes at de er et udtryk for temporær variation.

Som beskrevet tidligere benyttes der primært data for sediment og biota til at beskrive den kemiske tilstand i kystvande, da der er stor udskiftning i overfladevandet i havmiljøet, og da de fleste miljøfarlige stoffer har lav opløselighed i vand. De miljøfarlige stoffer vil adsorbere stærkt til- og akkumulere i biota og sedimenter som har højt organisk indhold, hvilket gør det mere hensigtsmæssigt at følge udviklingen i koncentrationerne af miljøfarlige stoffer på en anden måde end i overfladevand.

Baseret på overstående data for sediment og biota, samt miljøstyrelsens tilstandsvurdering for vandområde Nordlige Øresund, vurderes havmiljøets kemiske tilstand ud fra Gentofte at være i 'ikke-god' tilstand, og der ses ikke nogen klare tendenser på, at tilstanden er i bedring.

2.2 PRESFAKTORER

Presfaktorer er parametre, som potentielt kan påvirke organismer, herunder miljøindikatorarter såsom ålegræs og bundfauna negativt, ved eksempelvis at resultere i forværede miljøforhold for ålegræssets levebetingelser og føre til, at artsantal og -sammensætning, tætheder og biomasse af bundfaunasamfundene ændres. Presfaktorer som fx næringsstoffer eller miljøfarlige stoffer tilføres havmiljøet via menneskelig påvirkning, fx fra regnvandsudløb, spildevandsoverløb, renseanlæg, landbrug og industri.

Tilførsel af næringsstoffer, som ligger væsentlig over det naturlige baggrundsniveau, betegnes eutrofiering (Hansen & Høgslund, 2023). Eutrofiering vil føre til øget vækst af planteplankton, som vil gøre vandet uklart og dermed nedsætte sigtbarheden i et område, hvilket vil forårsage mindre lys i vandsøjlen og dermed dårligere vækstbetingelser for eksempelvis ålegræs (Hansen & Høgslund, 2023). En afledt effekt af eutrofiering og øget planteplanktonvækst er iltsvind (Hansen & Rytter, 2023a), som også er en presfaktor på havmiljøet. Når den øgede mængde planteplankton dør og synker til bunds, vil der ske en nedbrydning af dette (samt andet organisk stof), hvilket kræver ilt. Hvis iltforbruget i forbindelse med nedbrydningen, som udføres af bakterier og bunddyr, er højere end ilttilførslen, som eksempelvis kommer fra kraftig blæst der omrører vandsøjlen, vil der opstå iltsvind (Hansen & Rytter, 2023a).

Miljøfarlige stoffer indgår som miljøindikator i regi af Vandrammedirektivet (se ovenstående afsnit 2.1.4), mens næringsstoffer og iltsvind ikke indgår (Vandplandata, 2023). Næringsstoffer og iltsvind er dog indirekte mål for miljøtilstanden, da høje koncentrationer af næringsstoffer, eller tilfælde af iltsvind, kan påvirke havmiljøet og miljøindikatorer direkte. Tilstanden af havmiljøet i Nordlige Øresund og langs Gentofte Kommunes kyst vurderes derfor på baggrund af hver af disse to presfaktorer i nærværende rapport.

De nævnte presfaktorer vil beskrives nærmere i nedenstående afsnit. Hvert afsnit starter med en beskrivelse af hvad presfaktoren er, og hvordan den kan bruges til at vurdere havmiljøets tilstand. Derefter vil der redegøres for de tilgængelige data, som er indsamlet ved målestationer nær Gentofte Kommunes kyst, herunder hvilken udviklingstendens, der har været hen over en årrække, afhængigt af hvor meget data der er tilgængelig. Herefter vil data ud for Gentofte Kommunes kyst blive sammenlignet med data for vandområderne Nordlige Øresund og for nogle af parametrene også for Køge Bugt. Dette er gjort for at undersøge, om data fra målestationerne ud for Gentofte Kommunes kyst følger den samme udviklingstendens som resten af Nordlige Øresund og evt. Køge Bugt. Hvert underafsnit afsluttes med en opsummering og en vurdering af havmiljøets tilstand baseret på det tilgængelige data af den enkelte presfaktor.

2.2.1 NÆRINGSSTOFFER

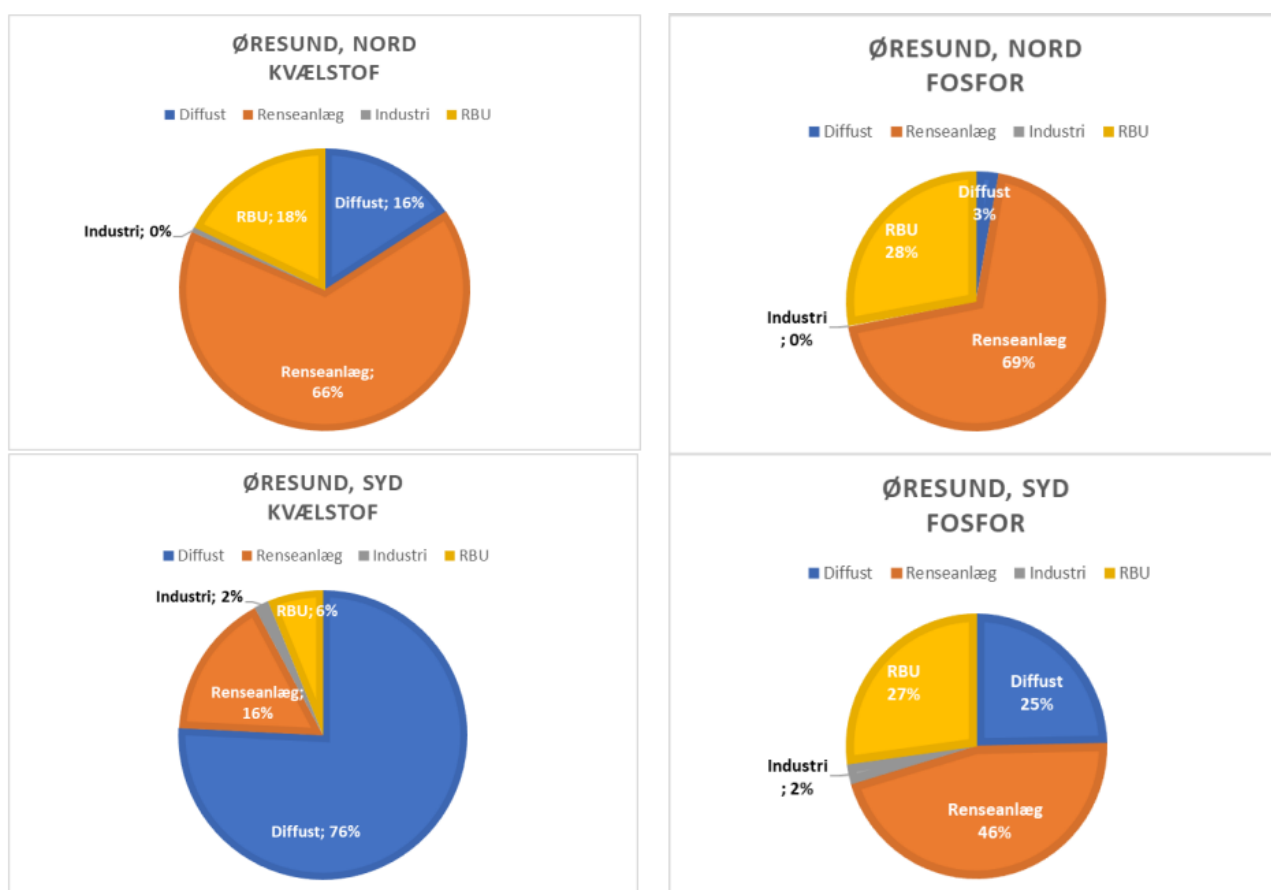
Næringsstofftilførsel i koncentrationer som ligger væsentlig over det naturlige baggrundsniveau, betegnes eutrofiering, og er forårsaget via menneskelig påvirkning (Hansen & Høgslund, 2023). Eutrofiering af det marine miljø kan lede til iltsvind, samt heraf følgende tab af habitater som fx ålegræsbede og makroalgeområder (Hansen & Rytter, 2023a). Ålegræs og makroalger er afhængige af gode lysforhold, og kan påvirkes negativt af eutrofiering, da en øget næringsstoffkoncentration medfører en stigning i planteplanktonproduktionen, som giver uklart vand, og dermed nedsætter sigtdybden. Derudover vil en høj mængde planteplankton (og andet organisk stof) kunne forårsage iltsvind, da nedbrydningen af organisk stof, som udføres af bunddyr og bakterier, kræver ilt (Hansen & Høgslund, 2023). Hvis der således er en forøget mængde organisk stof, der skal nedbrydes, vil der forbruges så meget ilt, at iltindholdet falder til et niveau, der i værste fald kan dræbe dyr og planter.

Kvælstof (nitrogen) og fosfor er de to næringsstoffer, som planteplankton har brug for til at kunne vokse. Ofte er kvælstof det begrænsende næringsstof for planteplanktonets vækst. Det betyder, at lave kvælstofkoncentrationer holder væksten af planteplankton nede, og at høje koncentrationer af kvælstof kan øge væksten af planteplankton (Riemann, et al., 2015). Derfor har især tilførsel af kvælstof betydning for tilstanden af havmiljøet. Koncentrationen/indholdet af næringsstofferne kvælstof og fosfor indgår i vandrammedirektivet som en af flere 'kemiske og fysisk-kemiske elementer, der understøtter de biologiske elementer' (BEK nr 792 af 13/06/2023).

Der er forskellige kilder, der tilsammen står for tilførsel af næringsstoffer fra oplandet til Øresund, heraf renseanlæg, spildevandsoverløb, diffus udledning (herunder landbrug), regnvandsudløb, samt industrien. I våde år, dvs. år hvor der er meget nedbør, vil der typisk ske en større tilførsel af næringsstoffer til havet fra land, som følge af overløb. I nedenstående data betegner regnbetingede udløb (RBU) både spildevandsoverløb og regnvandsudløb.

Der er stor forskel på, hvilke kilder der står for udledning af kvælstof og fosfor i henholdsvis det sydlige og Nordlige Øresund (Figur 2-31) (Timmermann, et al., 2023). For den nordlige del af Øresund, herunder Gentofte Kommunes kyst, er det renseanlæg, der står for den største udledning af begge næringsstoffer (66% af tilført kvælstof og 69% af tilført fosfor). I forhold til udledning af kvælstof, står regnbetingede udløb (RBU) og diffus udledning for hhv. 18% og 16%, hvorimod udledning af fosfor i højere grad er fra RBU (28%), og 3% er fra diffus udledning.

I den sydlige del af Øresund står renseanlæg for 46% af det udledte fosfor, mens den regnbetingede udledning (RBU) står for 27%. 25% af den samlede fosforudledning stammer fra diffuse kilder, og industrien står for 2%. For kvælstof fordeler kilderne til udledning sig anderledes i sydlige Øresund, hvor diffus udledning (dvs. primært landbruget) står for 76% af den samlede kvælstofudledning, renseanlæg for 16% og RBU og industri står for hhv. 6% og 2% af den samlede kvælstofudledning.

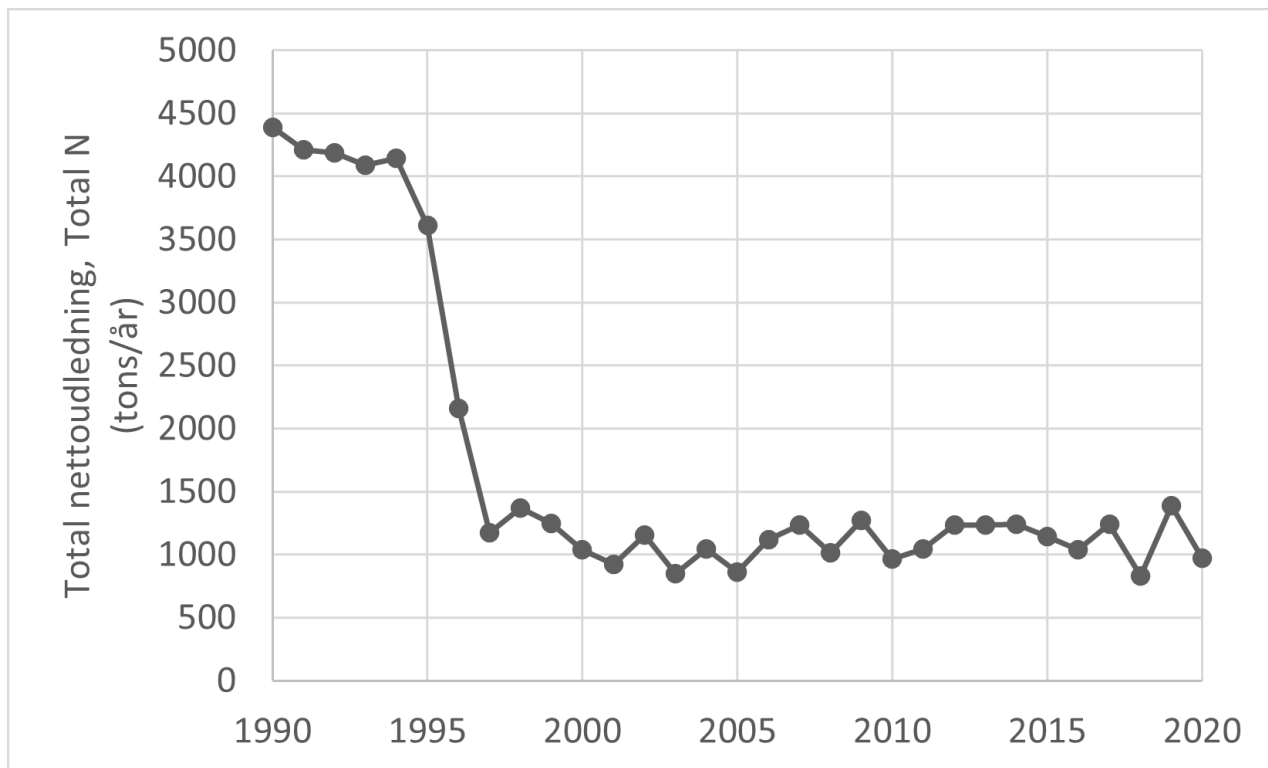


Figur 2-31. Kilder til udledning af kvælstof og fosfor i henholdsvis nordlige og sydlige Øresund. Figur modificeret fra (Timmermann, et al., 2023).

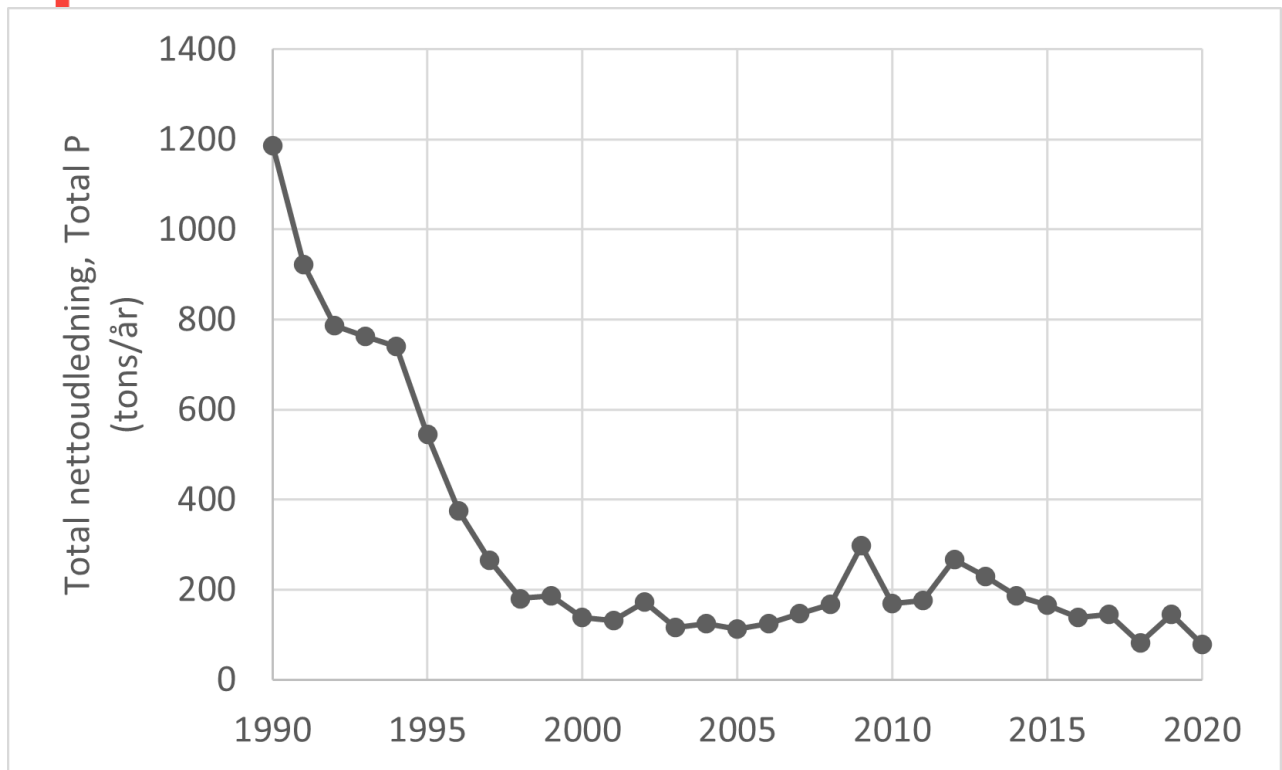
Udledninger af total kvælstof (N) og fosfor (P) fra renseanlæg samt regnbetingede udløb (RBU) (spildevandsoverløb og regnvandsudløb) fra oplandet i Gentofte-, Københavns- og Lyngby-Taarbæk Kommune, gennemgås senere i dette afsnit (se 'Kilder til udledning af næringsstoffer nær Gentofte Kommunes kyst').

TILSTAND OG UDVIKLING I KVÆLSTOF- OG FOSFORFUDLEDNING I NORDLIGE ØRESUND OG KØGE BUGT

I Danmark faldt kvælstofudledningen især fra midt 1990'erne, hovedsageligt som følge af en række tiltag inden for landbruget (Riemann, et al., 2015), hvor faldet i Nordlige Øresund muligvis i højere grad skyldes forbedringer og udbygning af renseanlæg (Figur 2-31 og Figur 2-32). Udledningen af fosfor faldt i Danmark fra sidst i 1980'erne/start 1990'erne, ved bl.a. udbygning og forbedring af renseanlæg, hvor det nu i store dele af Danmark primært er landbruget, der står for hovedparten af tilført fosfor til havmiljøet (Riemann, et al., 2015), men hvor det for Nordlige Øresund fortsat er renseanlæg, der er den primære kilde (Figur 2-31 og Figur 2-33) (Timmermann, et al., 2023).



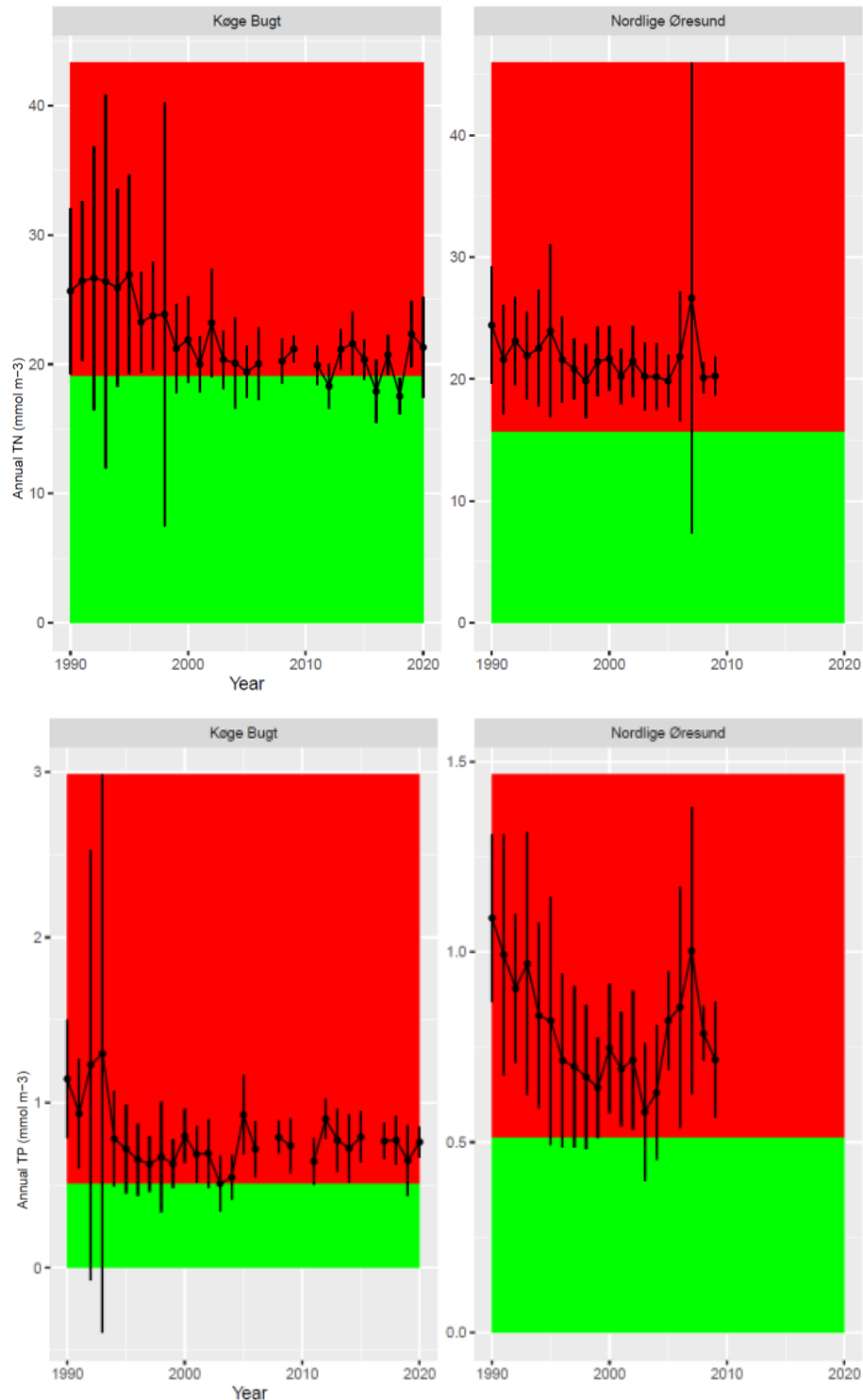
Figur 2-32. Nettoudledning af total N (tons/år) til Nordlige Øresund fra 1990-2020 fra dansk opland. Data fra ODA (Overfladevandsdatabasen, u.d.).



Figur 2-33. Nettoudledning af total P (tons/år) til Nordlige Øresund fra 1990-2020 fra dansk opland. Data fra ODA (Overfladevandsdatabasen, u.d.).

I henhold til vandrammedirektivet skal koncentrationer af næringsstoffer i vandsøjlen være på et niveau, så de understøtter opnåelse af god økologisk tilstand. For både den nordlige og sydlige del af Øresund ses det, at koncentrationerne af kvælstof og fosfor ikke understøtter opnåelse af god økologisk tilstand (markeret med rød farve i Figur 2-34).

Hvis man sammenligner Køge Bugt og Nordlige Øresund, er der siden 1990'erne i begge vandområder sket et fald i total fosfor og -kvælstof, men faldet i total kvælstof (TN) er dog ikke helt så markant i Nordlige Øresund fra 1990-2009 (Figur 2-34). Faldet fra midt 1990'erne i Køge Bugt skyldes sandsynligvis faldende udledning fra landbruget, som er den kilde, der medvirker til størst kvælstofudledning i Køge Bugt (se Figur 2-31). For begge vandområder ses det, at der er år-til-år-variationer i kvælstof- og fosforkoncentrationerne (Figur 2-34), hvilket kan skyldes forskel i nedbørsmængderne i de forskellige år.



Figur 2-34. Udviklingen i årskoncentrationen af total kvælstof (TN; øverste figurer) og total fosfor (TP; nederste figurer) i overfladevandet i hhv. Køge Bugt (sydlige Øresund; til venstre) og Nordlige Øresund (til højre) mellem 1990 og 2020. Grøn indikerer, at koncentrationen af hhv. N og P understøtter opnåelse af god økologisk tilstand, og rød indikerer, at koncentrationen af hhv. N og P ikke understøtter opnåelse af god økologisk tilstand. Bemærk at Y-akserne er forskellige på alle fire grafer, og at koncentrationerne af TN og TP for opnåelse af god økologisk tilstand ligeledes varierer mellem de to vandområder og for TN og TP. Data er fra NOVANA-programmet, og figur modificeret fra (Timmermann, et al., 2023).

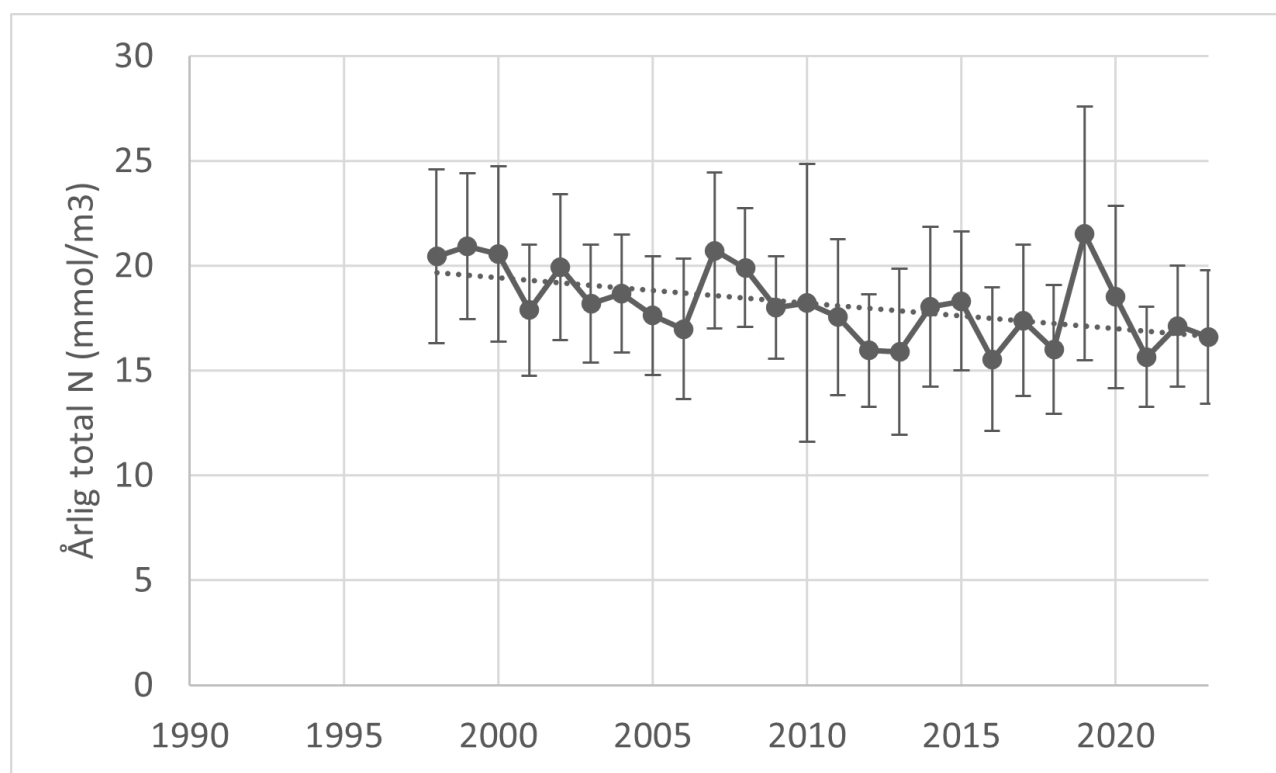
Figur 2-34, som er fra Timmermann et al. (2023), inkluderer data fra en NOVANA-station beliggende i Nordlige Øresund, hvor der ikke er noget data efter 2009. For at se tendensen i næringsstoffer målt i Øresund

efter 2009, er NOVANA-data af årligt målt total N og P fra st. 97200002, som ligger i den åbne del af Øresund længere ude (se Figur 2-18), plottet i Figur 2-37 og Figur 2-38 herunder.

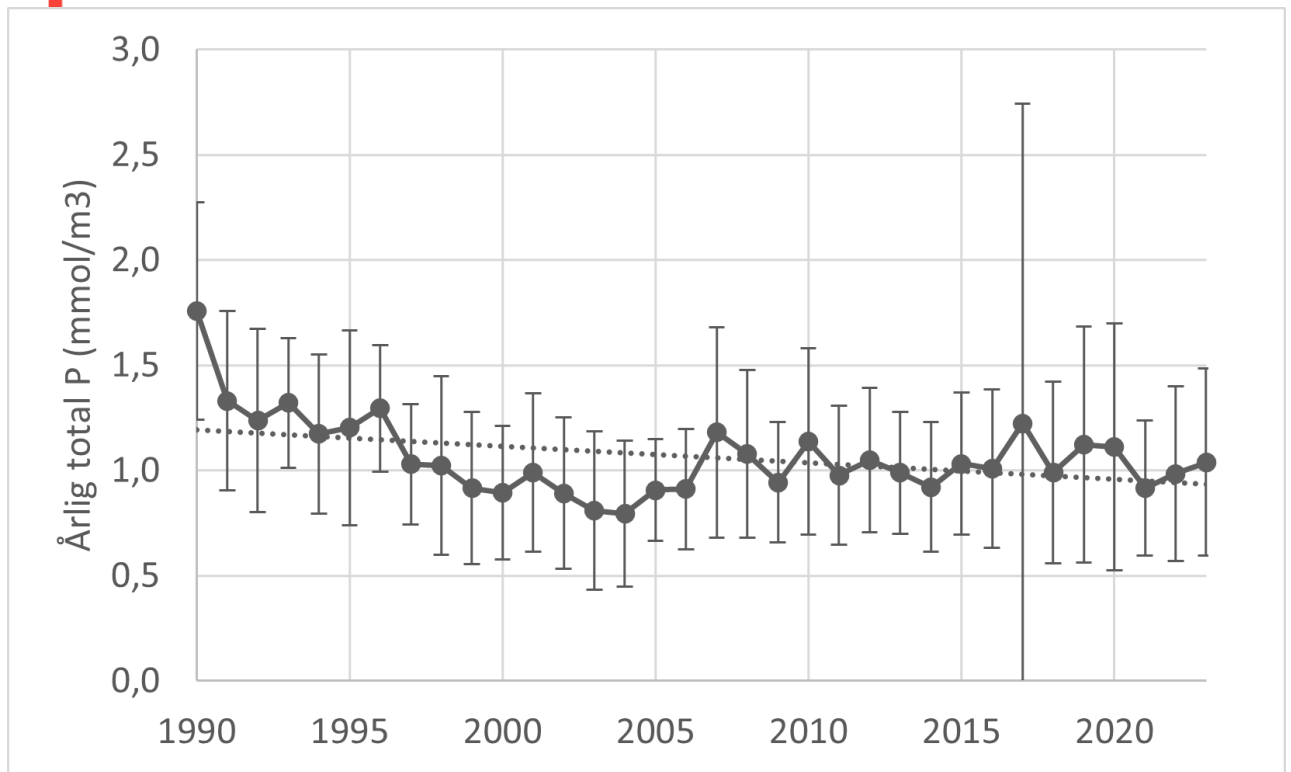
Der findes ikke nogen NOVANA-station i nærheden af Gentofte Kommunes kyst, hvor der indsamles data for kvælstof og fosfor. Derfor bruges data fra den åbne del af Øresund til at sige noget om den generelle udvikling i kvælstof- og fosforkoncentrationerne i området, herunder for Gentofte Kommunes kyst.

Siden 1990'erne ses der generelt en faldende tendens i den målte koncentration af både total N og total P på NOVANA-stationen 97200002. Ligeledes ses det for denne station, at der i 2007 sker en stigning i koncentrationen af både N og P. Storme og kraftigt snevejr prægede vinteren 2007 (DMI), og kan have givet anledning til den rekordlave sigtdybde målt i Nordlige Øresund januar/februar samme år (Figur 2-22). Derudover bød sommeren 2007 på våde sommermåneder, der sandsynligvis har udmøntet sig i de høje kvælstofkoncentrationer og lav sigtdybde i Nordlige Øresund målt i samme periode.

Derudover ses en høj koncentration af total N i 2019, hvorefter koncentrationen faldt igen og har stabiliseret sig på det samme niveau de sidste tre år. Stigningen af total N i 2019 stemmer ligeledes overens med, at den gennemsnitlige sigtbarhed i hele Øresund i januar/februar var lav (Figur 2-22), sandsynligvis grundet kraftigt blæsevejr og afløb fra land grundet meget nedbør (DMI).



Figur 2-35. Årlig variation i målte mængder af kvælstof (total N, mmol/m³) på NOVANA st. 97200002 beliggende i den åbne del af Nordlige Øresund (se Figur 2-18) fra 1998-2023.



Figur 2-36. Årlig variation i målte mængder af fosfor (total P, mmol/m³) på NOVANA st. 9720002 beliggende i den åbne del af Nordlige Øresund (se Figur 2-18) fra 1990-2023.

I henhold til vandrammedirektivet understøtter niveauerne af N og P ikke opnåelse af god økologisk tilstand for de biologiske kvalitetselementer i vandområde Nordlige Øresund, herunder i havområdet ud for Gentofte Kommunes kyst. Niveauerne af de to næringsstoffer skal nedbringes, før de kan understøtte opnåelse af 'god økologisk tilstand' for de biologiske kvalitetselementer ålegræs, planteplankton og bundfauna.

En måde at nedbringe tilførsel af næringsstoffer på, er ved at nedbringe mængden af spildevandsoverløb. I vandområde Nordlige Øresund er det som tidligere nævnt hovedsagelig renseanlæg og regnbetingede udløb (herunder spildevandsoverløb og regnvandsudløb, hvor det må forventes at spildevandsoverløb er den primære kilde af de to), der udleder næringsstoffer til havmiljøet (se Figur 2-31). Nedenfor gennemgås de to typer punktkilder, samt mængderne af N og P, som de tilfører havmiljøet i nærhed af Gentofte Kommunes kyst.

KILDER TIL UDLEDNING AF NÆRINGSSTOFFER NÆR GENTOFTE KOMMUNES KYST

I Gentofte Kommune er man i gang med at separatkloakere, således at regnvand og spildevand adskilles. Separeringen vil betyde, at kommunens spildevandsoverløb på sigt vil blive fjernet helt. I takt med udrulningen af separeringen vil der blive udledt færre næringsstoffer fra spildevandsoverløbende indtil år 2050, hvor separatkloakering forventes at være færdigetableret i hele kommunen.

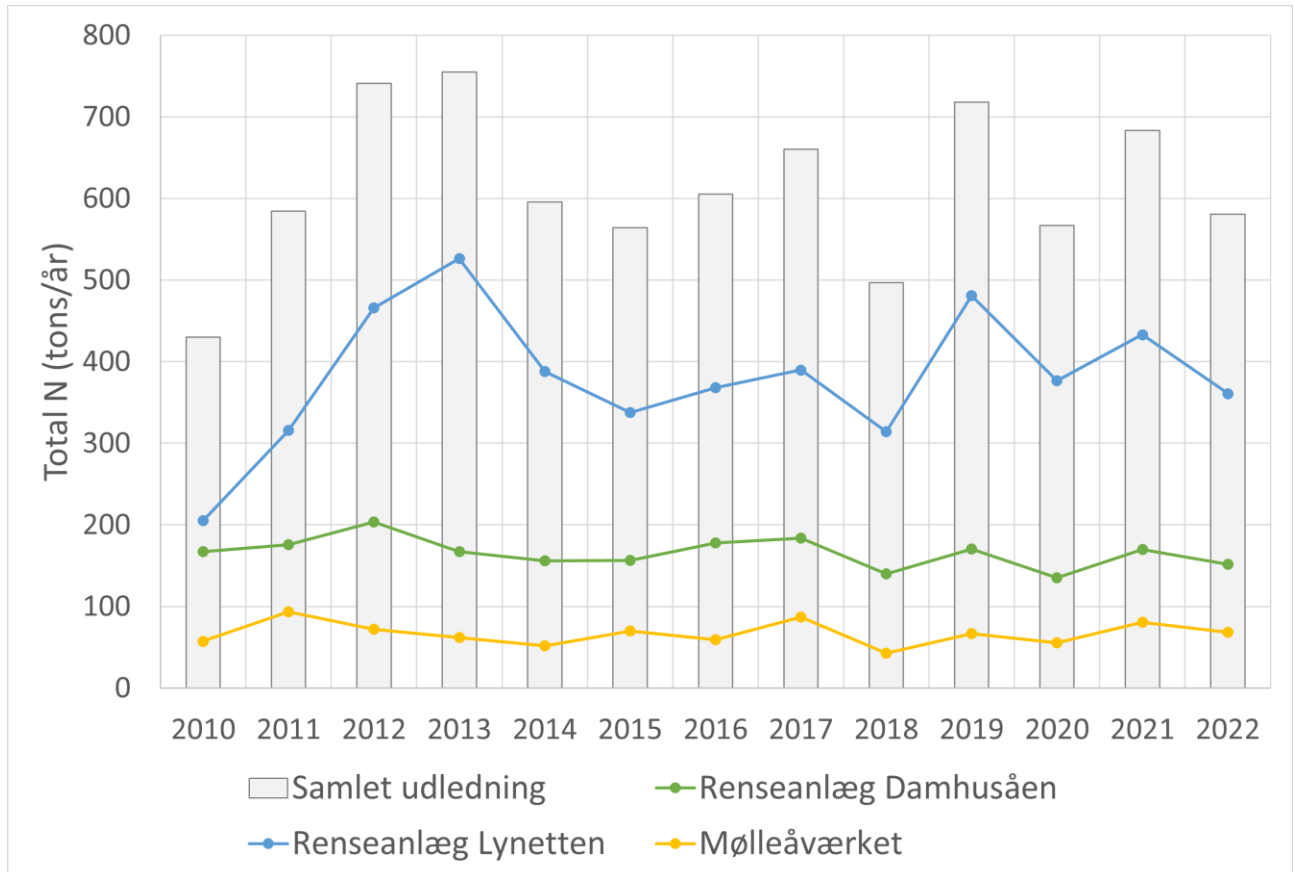
RENSEANLÆG

Gentofte Kommune har ikke selv et renseanlæg, og spildevand ledes i stedet til renseanlæg i de to nabokommuner – København og Lyngby-Taarbæk. Gentofte Kommune leder primært spildevand til Lynetten (Københavns Kommune), og ca. 1% ledes til Mølleåværket (Lyngby-Taarbæk), mens der ikke ledes spildevand til Renseanlæg Damhusåen, som også ligger i København. Alle tre renseanlæg er dog inkluderet i nedenstående for at afdække, hvor mange næringsstoffer der udledes til Øresund via renseanlæg.

Via det danske PunktUdledningsSystem (PULS) (PULS, 2023), er udledningsdata for de tre nævnte renseanlæg hentet, herunder den beregnede udledning af total N og total P, som er baseret på vandmængden der er udledt. Den samlede udledning af total N og P, samt udledning fra hver af de tre anlæg

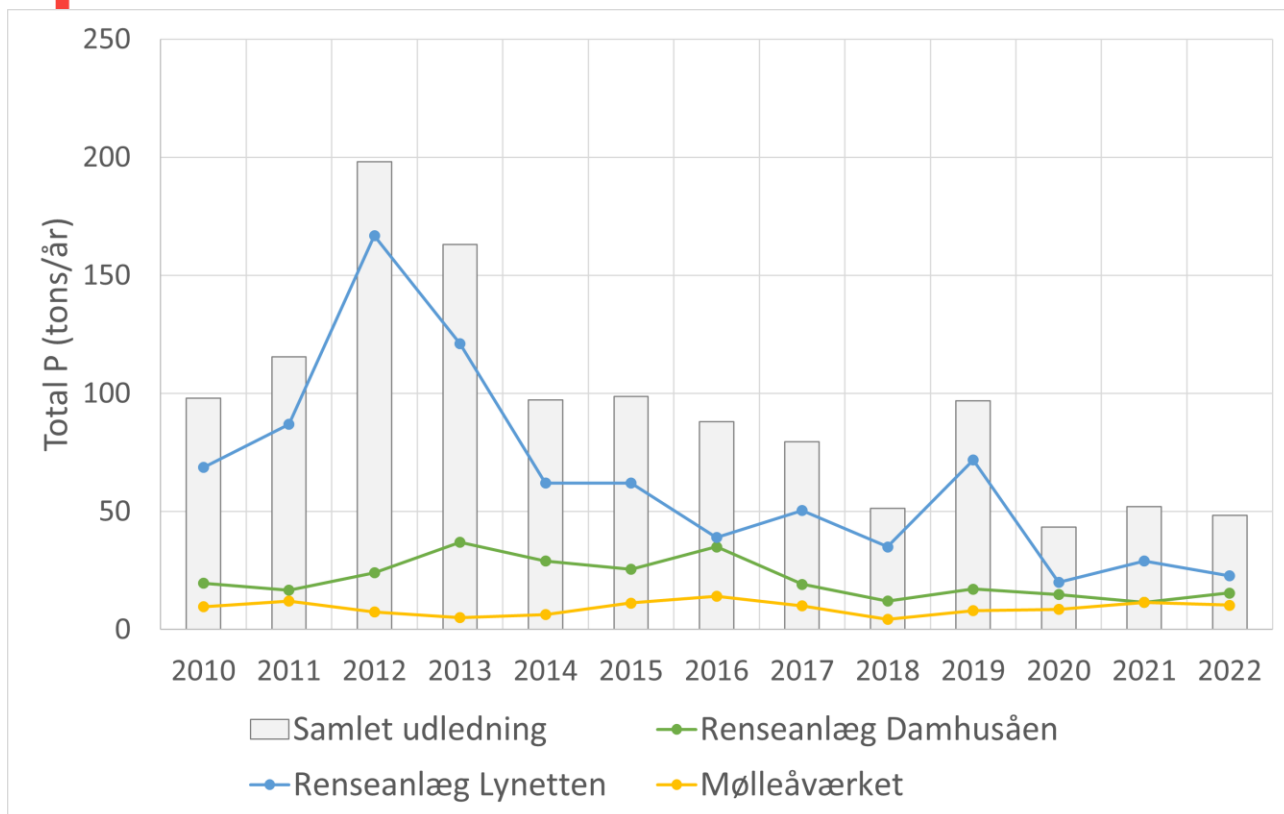
fra 2010-2022, fremgår af Figur 2-37 og Figur 2-38. Som det ses af begge figurer, er det generelt Lynetten, der står for den største andel af udledt total N ($62 \pm 6\%$) og total P ($64 \pm 12\%$).

Udledningen af samlet total N fra de tre renseanlæg varierede fra år til år, og den samlede udledning var størst i 2012 og 2013. Udledningen af total N i 2022 var på 581 tons. Udledningsmængderne af total N fra Damhusåen og Mølleåværket er mere stabile gennem årene, hvorimod udledning fra Lynetten har større udsving. Det betyder, at det er udsvingene i udledningsmængden fra Lynetteholmen, der har en betydning for niveauet af den samlede udledte mængde total N fra de tre renseanlæg.



Figur 2-37. Årlig udledning af totalt kvælstof (Total N, tons) fra renseanlæg i Københavns Kommune (Damhusåen og Lynetten) samt Lyngby-Taarbæk Kommune (Mølleåværket), og samlet udledning fra de tre renseanlæg fra 2010-2022. Total N er estimeret ud fra udledte vandmængder.

Udledning af total P har generelt været faldende fra 2010 til 2022, men toppede dog i 2012, hvorefter den faldt igen de efterfølgende år. Udledning af total P var tidligere hovedsageligt fra Lynetten, men udledning fra Lynetten har siden 2020 ligget på niveau med udledningerne af total P fra Damhusåen og Mølleåværket (Figur 2-36). I 2022 blev der samlet set udledt 48 tons total P fra de tre renseanlæg.



Figur 2-38. Årlig udledning af totalt fosfor (Total P, tons) fra reneanlæg i Københavns Kommune (Damhusåen og Lynetten) samt Lyngby-Taarbæk Kommune (Mølleåværket), og samlet udledning fra de tre reneanlæg fra 2010-2022. Total P er estimeret ud fra udledte vandmængder.

Den årlige udledning fra de tre reneanlæg udgør gennemsnitligt $54,6 \pm 5,5\%$ og $62,1 \pm 7,0\%$ af henholdsvis den samlede mængde nettotilført total N og P til det Nordlige Øresund fra 2010-2020 fra dansk opland. Data for total nettoudledning fra dansk opland til Nordlige Øresund fremgår af Figur 2-32 og Figur 2-33.

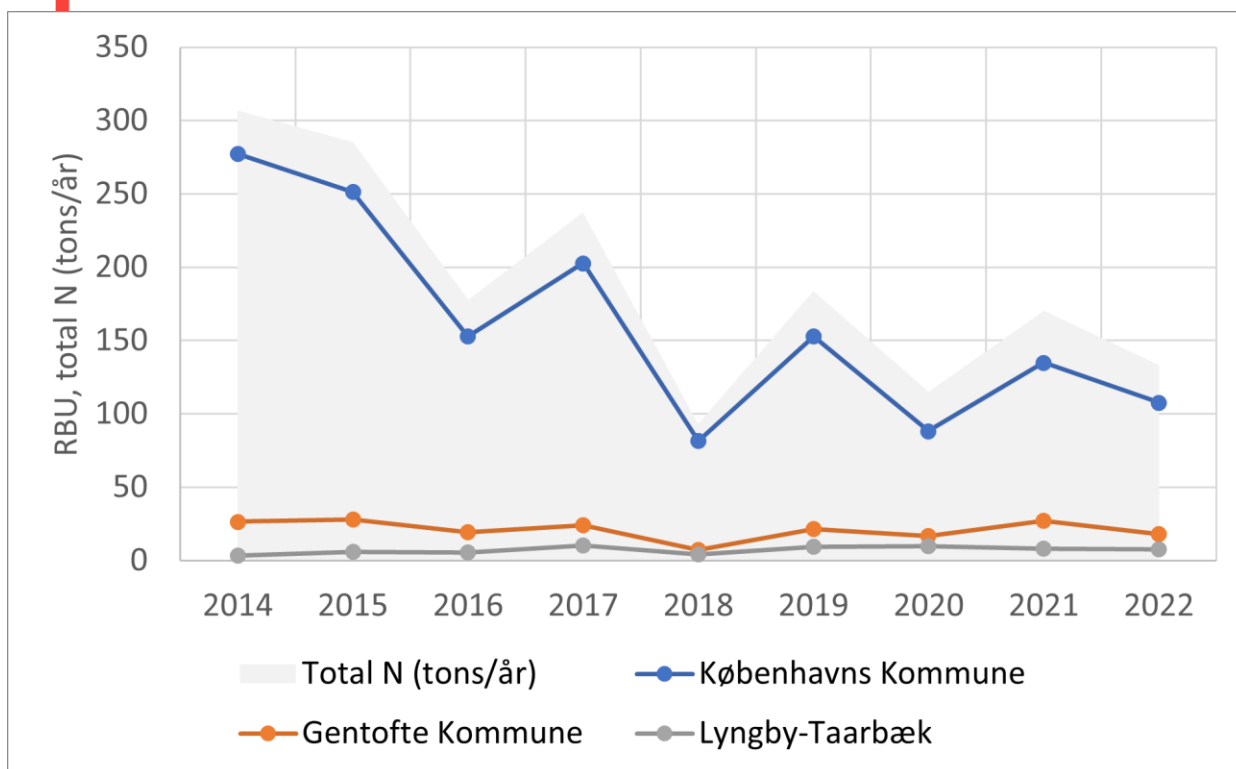
REGNVANDBETINGET UDLØB (RBU)

Regnvandsbetingede udløb (RBU) er en betegnelse, som dækker over to typer af udløb: spildevandsoverløb og regnvandsudløb. Fra PULS (PULS, 2023) er der hentet RBU-data af total N og total P fra oplande i København, Gentofte og Lyngby-Taarbæk Kommune.

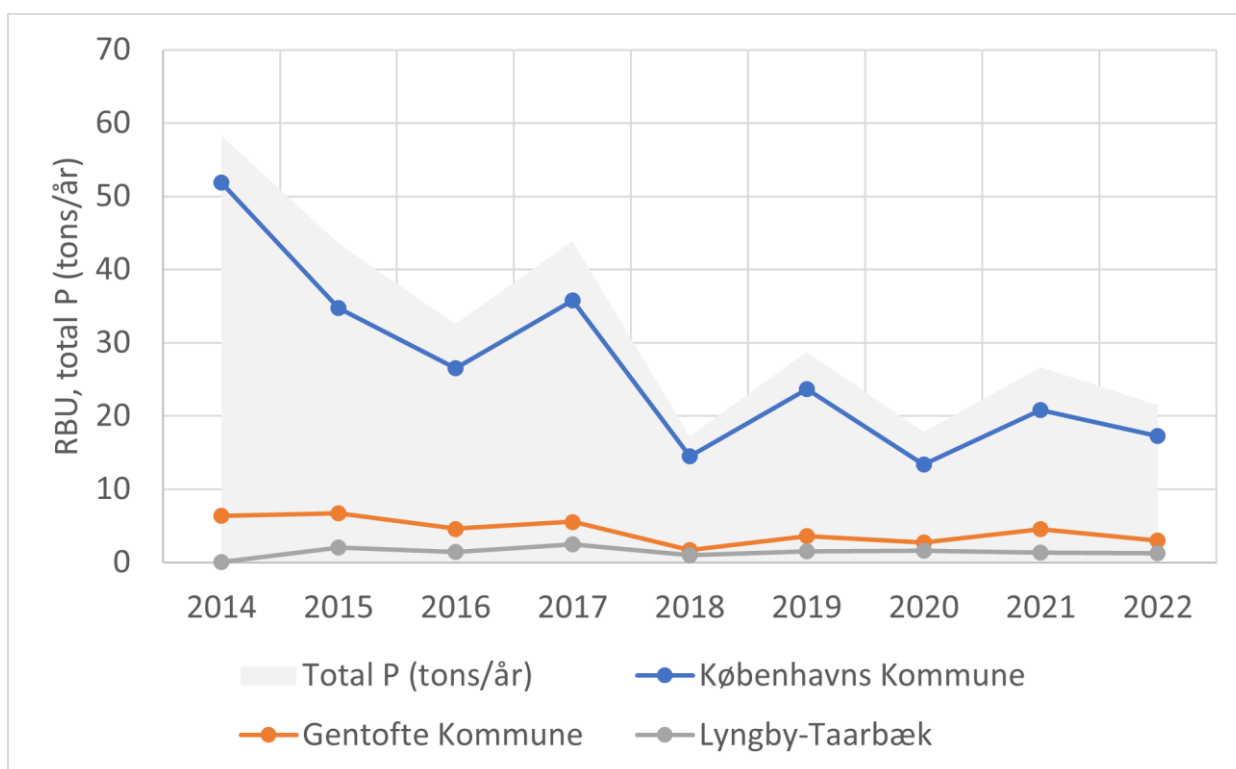
Den årlige udledning fra de tre oplande (kommuner) udgør gennemsnitligt $17,7 \pm 5,4\%$ og $24,3 \pm 4,5\%$ af henholdsvis den samlede mængde nettotilført total N og P til det Nordlige Øresund fra 2013-2020 fra dansk opland. Data for total nettoudledning fra dansk opland til Nordlige Øresund fremgår af Figur 2-32 og Figur 2-33.

Københavns Kommune, som er den tættest bebyggede kommune i Danmark, står for den største RBU af de tre oplande, og står for $84,2 \pm 4,5\%$ og $81,4 \pm 3,9\%$ af udledningen af hhv. total N og total P. Af den totale udledning af hhv. N og P fra de tre oplande, står Gentofte Kommune for hhv. $11,4 \pm 2,8\%$ og $13,5 \pm 2,3\%$ (Figur 2-39 og Figur 2-40).

Det ses, at der er udsving fra år til år, hvilket hænger sammen med mængden af nedbør, hvor øget nedbør vil medvirke til flere overløb og dermed øgede udledninger fra oplandet.



Figur 2-39. Regnbetingede udledninger (RBU) af total N (tons/år) fra oplande i de tre kommuner: København, Gentofte og Lyngby-Taarbæk, samt den samlede udledning af total N fra de tre oplande.

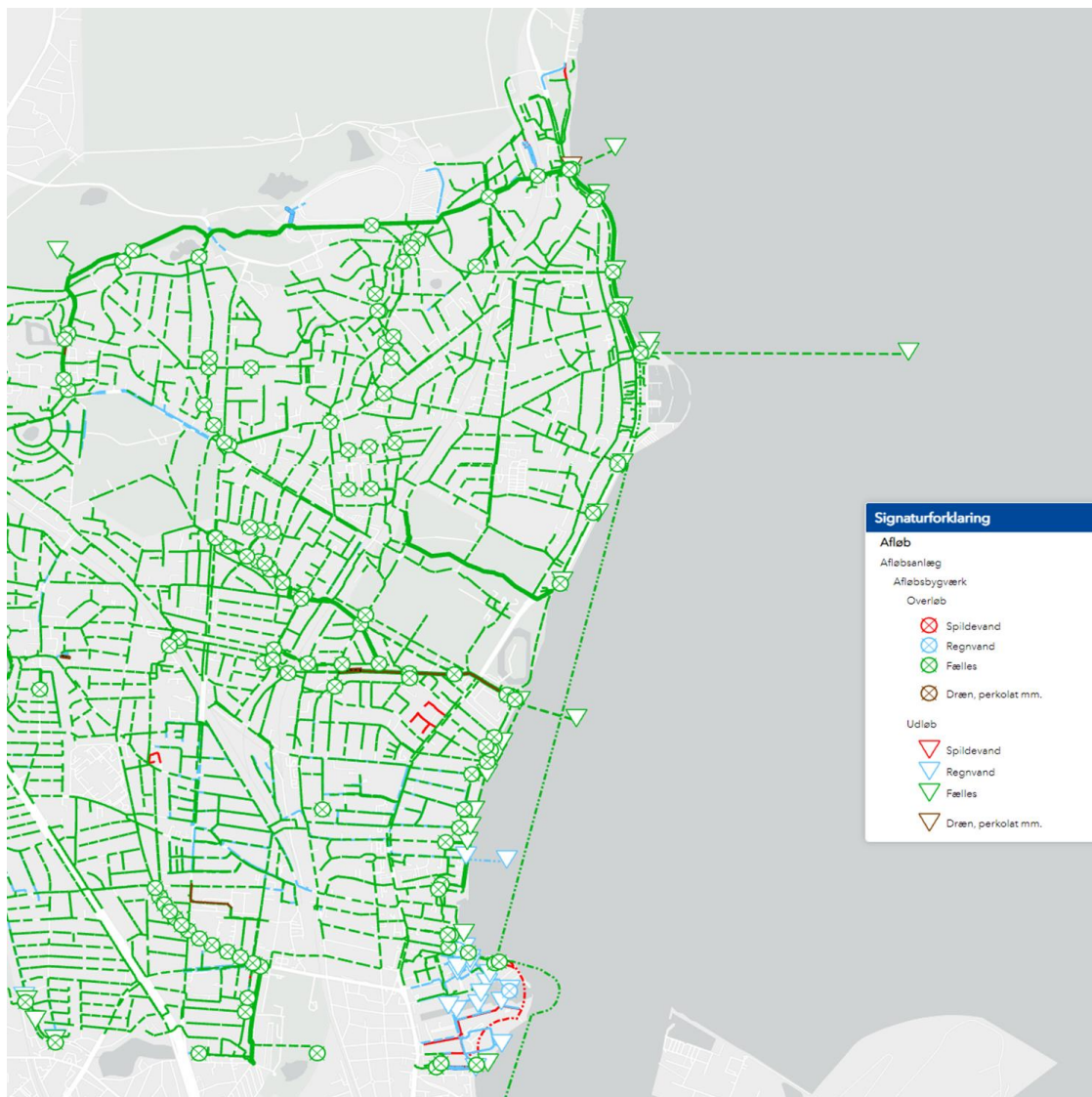


Figur 2-40. Regnbetingede udledninger (RBU) af total P (tons/år) fra oplande i de tre kommuner: København, Gentofte og Lyngby-Taarbæk, samt den samlede udledning af total P fra de tre oplande.

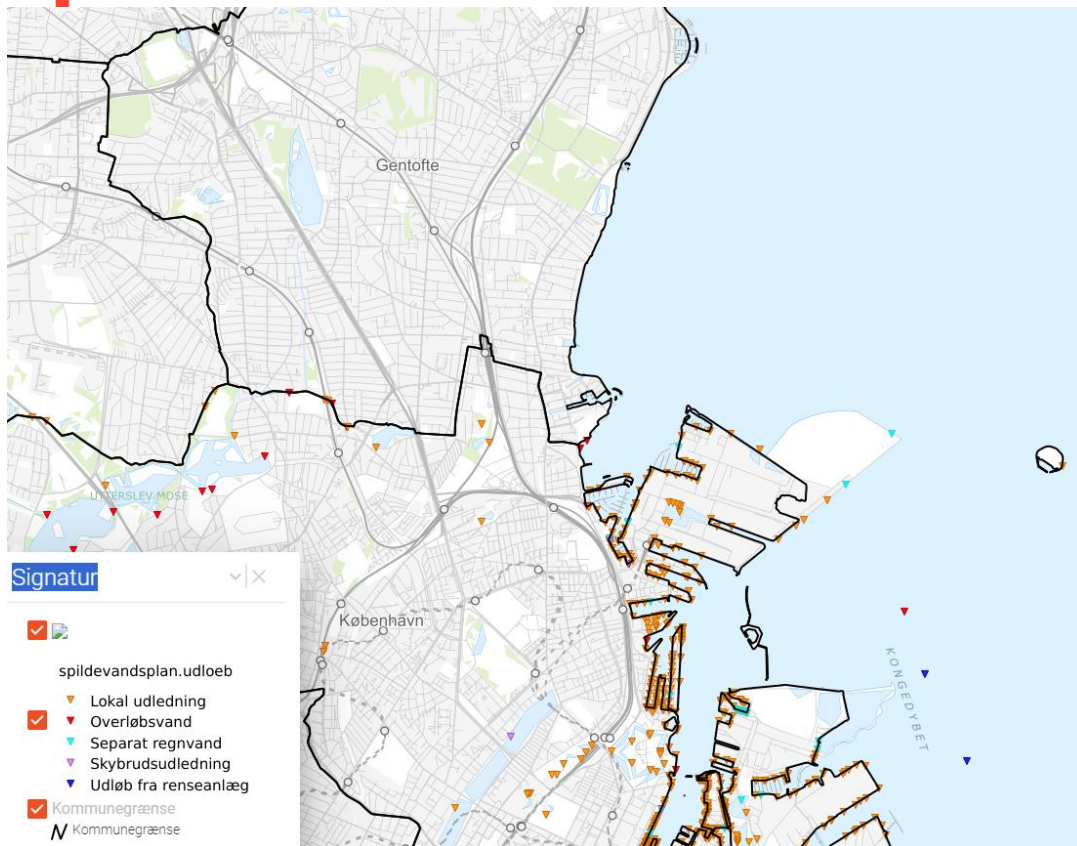
Figur 2-41 viser en oversigt over udløb og overløb fra Gentofte Kommunes opland til Øresund. Den største udledning af regnopblandet spildevand er via udløbet 'U5b' ud for Skovshoved Havn, som løber ud i Øresund

ca. 1,5 km fra kysten. Herfra udledes $72,1 \pm 8,3 \%$ og $73,4 \pm 7,7 \%$ af hhv. total N og P fra hele Gentofte Kommunes opland (gennemsnitlig fra 2016-2022) (PULS, 2023). Af Figur 2-42 og Figur 2-43 fremgår også oversigter over udløb og overløb til Øresund fra hhv. København Kommunes og Lyngby-Taarbæk Kommunes opland.

De regnbetingede udløb, herunder både spildevands- og regnvandsudløbene, fra Gentofte Kommunes opland udgør i gennemsnit hhv. $1,8 \pm 0,5 \%$ og $3,2 \pm 0,7 \%$ af den samlede mængde total N og total P tilført til det Nordlige Øresund fra dansk opland (data fra 2014-2020). Data for total nettoudledning fra dansk opland til Nordlige Øresund fremgår af Figur 2-32 og Figur 2-33.



Figur 2-41. Oversigt over udløb og overløb til Øresund fra Gentofte Kommunes opland. Kort hentet fra (Novafos, 2023). De blå trekantede repræsenterer udløb med regnvand og de grønne trekantede repræsenterer spildevandsoverløb.



Figur 2-42. Oversigt over udløb og overløb til Øresund tæt på Gentofte Kommune fra Københavns Kommune. Kort hentet fra Københavns Kommunes Spildevandsplan 2018 ([MapCentia Vidi \(digitaleplaner.dk\)](http://MapCentia.Vidi(digitaleplaner.dk))). De blå trekanter repræsenterer udløb med regnvand og de orange trekanter repræsenterer lokale udledninger, som både kan være regnvandsudløb eller spildevandsoverløb.



Figur 2-43. Oversigt over udløb og overløb til Øresund tæt på Gentofte Kommune fra Lyngby-Taarbæk Kommune. Kort hentet fra Lyngby-Taarbæk Kommunes Kommuneplan 2021 ([Kommuneplan 2021 \(Itk.dk\)](http://kommuneplan2021.itk.dk)). De blå trekante repræsenterer udløb med regnvand og de røde trekante repræsenterer spildevandsoverløb.

Som det ses på Figur 2-41, er der regnbetingede udløb (RBU – spildevandsoverløb og regnvandsudløb) langs hele Gentofte Kommunes kyst, hvor størstedelen har udløb kystnært. Spildevandsoverløbene kan potentielt have en negativ påvirkning på havmiljøet ved udledning af næringsstoffer og miljøfarlige stoffer.

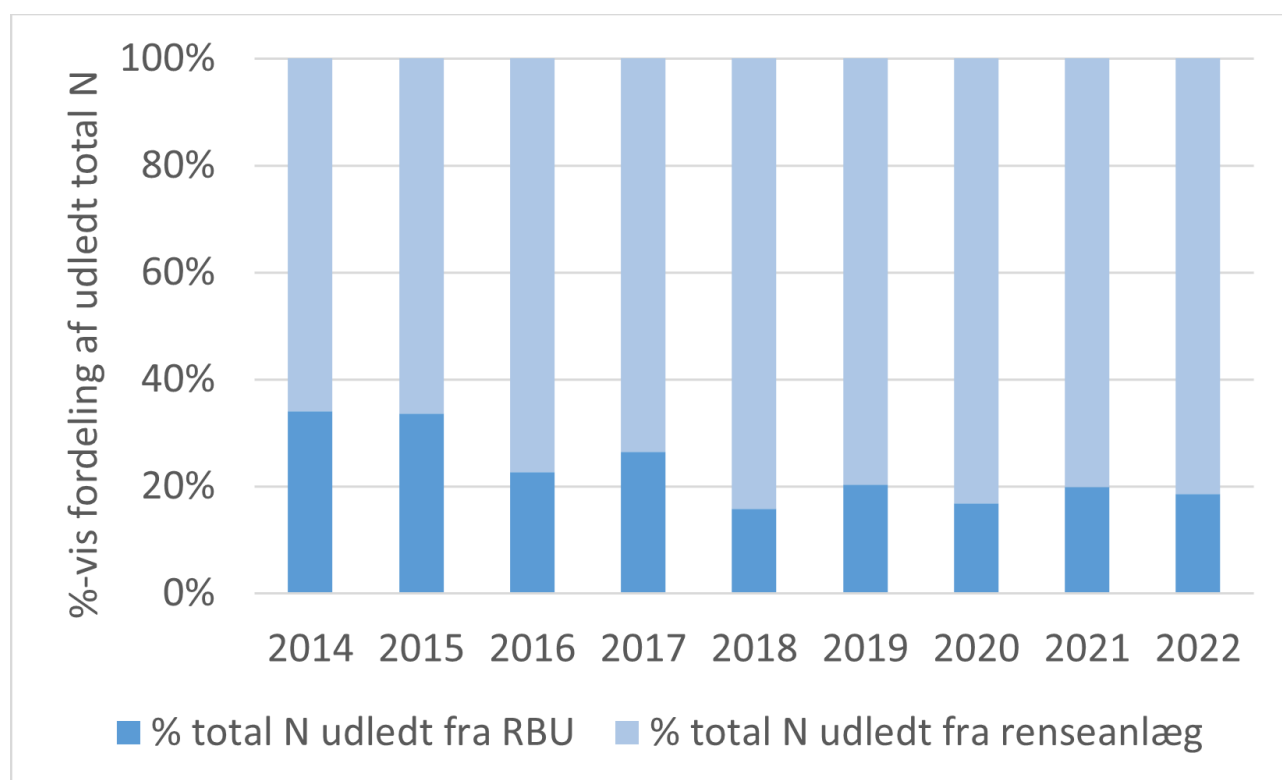
Det kan ikke udelukkes, at spildevandsoverløbene i dag er en vigtig årsag til den negative udvikling for både flora og fauna, der ses kystnært. Eksempelvis kan det ikke afvises, at disse kan have medvirket til den nedgang, der blev observeret i ålegræssets udbredelsesdybde i både nordlige Øresund og Køge Bugt i 2006/2007, og ud for Charlottenlund mellem 2019-2020, samt den generelle negative tendens i udviklingen af ålegræs her.

Gentofte Kommune og NOVAFOS' planer om separatkloakering vil løbende udfase disse spildevandsoverløb og erstatte dem med regnvandsudløb, som indeholder væsentligt færre næringsstoffer. Regnvandsudløbene kan dog, hvis ikke vandet renses først, indeholde et vist indhold af MFS, som bringes med regnvandsafstrømningen fra tage, veje og befæstede arealer.

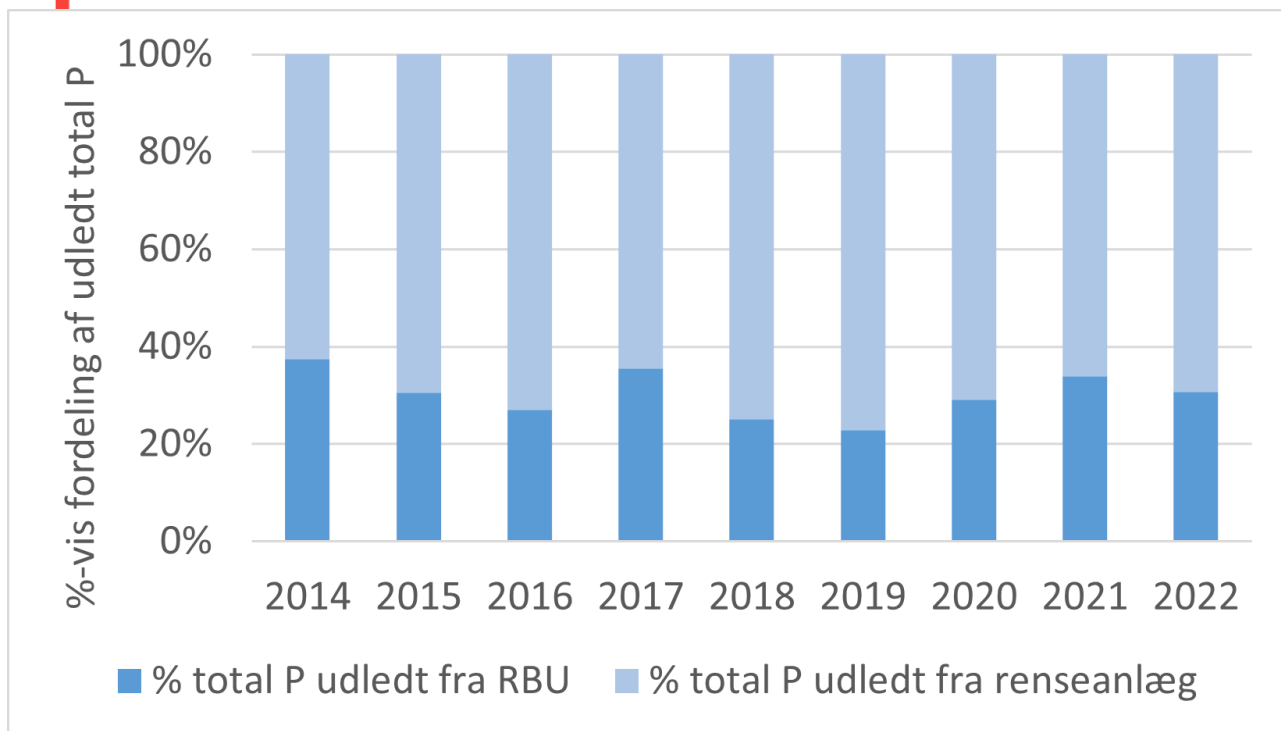
Gentofte Kommune er myndighed på de udløb til Øresund, som ligger inden for kommunegrænsen. Dermed er det kommunens ansvar, i forbindelse med de nye udledningstilladelser til de separerede regnvandsudløb, at fastsætte vilkår, som begrænser mængden af MFS og næringsstoffer i udledningerne.

SAMMENLIGNING AF UDLEDNING FRA RENSEANLÆG OG REGNBETINGEDE UDLØB (RBU) NÆR GENTOFTE KOMMUNE

Den største kilde til udledninger langs med – og i nærheden af - Gentofte Kommunes kyst, kommer fra renseanlæggene i København og Lyngby-Taarbæk. Det er vigtigt at huske, at disse renseanlæg også håndterer spildevandet fra Gentofte Kommune. Når man sammenligner udledninger fra renseanlæggene og de regnbetingede udløb (RBU) (herunder spildevandsoverløb og regnvandsudløb), udgør renseanlæggene mere end 2/3 af den samlede mængde udledt N og P (Figur 2-44 og Figur 2-45). Udledning af total N fra RBU udgjorde i 2014-2022 i gennemsnit 23% (16-34%) og renseanlæggene udgjorde ca. 77% (66-84%) (Figur 2-44). Udledning af total P fra RBU udgjorde i 2014-2022 i gennemsnit ca. 30% (23-37%) og renseanlæggene udgjorde ca. 70% (63-77%) (Figur 2-43).



Figur 2-44. Den %-vise fordeling af totale udledninger pr. år af total N fra renseanlæg og regnbetingede udløb (RBU, herunder spildevandsoverløb og regnvandsudløb). Data fra Gentofte, København og Lyngby-Taarbæk Kommune. Data fra PULS (PULS, 2023).



Figur 2-45. Den %-vise fordeling af totale udledninger pr. år af total P fra reenseanlæg og regnbetingede udløb (RBU, herunder spildevandsoverløb og regnvandsudløb). Data fra Gentofte, København og Lyngby-Taarbæk Kommune. Data fra PULS (PULS, 2023).

OPSUMMERING – NÆRINGSSTOFTILFØRSELNS BETYDNING FOR HAVMILJØET

Udledningen af næringsstofferne kvælstof (N) og fosfor (P) til havmiljøet i Nordlige Øresund faldt kraftigt i 1990'erne. Årsagen til dette fald skyldes, at man i disse år udførte en række forbedringer og udbygninger på reenseanlæggene. Den samlede mængde tilførte næringsstoffer til Nordlige Øresund varierer fra år til år. De år hvor der er meget nedbør, vil der også forekomme flere spildevandsoverløb, hvilket resulterer i flere udledte næringsstoffer til vandmiljøet. De målte niveauer/koncentrationer af N og P i vandområde Nordlige Øresund er for nuværende på et niveau, der ikke understøtter opnåelse af god økologisk tilstand for de biologiske kvalitetselementer (ålegræs, planteplankton og bundfauna).

De to kilder der står for den største udledning af N og P til Nordlige Øresund, er reenseanlæggene og regnbetingede udledninger (RBU, herunder spildevandsoverløb og regnvandsudløb). Reenseanlæggene i København og Lyngby-Taarbæk Kommune, hvor Gentofte Kommune leder spildevand til, står for ca. 55% og 62% af henholdsvis den samlede mængde nettotilført total N og P fra dansk opland til det Nordlige Øresund. De regnbetingede udledninger (RBU) står for hhv. ca. 18% og 24% af den samlede udledte mængde N og P til Nordlige Øresund. Det betyder, at ca. 73% af den totale N og ca. 86% af den totale P, som udledes til Nordlige Øresund, kommer fra reenseanlæggene og de regnbetingede udløb i Gentofte, København og Lyngby-Taarbæk Kommune. Havmiljøet langs Gentofte Kommunes kyst må derfor siges at være relativt højt belastet af næringsstoffer fra kilder i nærheden. I den forbindelse er det værd at bemærke, at udledningerne fra reenseanlæggene foregår langt ude i Øresund, hvor vandudskiftningen er høj, hvorimod de regnbetingede udløb typisk er tættere på land. Det betyder at den største lokale påvirkning kommer fra de regnbetingede udløb.

Københavns Kommune står for den største andel af den samlede mængde N og P udledt via RBU, og Gentofte Kommunes opland udgør i gennemsnit ca. 2% og 3% af den samlede mængde total N og total P fra dansk opland tilført Nordlige Øresund via RBU.

I takt med at der separatkloakeres i Gentofte Kommune, vil mængden af næringsstoffer der udledes til havmiljøet løbende blive nedbragt. Separatkloakeringen forventes at være gennemført i 2050. Separatkloakering og andre klimatilpasningstiltag til håndtering af regnvand i Københavns Kommune, samt i andre kommuner der leder spildevand til reenseanlægget Lynetten, vil også medvirke til at nedbringe tilførsel af N og P fra Lynetten og minimere mængden af spildevandsoverløb.

I forbindelse med sagsbehandlingen af udledningstilladelserne til de nye regnvandsudløb og ved revision af de eksisterende udledningstilladelser til renseanlæg og spildevandsoverløb, har kommunerne mulighed for at stille vilkår, som kan minimere mængden af næringsstoffer og MFS. Det er i den forbindelse dog værd at bemærke, at skærpede vilkår til udledninger på bl.a. renseanlæggene, vil være en omfattende proces, som tager tid og koster mange penge, da de skærpede vilkår typisk vil kræve større ombygninger af de eksisterende anlæg.

2.2.2 ILTSVIND

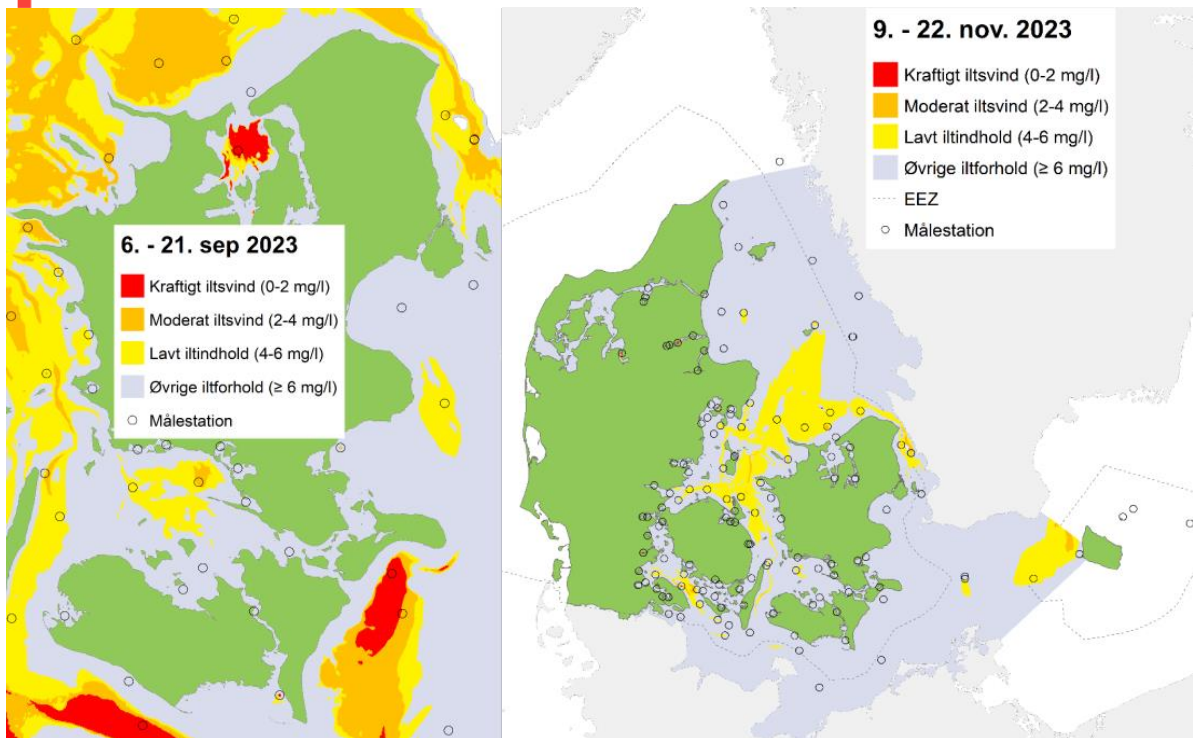
Iltsvind opstår, når iltforbruget i bundvandet er større end ilttilførslen (Hansen & Rytter, 2023a). Iltsvind kan opstå under forhold, hvor der er en kraftig lagdeling af vandsøjlen (springlag), eksempelvis som følge af høje temperaturer og stillestående vand, og hvor algevæksten øges som følge af høje næringsstofftilførsler fra land (fra eksempelvis renseanlæg og spildevandsoverløb). Når algerne dør, synker de ud af vandsøjlen og ned på bunden, hvor de nedbrydes af bakterier og bunddyr. Denne proces kræver ilt, og bruges der mere ilt end der tilføres, eksempelvis via blæst der kan omrøre vandsøjlen, kan dette føre til iltsvind. Der skelnes mellem kraftigt iltsvind (iltindhold <2 mg/l), moderat iltsvind (iltindhold på 2-4 mg/l) og lavt iltindhold (4-6 mg/l), men iltindhold under 4 mg/l anses som iltsvind (Hansen & Rytter, 2023a). Kraftigt iltsvind kan i værste fald føre til, at organismer dør, mens lavt iltindhold kan føre til, at organismer stresses og mobile dyr vil søge væk fra området, hvor der er lavt iltindhold (Hansen & Rytter, 2023a). Udover styrken af iltsvindet (iltindholdet), er arealudbredelsen og varigheden af iltsvindet afgørende for påvirkningen af organismene og deres levesteder. Iltindholdet i havvand indgår i vandrammedirektivet som en af flere 'kemiske og fysisk-kemiske elementer der understøtter de biologiske elementer' (BEK nr 792 af 13/06/2023).

TILSTAND OG UDVIKLING I ILTSVIND I NORDLIGE ØRESUND

I Øresund er der to stationer (nord og syd for Ven; Figur 2-46), hvor der monitoreres for iltsvind, og der bruges en iltsvindsmode til at beskrive og estimere den mest sandsynlige arealudbredelse af iltsvind (Hansen & Rytter, 2023a). Prøverne tages i områder med relativ stor vanddybde, hvilket betyder, at iltsvind der kan opstå lokalt på lavere vanddybder, ikke bliver opfanget. Havområdet langs Gentofte Kommunes kyst er relativt lavvandet, og således vil iltsvindsmodeellen ikke kunne forudsige eventuelle lokale iltsvind, hverken her eller i andre lavvandede områder. Dog vil der sandsynligvis ikke være springlag til stede langs Gentofte Kommunes kyst, da der ikke er så dybt her. Generelt ligger springlaget i Øresund på ca. 12-15 meters dybde (Miljøstyrelsen).

Midt i september 2023 samt i november 2023 blev der i Øresund registreret moderat iltsvind både nord og syd for Ven (Hansen & Rytter, 2023a) (Figur 2-46). Iltsvindsmodeellen i Hansen & Rytter (2023a) angiver, at iltsvindet i september strakte sig fra det sydlige Kattegat ned igennem Øresund til midt imellem Ven og Saltholm. I november 2023 strakte iltsvindet sig fra lidt syd for Ven til op lidt nord for Helsingør (Hansen & Rytter, 2023b). Modeellen viser, at der sandsynligvis ikke har været iltsvind kystnært i hverken september eller november, herunder langs Gentofte Kommunes kyst. Som nævnt ovenfor, kan data fra målestationerne ved Ven ikke opfang eventuelle lokale tilfælde af iltsvind i mere lavvandede områder, men på vanddybder < 10 meter vil det være usandsynligt at iltsvind finder sted, da et springlag, som kan medvirke til iltsvind, typisk ligger dybere i Øresund.

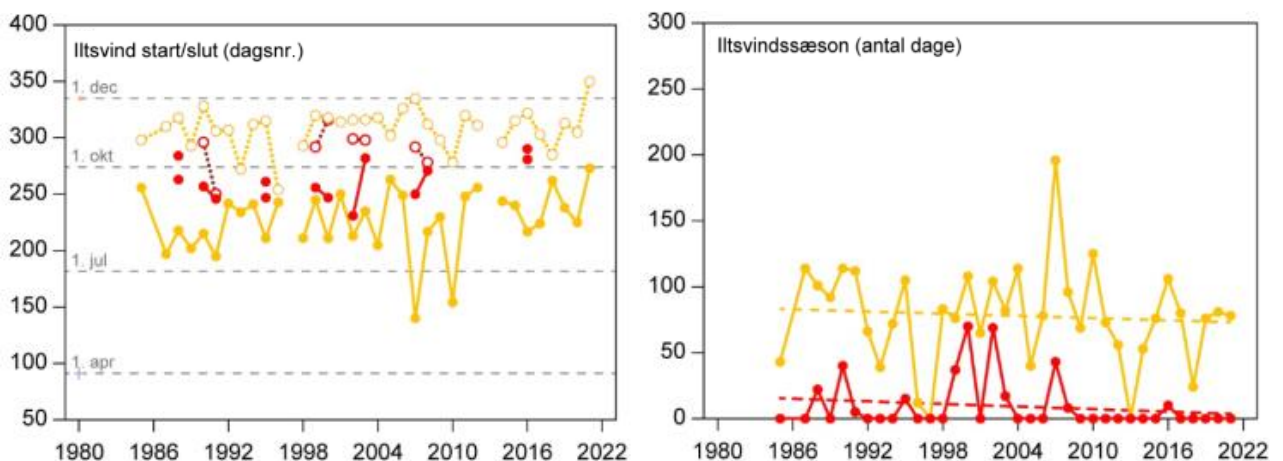
Der blev ikke registreret iltsvind i Køge Bugt i rapporteringsperioden, hverken i september eller november 2023 (Hansen & Rytter, 2023a; Hansen & Rytter, 2023b).



Figur 2-46. Iltsvind i danske farvande, september (figur til venstre) og november (til højre) 2023. Figurer modificeret fra (Hansen & Rytter, 2023a; Hansen & Rytter, 2023b). Venstre: modelleret arealudbredelse af iltsvind i farvandene rundt om Sjælland, Lolland og Falster baseret på målinger fra 6.-21. september. Højre: arealudbredelse af iltforhold modelleret ud fra målinger foretaget 9.- 22. november 2023.

I Øresund kan start og slutdato for iltsvind (henholdsvis moderat og kraftigt) godt svinge lidt fra år til år, og det samme gør sig gældende ift. iltsvindsæsonens længde, som dog er uændret, hvis man ser på den generelle tidlige udvikling (Hansen & Høgslund, 2023) (Figur 2-47, venstre figur). Strømforholdene gennem Øresund gør dog, at opholdstiden er kort (Hansen & Høgslund, 2023), hvilket er med til at nedbringe iltsvind. Kraftigt iltsvind er kun registreret en enkelt gang i Øresund siden 2009, nemlig i 2016 (Figur 2-47, højre figur).

Der findes ingen målinger af iltindholdet i havområdet langs Gentofte Kommunes kyst, og derfor er det ikke muligt at vurdere havmiljøets tilstand langs Gentofte Kommunes kyst i forhold til iltindholdet i vandet. På baggrund af iltindholdet i vandområde Nordlige Øresund, kan det dog konstateres, at kraftigt iltsvind sjældent finder sted, men at der findes områder i den nordlige del af Øresund som til tider har moderat iltsvind, hvilket på sigt potentielt kan på virke marine organismer og deres levesteder.



Figur 2-47. Venstre figur: Tidlig udvikling i dagsnummer for start (fuldt optrukket) og slut (stiplet) for hhv. moderat (orange) og kraftigt (rød) iltsvind i Øresund syd for Ven (station KBH431). Bemærk, at y-akse starter ved dagsnummer 50. Højre figur: Tidlig udvikling i længden af iltsvindsæsonen for moderat (orange) og kraftigt (rød) iltsvind i Øresund. Data fra 1985-2021. Stiplede linjer angiver trendlinjer (lineær regression) for sæsonlængden for moderat (orange) og kraftigt iltsvind (rød). Figur modificeret fra (Hansen & Høgslund, 2023).

Kraftigt iltsvind (hvor iltindholdet er <2 mg/l) i den nordlige del af Øresund (ved målestationerne syd og nord for Ven), er sjældent, og er sidst observeret i 2016. I 2023 blev der ved flere tilfælde målt moderat iltsvind (iltkoncentration på 2-4 mg/l) ved begge stationer nord og syd for Ven. Målestationerne ved Ven ligger i områder med relativt dybt vand, og data herfra vil ikke kunne påvise tilfælde af iltsvind i lokale lavvandede områder, såsom i områderne langs kysten i Gentofte Kommune. Der er ikke nogen målinger af iltindholdet lokalt ved Gentofte Kommunes kyst, men iltsvind vil sandsynligvis ikke forekomme i havområdet langs Gentofte Kommunes kyst, da et springlag, som kan medvirke til iltsvind, typisk kun forekommer på dybere vand (12-15 m) i Øresund.

2.3 OPSUMMERING - HAVMILJØETS TILSTAND UD FOR GENTOFTE KOMMUNES KYST

Ovenstående afsnit vurderer tilstanden i havmiljøet ud for Gentofte Kommunes kyst ud fra tilgængeligt NOVANA-data på biologiske, fysiske samt fysiske-kemiske kvalitetselementer, herunder miljøindikatorerne ålegræs, bundfauna, sigtddybden og miljøfarlige stoffer, samt presfaktorerne næringsstoffer samt iltindhold (iltsvind). I nedenstående laves en samlet vurdering af havmiljøets tilstand ud for Gentofte Kommunes kyst, baseret på ovenstående analyser ud fra relevante miljøindikatorer og presfaktorer. For en del af kvalitetselementerne er der ikke tilgængeligt data fra området nær Gentofte Kommunes kyststrækning, og vurderingen er derfor foretaget på baggrund af data indsamlet i vandområdet Nordlige Øresund, som havet ud for Gentofte Kommune er en del af.

Opnåelse af god økologisk tilstand hænger i høj grad sammen med mængden af næringsstoffer i havmiljøet, da en høj mængde næringsstoffer (eutrofiering) kan lede til dårlige leveforhold for marine organismer. Dette ved at fremme væksten af planteplankton, som kan føre til lav sigtbarhed samt iltsvind. Således er sigtddybden og iltsvind i høj grad relateret til næringsstofindholdet, og derfor er der i nedenstående vurdering fokuseret på næringsstofindholdet og ikke sigtddybden og iltindhold/iltsvind.

Baseret på kvalitetselementet/miljøindikatoren ålegræs har vandområde Nordlige Øresund samt havmiljøet ud for Gentofte Kommunes kyst 'god økologisk tilstand'. Dette dog kun lige akkurat, da hovedudbredelsesdybden er på 6,4 m, og den gældende målsætning er på 6,3 m. Det er observeret, at udbredelsesdybderne er faldende ved Charlottenlund, samtidig med at der kystnært har været store reduktioner i ålegræssets dækningsgrad på 2-3 meters dybde siden 2006, hvor det dog i nogen grad er vendt tilbage ud for Charlottenlund, modsat ud for eksempelvis Taarbæk. Den økologiske tilstand, baseret på bundfauna, er 'moderat', og en generelt faldende tendens i kvalitetsindekset er observeret siden 2018, hvilket indikerer en forværring af bundfaunasamfundet, og dermed havmiljøet. Koncentrationerne af næringsstofferne kvælstof (N) og fosfor (P) i vandområde Nordlige Øresund, understøtter for nuværende ikke opnåelse af 'god økologisk tilstand' for kvalitetselementerne ålegræs, bundfauna og planteplankton, og kan sandsynligvis forklare den udvikling, der er observeret for ålegræs og bundfauna. Det er kun ålegræs der er målinger for lokalt langs Gentofte Kommunes kyst, og hvis den alene bruges som miljøindikator, er der tale om 'god økologisk tilstand' i havmiljøet ud for Gentofte Kommunes kyst. Inkluderes også bundfauna som miljøindikator, hvoraf der kun er en enkelt måling af bundfauna i et enkelt år i Gentofte Kommunes område, vil den økologiske tilstand langs Gentofte Kommunes kyst kategoriseres som 'moderat'.

Baseret på indhold af miljøfarlige stoffer i biota og sediment vurderes havmiljøet ud for Gentofte Kommunes kyst at være i 'ikke-god' kemisk tilstand, og der ses ikke nogen klare tendenser af, at tilstanden er i bedring. Vandprøverne fra Gentofte Kommunes overvågning af tungmetaller i badevandet, samt analyser af de i forvejen forkomne tungmetalkoncentrationer på dybt vand viser dog, at tungmetalkoncentrationerne i vandsøjlen ligger langt under de vejledende grænseværdier for badevand og også under miljøkvalitetskravene. For kobber er det kun tre af prøverne, som har lav nok detektionsgrænse til, at man kan vurdere, om MKK er overskredet. Alle disse tre prøver er dog under MKK. For at få belyst om dette er et udtryk for årsgennemsnittet, vil det være nødvendigt med supplerende prøver for kobber. Vandprøverne indikerer, at årsagen til den dårlige kemiske tilstand, er ophobning af MFS i sedimentet.

Renseanlæg og regnbetingede udledninger (RBU, herunder spildevandsoverløb og regnvandsudløb) står for størstedelen af næringsstofudledningerne til Nordlige Øresund. De tre oplande Gentofte, København og Lyngby-Taarbæk Kommune står for ca. 73% og 86% af det totale N og P, der udledes til Nordlige Øresund fra danske kilder. Havmiljøet langs Gentofte Kommunes kyst er således relativt højt belastet af næringsstoffer, og muligvis også miljøfarlige stoffer fra disse udledninger. Flere af de mindre spildevandsoverløb i Gentofte



Kommune ligger kystnært, hvilket bidrager til en mere lokal næringsstofpåvirkning end udledningerne fra spildevandsanlæggene, hvis udløb ligger længere ude i Øresund. En fremtidig separatkloakering vil resultere i, at spildevandsoverløbene i Gentofte Kommune fjernes og i stedet erstattes med regnvandsudløb. Dette vil betyde, at den kystnære næringsstofpåvirkning vil blive minimeret væsentligt. Regnvandsudløbene kan dog fortsat indeholde høje koncentrationer af MFS. Derfor vil det være nødvendigt at stille vilkår om at begrænse dette, når der skal udarbejdes udledningstilladelser til de nye regnvandsudløb.

3 GENTOFTE KYST - PÅVIRKNING FRA STØRRE ANLÆGSPROJEKTER (DEL 2A)

I den nordlige del af Københavns Havn, lige syd for Gentofte Kommune, har Københavns Kommune flere eksisterende og planlagte større anlægsprojekter, som kan have indflydelse på vandmiljøet ud for Gentofte Kommune (se Tabel 3-1). I den forbindelse er VVM'er samt tilhørende baggrundsrapporter vurderet for at belyse, hvilke eventuelle effekter disse anlægsprojekter kan have på havmiljøet langs Gentofte Kommunes kyst. Der er taget udgangspunkt i de påvirkninger, der kan skyldes hydrografiske ændringer (bølge- og strømforhold) efter anlægning, dvs. når projektet står færdigt, samt påvirkninger fra det sedimentspild, der kan opstå under anlægsfasen af et givent projekt.

Miljøkonsekvensrapport (VVM-redegørelse) for den af HOFOR og Novafos planlagte skybrudstunnel, Svanemøllen Skybrudstunnel (SST) – som forventes etableret tidligst i 2030 - foreligger ikke endnu, hvorfor dette projekt ikke er inddraget. Skybrudstunnelen planlægges for bedre at kunne håndtere fremtidige større regnmængder samt for at nedbringe overløb med regnopblandet spildevand i Svanemøllebugten såvel som i ferske recipienter.

Tabel 3-1. Eksisterende og igangværende projekter med potentiale til at påvirke vandmiljøet i Gentofte Kommune.

Projekt	status	påvirkninger
Udvidelse af Nordhavnen	Nuværende perimeter etableret i 2014	Ændret bølgeklime Ændrede strømforhold
Lynetteholmen	Under anlæg (2023-)	Påvirkning af vandgennemstrømning Ændrede strømforhold Ændrede bølgeforhold Sedimentspild under anlæg
Nordhavnstunnellen	Under anlæg (2023-?)	Sedimentspild under anlæg
Øresundsbroen	Åbnet i 2000	Påvirkning af vandgennemstrømning ved omfordeling af vandtransport gennem Flinterenden og Drogden

I nærværende afsnit gennemgås hver af de relevante anlægsprojekter for overordnede mulige påvirkninger for havmiljøet ved Gentofte, og i kapitel 4 beskrives mere detaljeret, hvilke effekter disse anlægsprojekter sammen med øvrige påvirkninger (rens anlæg, udledninger mv.) samlet kan have på havmiljøet ud for Gentoftes kyst.

3.1 UDVIDELSE AF NORDHAVNEN

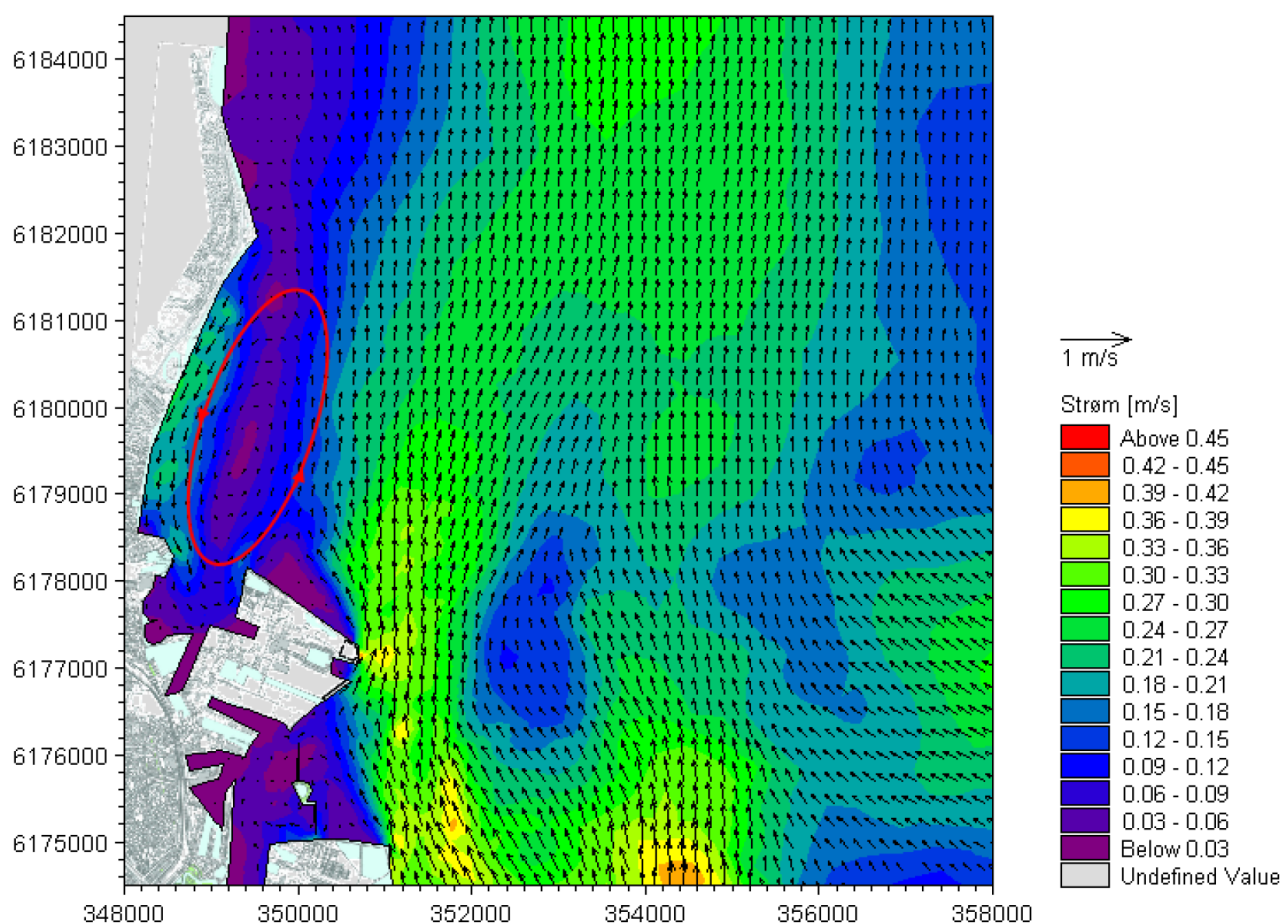
Der er foretaget VVM-redegørelse og miljøvurdering af udvidelse af Nordhavnen (Københavns Kommune og Kystdirektoratet, 2009). Nedenstående vurderinger af påvirkning på strøm- og bølgeforhold i farvandet ud for Gentofte kommune er udledt fra baggrundsrapporten udarbejdet af DHI i 2009, (DHI, 2009a).

Den seneste udvidelse af Nordhavnen mellem 2009 og 2013, hvor perimeteren blev færdiggjort, er det projekt som har størst potentiale til at påvirke vandmiljøet i farvandet ud for Gentofte Kommune. Perimeteren rækker 1 km ud fra den tidlige udfyldning, og udvidelsen dækker et område på 80 ha.

Nordhavnen, men også Svanemøllehavnen og Tuborg Havn, har undergået kraftige ud- og ombygninger i de forløbne ca. 60 år, hvilket har medvirket, at åbningen af Svanemøllebugten mod Øresund er blevet indsnævret. Den eventuelle virkning af disse historiske forhold er ikke yderligere analyseret i DHI's rapport (DHI, 2009a), idet rapporten beskriver de eksisterende forhold, inden den sidste udvidelse af Nordhavnen (basisbeskrivelse) og projektets påvirkning på de eksisterende forhold. Sammenligning med tidligere forhold langs kysterne tjener dog til at belyse virkningen af de aktive kystprocesser i området.

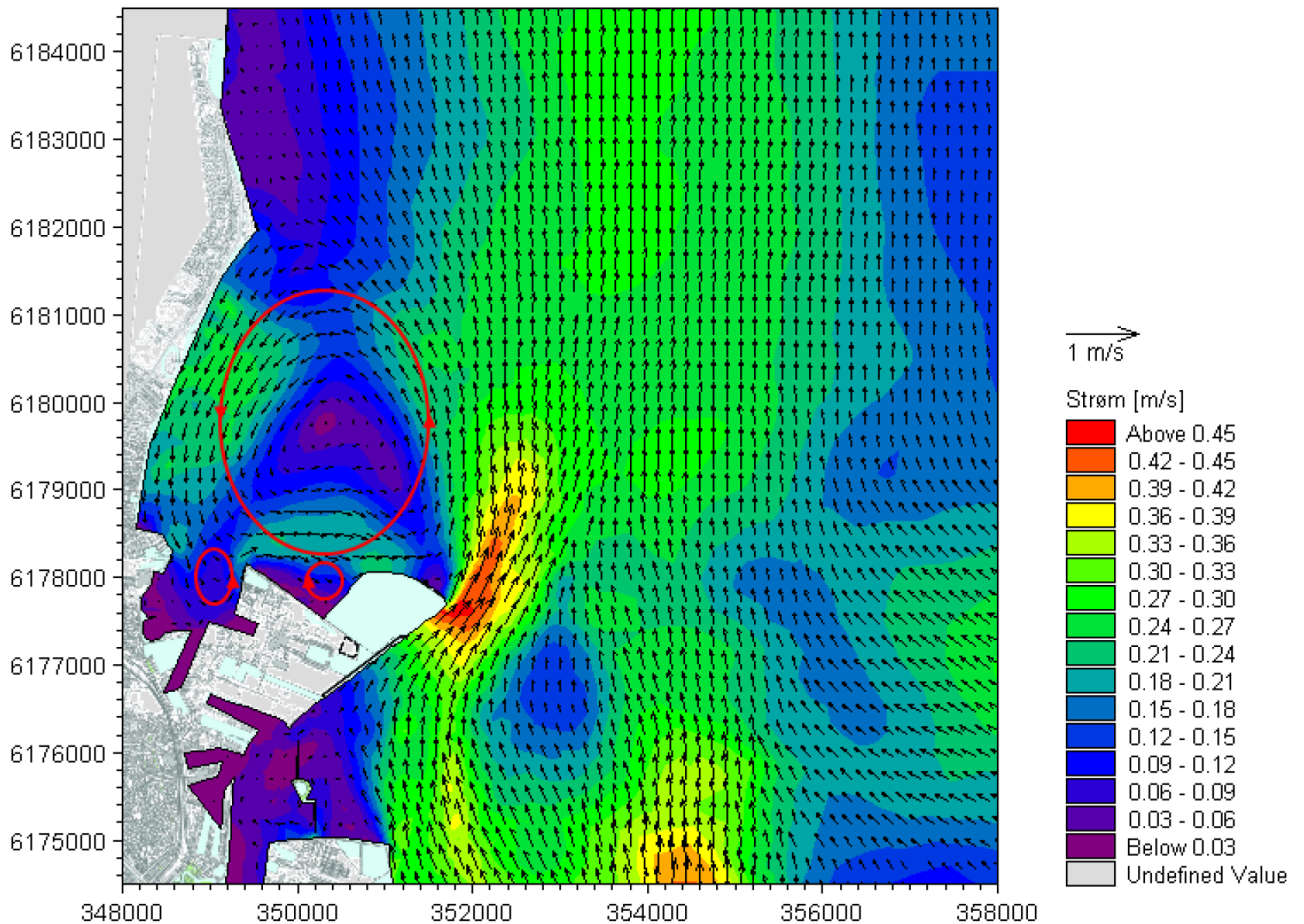
3.1.1 PÅVIRKNING AF STRØMFORHOLD OG VANDSTAND

DHI har udført modelberegninger af strømforholdene mellem Nordhavn og Skovshoved før og efter etablering af Nordhavns udvidelse (DHI, 2009). Modelberegningerne viser, at etablering af Nordhavns opfyldning, under forhold med nordgående strøm fører til dannelse af en noget større zone med idvande¹, idet rotationspunktet skubbes mod øst efter udbygningen af Nordhavnen. Desuden ses en tendens til, at strømhvirvlen bliver kraftigere på grund af opfyldningen. Se Figur 3-1 som viser forholdene før udbygningen og Figur 3-2, som viser forholdene efter udbygningen.



Figur 3-1. Strømmønstre under nordgående strømning før udbygning af Nordhavnen. Hvirvl er markeret med rød cirkel. Fra (DHI, 2009a).

¹ Idvande, strøm i et strømfarvand, der løber den modsatte vej af hovedstrømmen. Fænomenet optræder ofte tæt ved kysten, hvor den lavere vanddybde pga. friktion giver anledning til hvirveldannelser, der sender noget af vandet i den modsatte retning (fra Lex dk).



Figur 3-2. Strømmønstre under nordgående strømning efter udbygning af Nordhavnen (Fra DHI 2009). Hvirvler er markeret med røde cirkler.

En tilsvarende modsatrettet hvirvel med nordgående strøm langs kysten findes også ved sydgående strøm i Øresund, men er upåvirket af udbygningen af Nordhavnen.

Udbygningen af Nordhavnen vil derfor medføre en relativ forøgelse af den sydgående strøm langs kysten mellem Skovshoved og Svanemøllebugten, hvilket vil forstærke tilførslen af sediment og organisk materiale til Svanemøllebugten. DHI har ikke lavet en kvantitativ vurdering af, hvor meget den sydgående strøm langs kysten mellem Skovshoved og Svanemøllebugten forøges med.

DHI vurderer, at udbygningen af Nordhavnen ikke vil ændre på gennemstrømningen gennem Øresund og dermed påvirke ind- og udstrømningen gennem Øresund.

Gentofte Kommune har fået COWI A/S til at undersøge om Lynetteholm ved København vil have en påvirkning af vandstanden i Øresund ud for Gentofte Kommune ved en stormflod svarende til Bodil, der fandt sted d. 6.-7. december 2013. Desuden undersøges det, om de seneste udbygninger af Nordhavn i 2009-2010 har haft en påvirkning af vandstanden ud for Gentofte Kommune.

COWI A/S har anvendt en hydrauliske MIKE 21 model for Øresund som er sat op til at simulerer stormen Bodil.

Resultatet viser, at forskellen på en simulering med og uden Lynetteholm er ca. 1 cm på den maksimale vandstand, mens der ikke ses nogen forskel på vandstanden før og efter den seneste udbygning af Nordhavn i 2009-2010. Samlet set er forskellene i begge tilfælde så små, at de er langt mindre end usikkerheden på modelberegningerne (COWI, 2024).

3.1.2 PÅVIRKNING AF BØLGEFORHOLD

Der er foretaget modellering af bølgeforholdene (DHI, 2009). Bølgeforholdene under anlægsfasen er ikke undersøgt. Resultaterne er dels benyttet til at vurdere virkningerne i bølgeforholdene og dels til at vurdere ændringerne af transportforholdene for sand langs strandene, idet det er bølgerne, som genererer denne.

På baggrund af bølgemodelleringerne vurderes det, at bølgeforholdene i Svanemøllebugten ikke ændres som følge af opfyldningen.

Ved Hellerup medfører opfyldningen en delvis blokering af sydøstlige bølger og en omfordelende effekt på østlige bølger, hvilket betyder, at andelen af bølger fra øst stiger. Generelt indikerer modelleringerne, at middelbølgeretningen drejes 5°-6° mod uret udenfor bølgenes brydningszone på denne strækning. Den gennemsnitlige bølgehøjde reduceres også en anelse.

Ved Charlottenlund medfører opfyldningen en delvis blokering af sydøstlige bølger. Der vil ligeledes ske en omfordeling af bølgerne, så bølger fra øst bliver mere dominerende. Generelt indikerer modelleringerne, at middelbølgeretningen drejes ca. 4,5° mod uret uden for bølgenes brydningszone på denne strækning.

Også på strækningen mellem Charlottenlund og Skovshoved vil opfyldningen have en blokerende effekt på bølger fra sydøst. Der sker en mindre svækkelse og omfordeling af bølgerne, og generelt vil middelbølgeretning på strækningen drejes 3°-4° mod uret, dvs. at bølgerne kommer fra en mere nordlig retning end før udbygning af Nordhavnen. Betydningen for kystens udvikling og materialevandringen langs kysten af denne påvirkning beskrives i det følgende afsnit 3.1.3.

3.1.3 VIRKNING PÅ DE KYSTMORFOLOGISKE FORHOLD, PÅ AFLEJRING OG PÅ TILSANDING

DHI har med udgangspunkt i en kystteknisk analyse og modelberegninger (DHI, 2009a) konkluderet at:

- Den resulterende sydgående transport øges fra ca. 1300 m³/år til ca. 1600 m³/år
- Erosionen i kystprofilen øges i gennemsnit fra ca. 0,8 cm/år til ca. 1,1 cm/år
- Tilsandingen i indsejlingen til Hellerup Havn øges gennemsnitligt fra 1300 m³/år til ca. 1600 m³/år

Der vil være en tendens til, at Hellerup Strand drejer nogle få grader mod uret (stranden rykker tilbage i nordenden, medens den rykker frem i sydenden), hvilket vil betyde, at den bliver kortere. Skønsmæssigt vil den blive reduceret med ca. 50 m ud af den nuværende totale længde på ca. 250 m. Dette vil ske i form af erosion i den nordlige del af stranden.

DHI gør opmærksom på, at der vil forekomme meget store variationer i ovennævnte tendenser grundet variationer i vind og bølgeforhold. Desuden må det vurderes, at de angivne middelværdier for transportrater, erosionshastigheder og tilsandingsmængder er øvre værdier grundet mangel på frit tilgængeligt sand i kystprofilen (dvs. at der ikke er sand nok foran stranden til, at bølger og strøm kan transportere alt det sand de potentielt kan). Usikkerheden på de angivne tal er således betydelig, vel af størrelsesordenen 50 %, men det vurderes derimod, at tendenserne til øget transport, erosion og tilsanding samt reduktion af længden af Hellerup Strand er meget sikre (se også kapitel 4).

Ved at sammenligne de daværende forhold i 2009 med de som følge af opfyldningen fremtidige forhold ses det tydeligt, at vind- og strømforhold vil føre til en potentiel forøgelse af tangophobning i området. De største forekomster må forventes at forefindes på nordsiden af Tuborg Havn (DHI, 2009a).

Ovennævnte konklusioner fra DHI-rapporten er i god overensstemmelse med de faktuelle observationer, som Havnefogeden for Skovshoved og Hellerup Havn har rapporteret om, og som er sammenfattet i referat af møde afholdt den 14. december 2023 (se Bilag 1). Vurderingen fra Havnefogeden er dog, at mængderne ved Hellerup Strand er væsentligt højere end de 1600 m³/år, som er estimeret af DHI ift. øget sydgående transport af sediment (DHI, 2009a). Havnefogeden har i den forbindelse nævnt, i en mundtlig dialog med WSP, at der efter 8 år er sket tilsanding af sejltrengen ved Hellerup Havn, hvilket var estimeret til ikke at ske før efter 20 år, grundet den høfde der blev bygget syd for Hellerup Strand ud for Hellerup Havn. Høfden havde til formål at hindre både en øget tilsanding af sejltrengen samt erosion af Hellerup Strand. I et tillæg (DHI, 2009b) til baggrundsrapporten for VVM'en for Nordhavnsudvidelsen (DHI, 2009a) vurderes det, at *"høfden i de første 20 år vil fange alt det sand, som transporteres mod syd langs Hellerup Strand, og dermed vil der stort set ikke forekomme tilsanding i indsejlingen til Hellerup Havn i denne periode"* samt at *"tilsandingen i indsejlingen til"*

Hellerup Havn skønnes "at ville vokse fra omtrent nul ca. 20 år efter udbygning af Nordhavnen til ca. 1000 m³/år efter ca. 40 års forløb" (DHI, 2009b). Havnefogeden beretter, at der omkring år 2014 blev fjernet ca. 5000 m³, og at der nu er behov for at fjerne yderligere ca. 2000 m³ fra indsejlingen til Hellerup Havn.

3.1.4 PÅVIRKNINGER FRA ANLÆGSFASEN

Nordhavnens perimeter blev færdiggjort i 2013 og dermed ophørte også påvirkninger på vandmiljøet forårsaget af sedimentspild fra anlægsaktiviteterne. Der er således gået ca. 10 år, siden sedimentspild til havmiljøet stoppede og eventuelle påvirkninger på havmiljøet i form af skygning og tildækning af flora og fauna er ophørt.

Det vurderes sandsynligt, at en del af det finkornede sediment, som blev spildt i havet under anlægsaktiviteterne, stadig befinder sig i Svanemøllebugten, hvor det er fanget i det før omtalte idvande.

Den observerede nedgang i ålegræssets hovedudbredelsesdybde og maksudbredelsesdybde i Gentofte Kommunes farvand (se afsnit 2.1.1) kunne indikere, at sedimentspild fra anlæg af Nordhavnen har bidraget til den observerede nedgang. Det skal understreges, at datamaterialet er spinkelt og konklusionen derfor er usikker.

3.2 LYNETTEHOLM

Miljøkonsekvensrapporten (Rambøll, 2020) omhandler etablering af ca. 2,8 km² opfyldt område øst for Trekroner Søfort mellem Nordhavn og Refshaleøen (se Figur 3-3).

Lynetteholms omkreds, perimeteren, har en længde på omkring 7 km, hvoraf hovedparten består af en dæmning med sten på ydersiden (stenbeskyttelse) og mod nord anlægges perimeteren som en spunsvæg, en såkaldt fangedæmning. Den østlige perimeter etableres som et kystlandskab med stenstrande og sandstrande, og mellem disse strande placeres der kystfremspring og strongpoints², som skal sikre strandene.

² Høfder af beton eller sten som holder på kystens sand, er anvendt på bl.a. Amager Strand
wsp.com

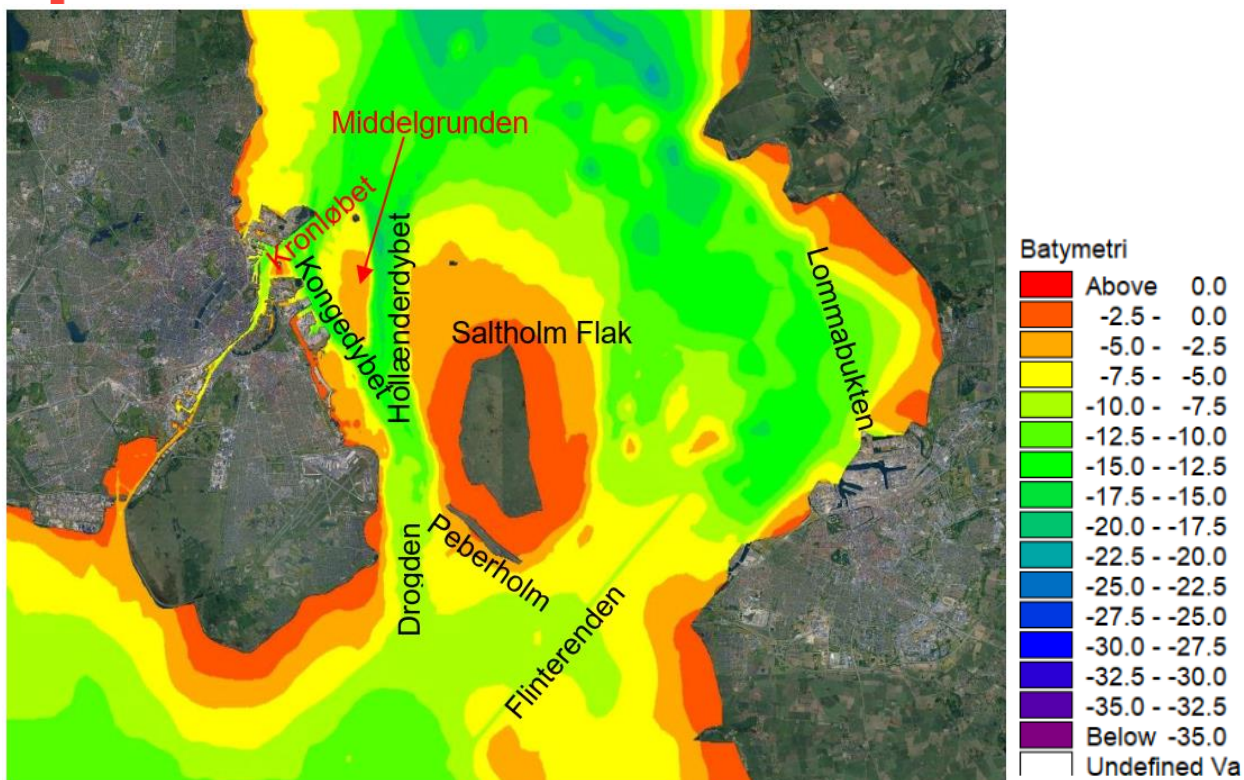


Figur 3-3. Omrids af Lynetteholm som de er vist i Miljøkonsekvensrapporten fra 2020 (Rambøll, 2020).

Lynetteholm vil være under konstruktion mange år frem i tiden, og derfor medtages i det følgende alene påvirkninger forårsaget af anlægsaktiviteter.

3.2.1 PÅVIRKNING AF STRØMFORHOLD OG VANDSTAND

Etableringen af Lynetteholm vil lukke Kongedybet, som er den ca. 15 m dybe sejlrende ind til Københavns Havn (Figur 3-4). Der vil derfor opstå påvirkning af de lokale strømningsforhold i Kongedybet og tilgrænsende farvandsområder, herunder især Middelgrunden, Hollænderdybet og Københavns Havn (se Figur 3-4 for placering af de nævnte områder). Påvirkningen vil være størst i situationer med stærk strøm i enten nordgående eller sydgående retning, idet strømmingen fra Kongedybet tvinges øst om Lynetteholm. Strømmen fra Kongedybet vil fordele sig således, at der skabes en øget strømintensitet på dele af Middelgrunden, ligesom der føres mere vand igennem Hollænderdybet øst for Middelgrunden.



Figur 3-4. Dybdeforhold i den sydlige del af Øresund, inkl. området hvor Lynetteholm etableres. Dybder angivet i forhold til DVR90. Modificeret fra (DHI, 2020).

Ændring af dybdemidlet nordgående strøm³ ved etablering af Lynetteholm er vist på Figur 3-5. Figuren viser, at der sker en reduktion i strømhastigheden i Kongedybet (blå nuancer). Der sker således en reduktion på mere end 0,5 m/s ved den nordøstlige pynt af Nordhavn. Ligeledes viser figuren, at der sker en forøgelse af strømhastighederne primært over Middelgrunden og i mindre grad i Hollænderdybet.

I læområdet nord for Nordhavn dannes ved nordgående strøm en strømhvirvel, der driver en kystnær sydgående strøm i området op mod Skovshoved (et såkaldt idvand). Ved etableringen af Lynetteholm forstærkes denne hvirvel. Det kan have en positiv effekt på vandudskiftningen i området. De modellerede ændringer tæt ved kysten er dog mindre end 0,05 m/s i forbindelse med en kraftig nordgående strøm. Tilførslen af fint sediment og organisk materiale til Svanemøllebugten vil blive yderligere forstærket som følge af, at idvandet forstærkes nord for Nordhavnen, se også 3.1.1.

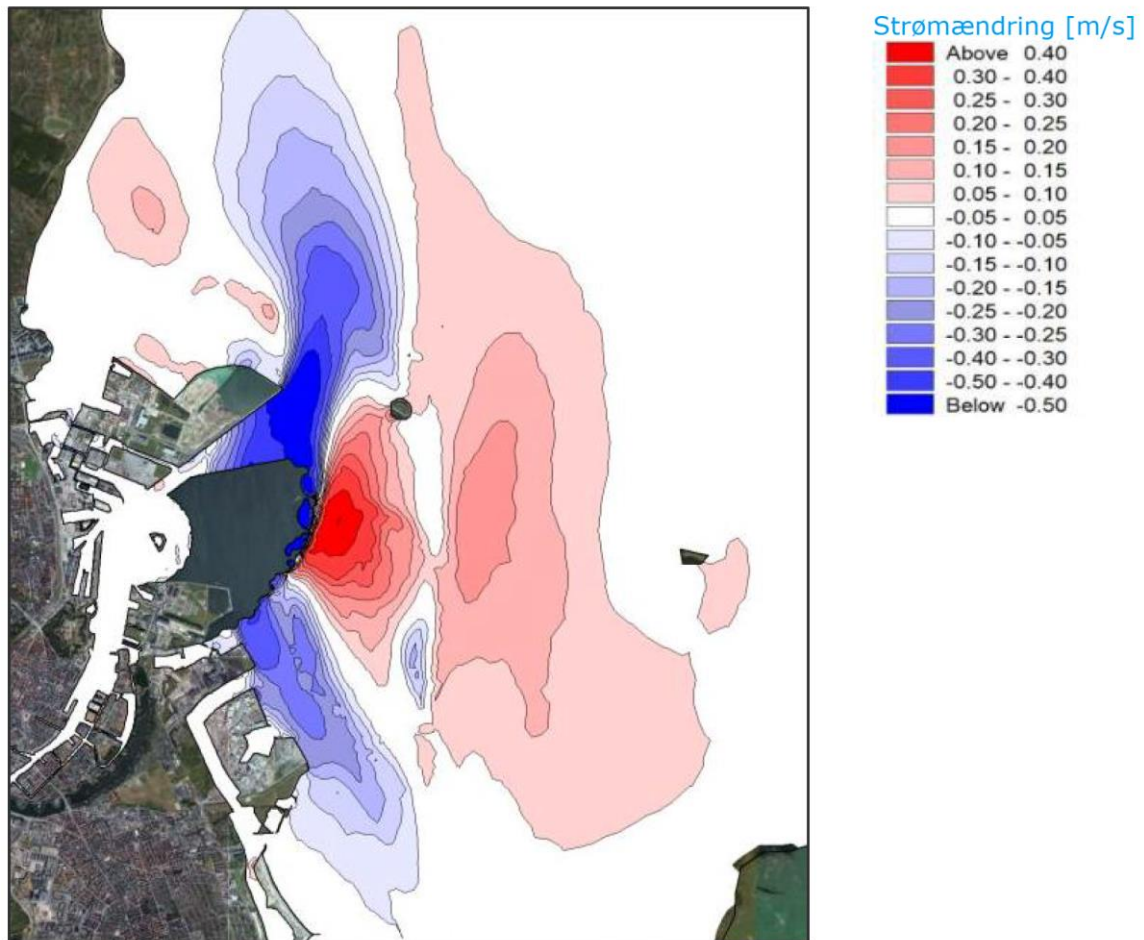
Lynetteholms påvirkning af vandstrømningen kan have indflydelse på vandskifte og salttransport ind og ud af Østersøen. Nettoudstrømningen ud af Østersøen er bestemt af ferskvandsoverskuddet i Østersøregionen. Ferskvandsoverskuddet er en massebalance, der hovedsageligt er bestemt af nedbør og fordampning over Østersøregionens afstrømningsområde, og er dermed ikke påvirket af Lynetteholm. Indstrømning af salt bundvand gennem de dybe render Kongedybet og Hollænderdybet vil blive påvirket af etablering af Lynetteholmen. I (Rambøll, 2020) er det beregnet, at den dynamiske gennemstrømning gennem Øresund bliver reduceret svarende til en blokeringsfaktor på op til 0,25% hvilket svarer til usikkerheden på bestemmelsen af blokeringen fra Øresundsforbindelsen. Konsekvensen af Lynetteholmens blokering på 0,25% er genstand for en stor diskussion og en række miljøorganisationer har i 2023 lagt sag an mod By & Havn vedr. denne blokering, ligesom foreløbigt Sverige har klaget til Danmark over blokeringen.

Middelvandstanden påvirkes således, at den reduceres med op til 10 mm i den nordlige del af Københavns Havn og i indsejlingen mellem Nordhavn og Lynetteholm. Ændringen af vandstanden i Gentofte kommune under stormflod som følge af de seneste udvidelser ved Nordhavnen i 2009/2010, samt efter etablering af Lynetteholmen er undersøgt af COWI (COWI, 2024). I undersøgelsen er der taget udgangspunkt i stormflodshændelsen d. 5.-6. december 2013 under stormen Bodil. Den opstillede hydrauliske MIKE 21

³ Det betyder at der er anvendt varierende strømforhold til beregning af blokeringen i modsætning til en mere simpel beregning med anvendelse af en konstant strøm.

model for Øresund simulerer stormen Bodil tilfredsstillende, idet forskellen på observeret og simuleret vandstand i Københavns Havn og ved Charlottenlund Fort er mindre end +/- 5 cm.

Forskellen på en simulering med og uden Lynetteholm er ca. 1 cm når middelvandstanden over kote +1,6 m sammenlignes, mens der ikke ses nogen forskel på vandstanden før og efter den seneste udbygning af Nordhavn i 2009/2010. Samlet set er forskellene i begge tilfælde så små, at de er langt mindre end usikkerheden på modelberegningerne (COWI, 2024). Det kan derfor konkluderes, at Lynetteholm ikke får indflydelse for vandstanden i Gentofte kommune under stormfloder fra nord.



Figur 3-5. Ændring af dybdemidlet nordgående strøm ved etablering af Lynetteholm. Ændringerne er beregnet som forskellen i hastighed mellem nuværende og fremtidig situation uden hensyn til strømretning. Fra (Rambøll, 2020).

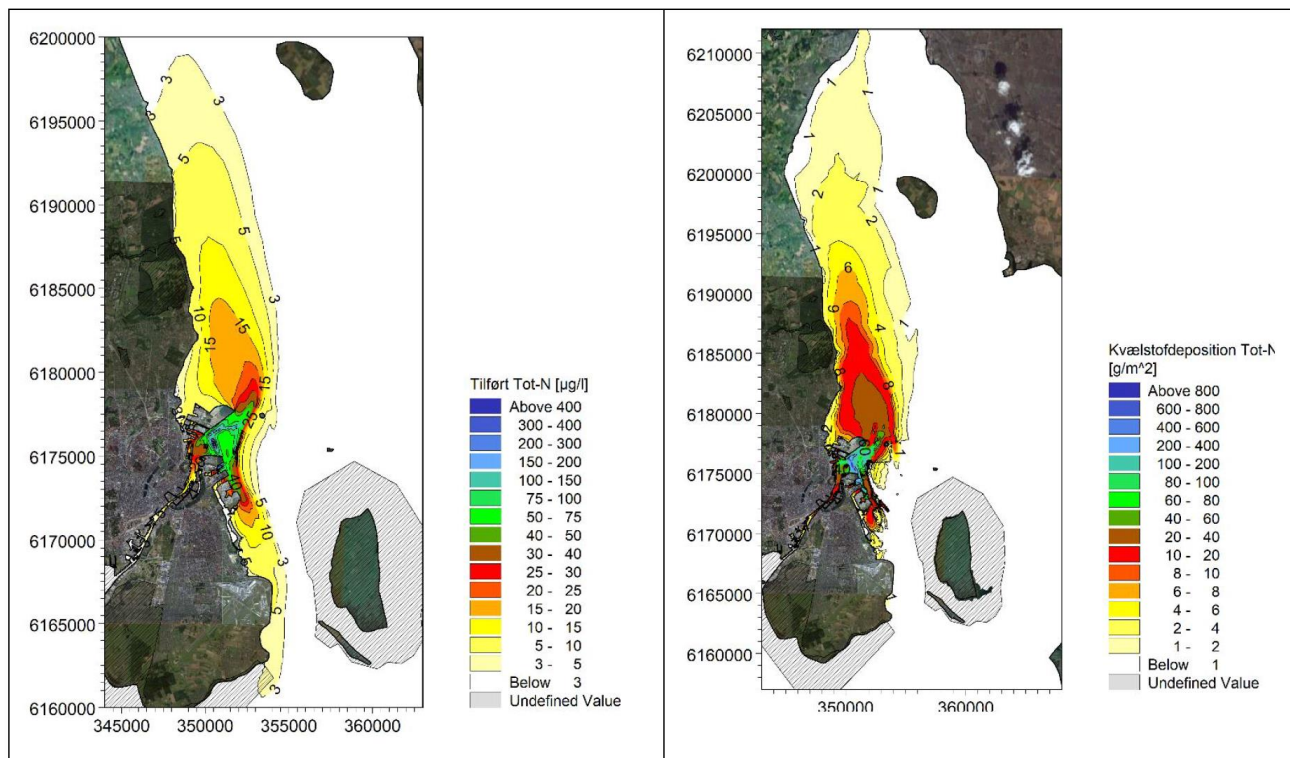
3.2.2 PÅVIRKNING AF BØLGEFORHOLD

Lynetteholm påvirker bølgeklimaet lokalt i området. Der forekommer en skyggeeffekt langs med perimeteren. Middelbølgeretningen drejes derfor få grader i retning mod uret ved nordsiden af opfyldningen og få grader i retning med uret langs den sydlige del. I kystområderne ved Charlottenlund, Hellerup, Svanemøllen og Amager Strand kan der ikke identificeres signifikante ændringer i bølgeklimaet (Rambøll, 2020).

3.2.3 PÅVIRKNINGER UNDER ANLÆGSFASEN

Der beskrives tre udbygningsscenarier for anlægsfasen (Rambøll, 2020). Under gravearbejderne frigives der blandt andet total N fra de spildte sedimenter, som yderligere omtalt i afsnit 4.3. I nedenstående Figur 3-6

vises hhv. den tilførte koncentration af total N til vandfasen og den tilførte total N til sedimenterne, (DHI, 2020) ved udbygningsscenarie 1. Forskellene mellem de tre udbygningsscenarier i Gentofte Kommune er små.



Figur 3-6. Koncentrationen af total N frigivet under gravearbejderne til vandfasen og beregnet som middelværdi repræsenterende hele anlægsfasen (venstre) og ekstra total N i sedimentet efter anlægsfasen. Udbygningsscenarie 1. Grå skraveringer viser Natura 2000 områder. Fra (DHI, 2020).

DHI-Rapporten fra 2020 beregner ikke, om den ekstra kvælstofbelastning eller det ekstra iltforbrug som anlægsaktiviteterne medfører, vil få konsekvenser for havmiljøet i Gentofte Kommune. Miljøvurderingen nævner dog, at en væsentlig del af næringsstofferne N og P, der frigives under gravearbejder, ikke vil være biotilgængeligt, og der vurderes af Rambøll, at spildet af biotilgængeligt N og P under selve opgravningen er begrænset og ikke forventes at påvirke miljøet negativt (Rambøll, 2020).

Rambøll vurderer endvidere, at frigivelsen af næringsstoffer ved gravearbejdet er beregnet til 26 ton biotilgængeligt N, og 4,8 ton P, hvilket er vurderet at være konservative estimater, fordi suspenderet materiale relativt hurtigt genudfældes (Rambøll, 2020). I hele anlægsperioden på 2,5 år, vil mertilførslen af kvælstof svare til 1,3 % af den samlede årlige tilførsel til Øresund (Hovedvandopland 2.3 Øresund, i henhold til vandområdeplanerne da miljøvurderingen blev lavet) (Rambøll, 2020).

3.3 NORDHAVNSTUNNELLEN

Nordhavnstunnel-projektet er beskrevet i VVM redegørelsen (Vejdirektoratet, 2016) med tilhørende baggrundsrapporter, som findes her: [Dokumenter | Vejdirektoratet](#)

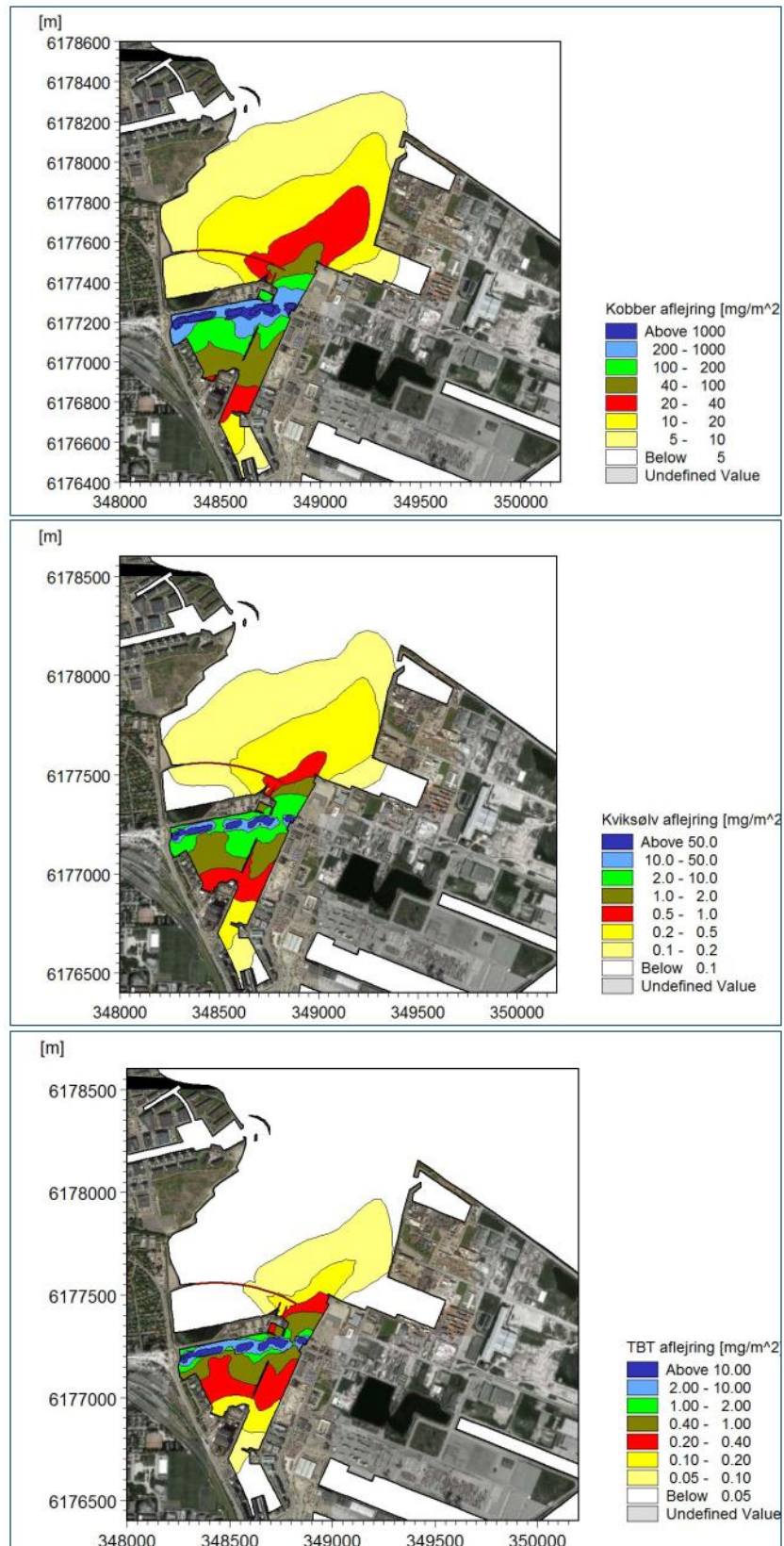
Nordhavnstunnelen forbinder Nordhavnsvej med Skudehavnsvej i Nordhavnen via en sænketunnel gennem Svanemøllehavnen og under Kalkbrænderihavnen. Sænketunnelen kommer til at ligge under eller i niveau med den eksisterende havbund. Den vil derfor ikke påvirke bundtopografien, når den er færdigbygget, og dermed heller ikke give anledning til en blivende ændring af hydrografien i Svanemøllebugten eller længere mod nord ind i Gentofte Kommunes vandområde.

3.3.1 SEDIMENTSPREDNING AF MFS

Det øvre sedimentlag (havneslammet), som graves væk i forbindelse med anlægningen af sænketunnelen, indeholder nogle miljøfremmede stoffer, som potentielt vil kunne spredes under gravearbejdet. I nærværende rapport fremhæves den anlægsmetode, der benyttes til anlægning af tunnelen, hvilket er scenariet, hvor der benyttes en cut-and-cover-metode med erstatningshavn Svaneknoppen Lille.

Derudover betragtes ligeledes det worst-case scenarie, hvad angår anlægsmetode, som udgør sænketunnel-løsningen, hvor gravemængder og periode er væsentligt større og længere end for cut-and-cover løsningen (DHI, 2016). Worst-case scenariet er inkluderet, i tilfælde af at der skulle ske noget uforudset i forbindelse med gravearbejderne, og hvor worst-case scenariet kunne blive en realitet.

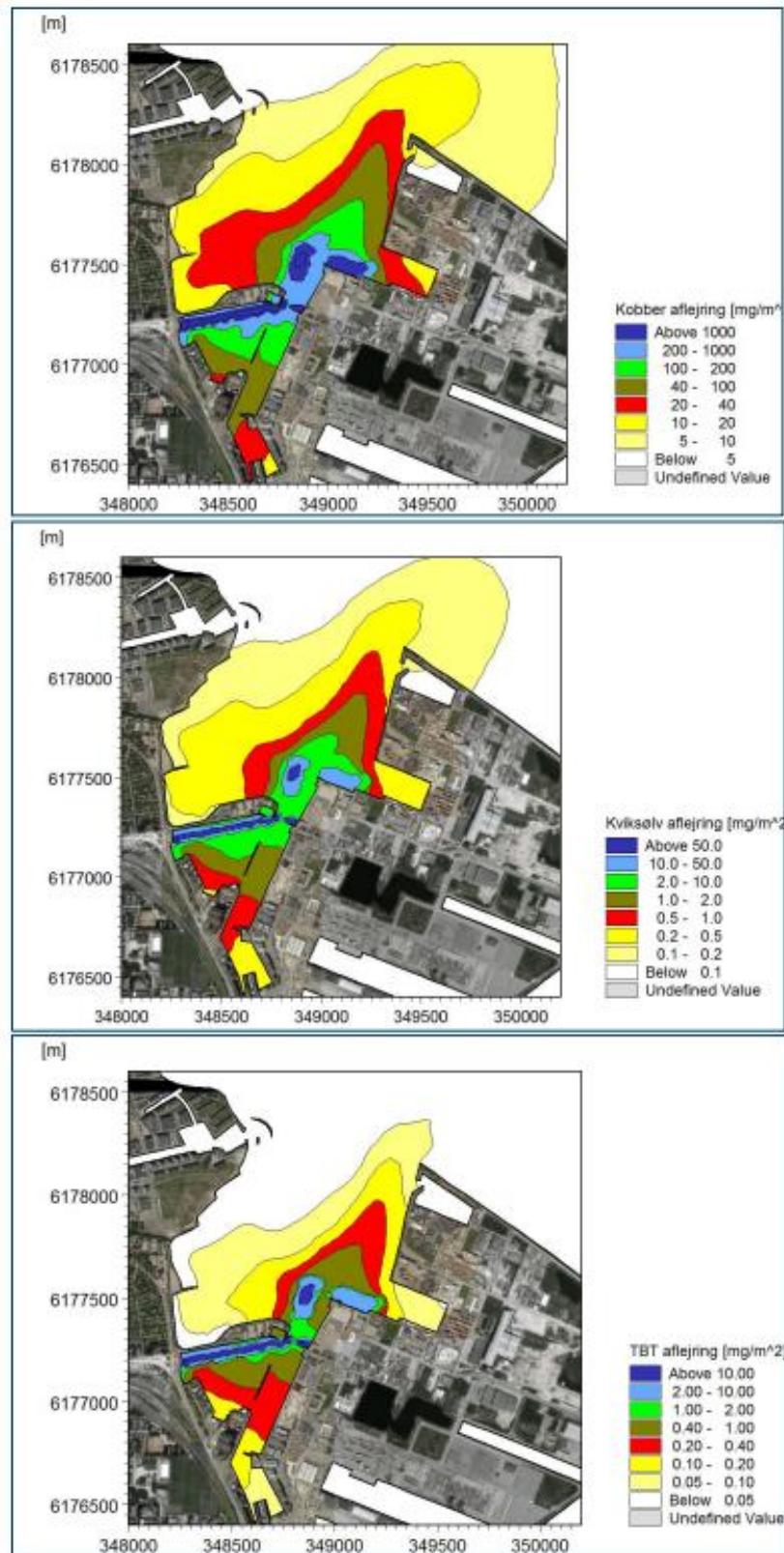
I VVM-redegørelsen er påvirkningerne under anlægsarbejdet inklusive virkningen af spredning af forurenede overfladesediment vurderet til at blive små. I VVM-redegørelsen omtales mulig klapning af overskudsjord fra sænketunnelen enten i Øresund eller Køge Bugt, uden at der gøres rede for en konkret placering, mængder, eller forureningsgrad. Der er gennemført undersøgelser af de miljøfremmede stoffer i det sediment, som skal afgraves. Undersøgelserne (DHI, 2016) viser, at det er metallerne kobber (Cu) og kviksølv (Hg), samt antifaulingstoffet Tributyltin (TBT), som er mest problematiske. Der er beregnet spredning af disse stoffer i forbindelse med cut-and-cover-metoden (se Figur 3-7) (DHI, 2016). Scenariet med sedimentspredningen fra cut-and-cover-metoden viser, at spredningen af de tre problematiske stoffer kommer meget tæt på Tuborg Havn, og det nævnes i (DHI, 2016), at koncentrationen af nogle miljøfremmede stoffer i det akkumulerede sediment overskrider grænseværdierne i klapvejledningen. Især kobber vil, jf. spredningsmodellen, potentielt spredes og akkumuleres langs kysten syd for- samt i området uden for Tuborg Havn. Selv dette begrænsede scenarie kan potentielt få konsekvenser for Gentofte Kommune i forhold til at oprense sejlrenden ved Tuborg Havn, da der kan være en risiko for, at det opgravede materiale ikke længere kan klappes, men i stedet skal deponeres på land.



Figur 3-7. Spredning og aflejring af kobber, kviksølv og TBT bundet til cut-and-cover gravespildet. Erstatningshavn SvaneKnoppen Lille. OBS: Ikke-lineære farveskalaer. Fra (DHI, 2016).

Der er ligeledes beregnet spredning af disse stoffer i forbindelse med worst-case scenariet (sænketunnel - se Figur 3-8) (DHI, 2016). Resultatet af spredningsberegningerne viser, at der sker en spredning og en akkumulation af disse stoffer ind i Gentofte Kommunes område i højere grad end ved cut-and-cover-metoden,

og at de akkumulerede koncentrationer overskrider grænseværdierne i klapvejledningen. Dette kan få den konsekvens af oprensingsmateriale fra Tuborg Havn og evt. også Hellerup Havn ikke længere kan klappes, men skal deponeres på land.



Figur 3-8. Spredning og aflejring af kobber, kviksølv og TBT bundet til sænketunnel gravespildet. OBS: Ikke lineær farveskala. Fra (DHI, 2016).

3.4 ANDRE RELEVANTE PROJEKTER

Øresundsforbindelsen, som åbnede i 2000, blev designet og anlagt som en såkaldt '0-løsning' både hvad angår minimal/ingen påvirkning af vandudskiftning gennem Øresund til Østersøen og ingen påvirkninger af dyr og planter under anlægsarbejdet. Den svenske miljødomstol har ved åbningen af Øresundsforbindelsen i 2000 godkendt, at projektet levede op til de vilkår, der var opstillet for, at forbindelsen kunne anses for at være en sand '0-løsning' i forhold til vandmiljøet. Det er således ikke sandsynligt, at Øresundsforbindelsen har påvirket vandmiljøet i Gentofte Kommune hverken under anlægsarbejderne eller efterfølgende.

3.5 OPSUMMERING

Udvidelsen af Nordhavnen og anlægget af Lynetteholm har og vil påvirke strømningsforholdene i farvandet ud for Gentofte Kommune ved nordgående strøm i Øresund. De to projekter medfører dannelse og forstærkning af en stor strømhvirvel, som leder noget af den nordgående strøm i Øresund mod syd ned langs Gentofte Kommunes kyst og rundt op mod vestsiden af Nordhavnen. Denne hvirvel medfører en øget tilførsel og aflejring af organisk materiale og sediment til Svanemøllebugten og farvandet mellem Gentofte Kommune og Nordhavnen.

Bølgepåvirkningen af Gentofte Kommunes kyster bliver også ændret, primært på grund af udvidelsen af Nordhavnen. Ændringen i bølgepåvirkningen øger den sydgående kystnære transport af sand langs kysten og forårsager en øget erosion i den nordlige del af kysten og en øget tilsanding af sejlrenderne ind til Hellerup- og Tuborg havne.

Sedimentspild under anlægsarbejderne - herunder også fra det igangværende anlægsarbejde til Nordhavnstunnelen - medfører en forøget usikkerhed om det fortsat er muligt at opnå klaptilladelser i forbindelse med oprensning af Hellerup- og Tuborg havne. Det sediment, som spredes fra anlægsarbejdet ved Nordhavnstunnelen, kan have højere koncentrationer af forskellige miljøfremmede stoffer end tilladeligt i henhold til klappads regulativer, og det kan dermed fremover blive problematisk at opnå tilladelse til at klappe oprenset sediment fra de to havne, som derfor må lægges i depot på land, hvilket er meget dyrt.

4 EFFEKTER PÅ MILJØTILSTANDEN LANGS GENTOFTE KYST (DEL 2B)

Som gennemgået i kapitel 3 er den primære påvirkning fra anlægsprojekter på strømforholdene ud for Gentofte Kommunes kyst relateret til udvidelsen af Nordhavn i perioden 2009-2013. DHIs modelberegninger viser, at etablering af Nordhavns opfyldning, under forhold med nordgående strøm, fører til dannelse af en noget større zone med idvande (se Figur 3-1 og Figur 3-2 i afsnit 3.1.1). Derudover er der en tendens til, at hvirvlen bliver kraftigere på grund af opfyldningen, hvilket vil medføre en relativ forøgelse af den sydgående strøm og dermed sydgående sedimenttransport langs kysten mellem Skovshoved og Svanemøllebugten, hvilket vil forstærke tilførslen af sediment og organisk materiale til Svanemøllebugten. Denne effekt vil i fremtiden forstærkes yderligere af Lynetteholm (se afsnit 3.2.1).

Dette vil i sidste ende kunne påvirke vandkvaliteten og flora og fauna i området samt forøge tilsanding af Hellerup Havn og Tuborg Havn.

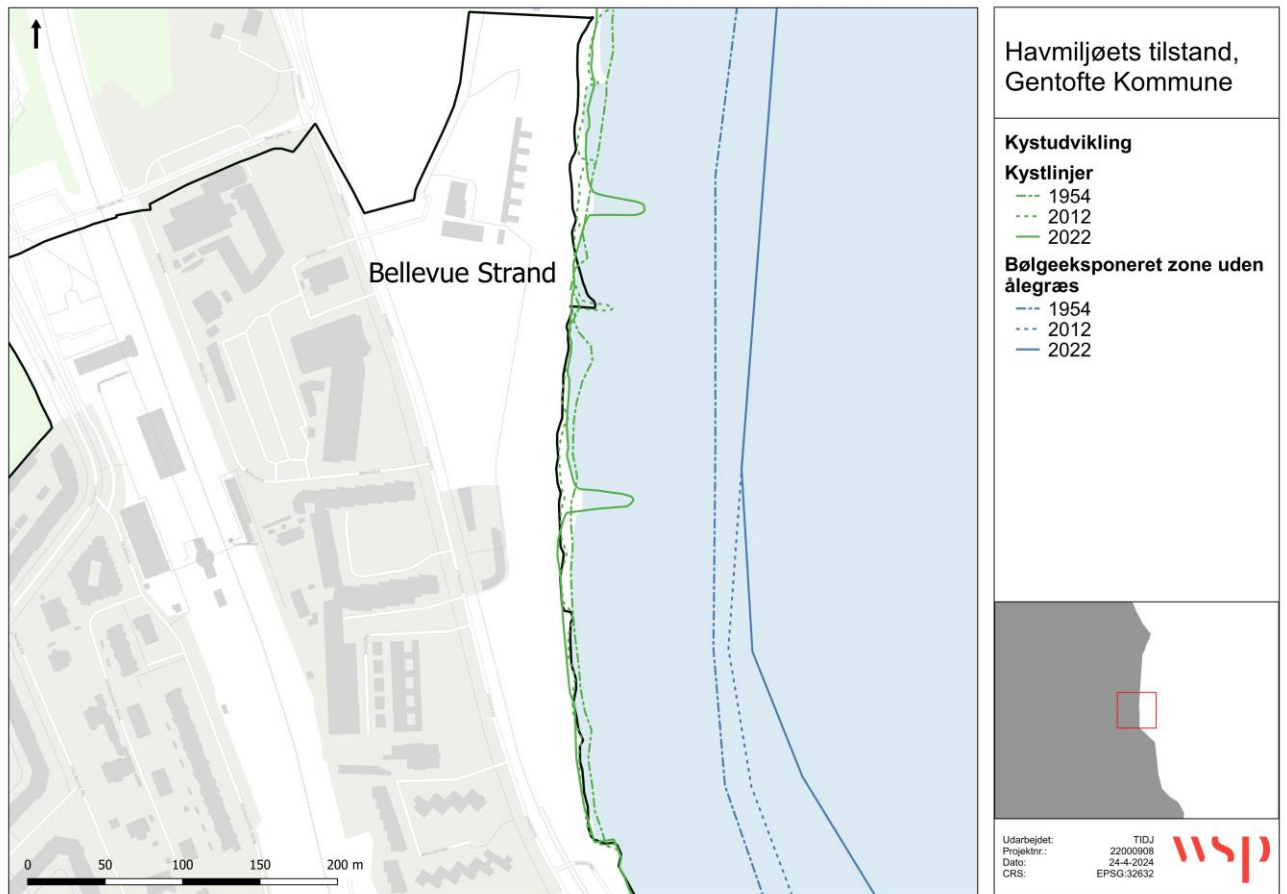
DHI-rapporten (DHI, 2009a) omtaler ikke, om udvidelsen af Nordhavnen giver anledning til en øget akkumulation af finkornet sediment og organisk materiale. Det vurderes, at forøgelsen af sydgående strømme langs kysten, som omtalt i afsnit 3.1.1, vil give anledning til, at akkumulering af finkornet sediment og organisk materiale vil tiltage i Svanemøllebugten og langs kysten især syd for Hellerup Havn.

I de følgende afsnit gennemgås mulige påvirkninger langs Gentofte Kommunes kyst, som følge af udvidelsen af Nordhavn, samt en eventuel påvirkning fra anlægsarbejder i forbindelse med Nordhavnstunnellen og Lynetteholm.

4.1 UDVIKLING AF KYSTMORFOLOGI

For at belyse en potentiel påvirkning på sedimenttransporten langs Gentofte Kommunes kyst, som følge af Nordhavnsudvidelsen, er der lavet en analyse af udviklingen af kysten mellem Charlottenlund Fort og Tuborg Havn fra 1954 til 2022. Analysen er lavet ud fra ortofotos, hvor kystlinjen samt den bølgeeksponerede zone uden ålegræs, er optegnet for hvert år vha. softwareprogrammet QGIS v.3.28.4. Den bølgeeksponerede zone uden ålegræs er den zone der er så eksponeret, at den ikke egner sig til, at ålegræs kan vokse der. Denne zone fremgår tydeligt på ortofotos, som grænsen mellem sandbund (lys havbund) og vegetation (mørk havbund).

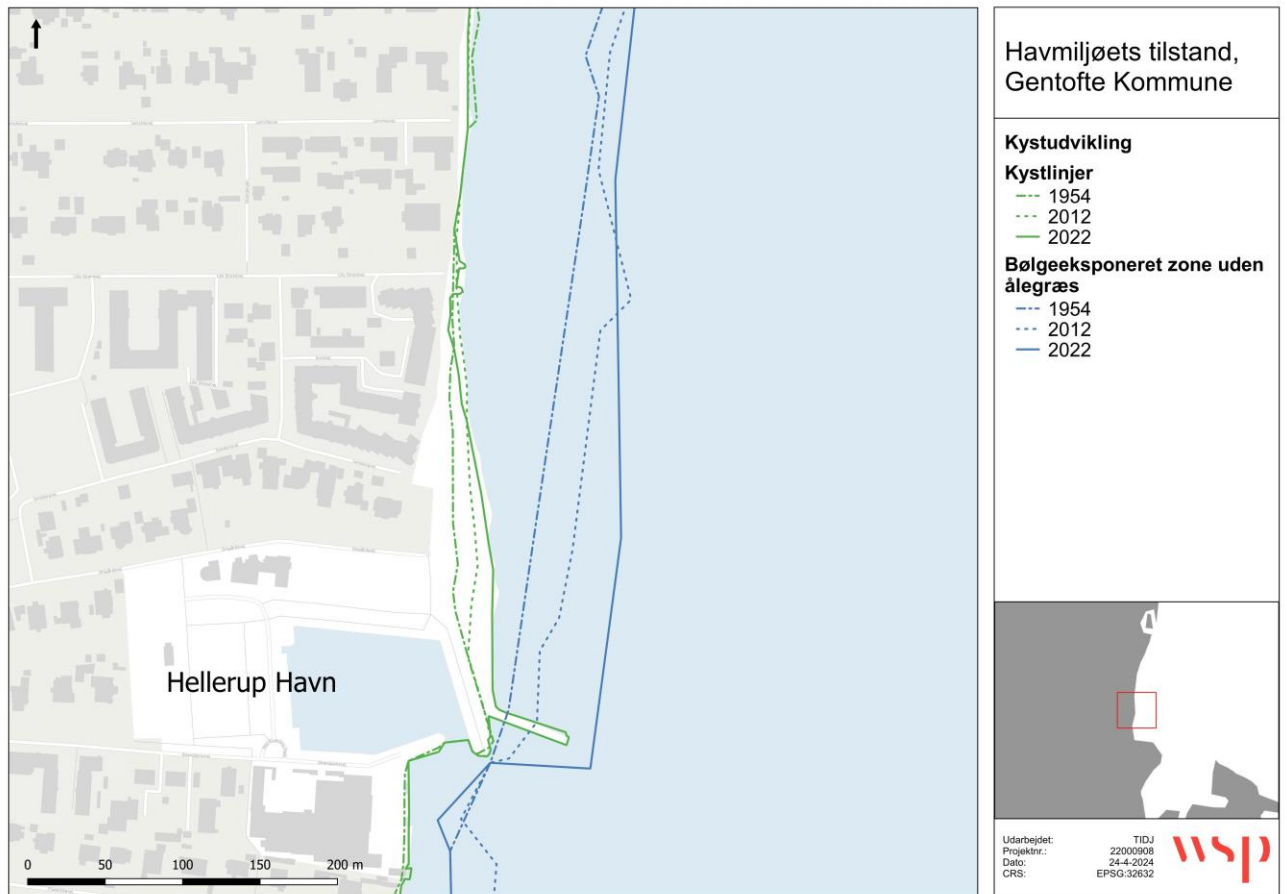
Resultaterne fremgår af Figur 4-1, Figur 4-2 og Figur 4-3. Det ses på figurerne, at den bølgeeksponerede zone uden ålegræs (markeret med blå streger) nogle steder er blevet bredere, hvilket tyder på, at der er akkumuleret mere sand i tidens løb (mere aflejring af sediment). Den højere mængde af tilført sediment har således medført at vanddybden er blevet lavere, og derfor er blevet mere eksponeret for bølger.



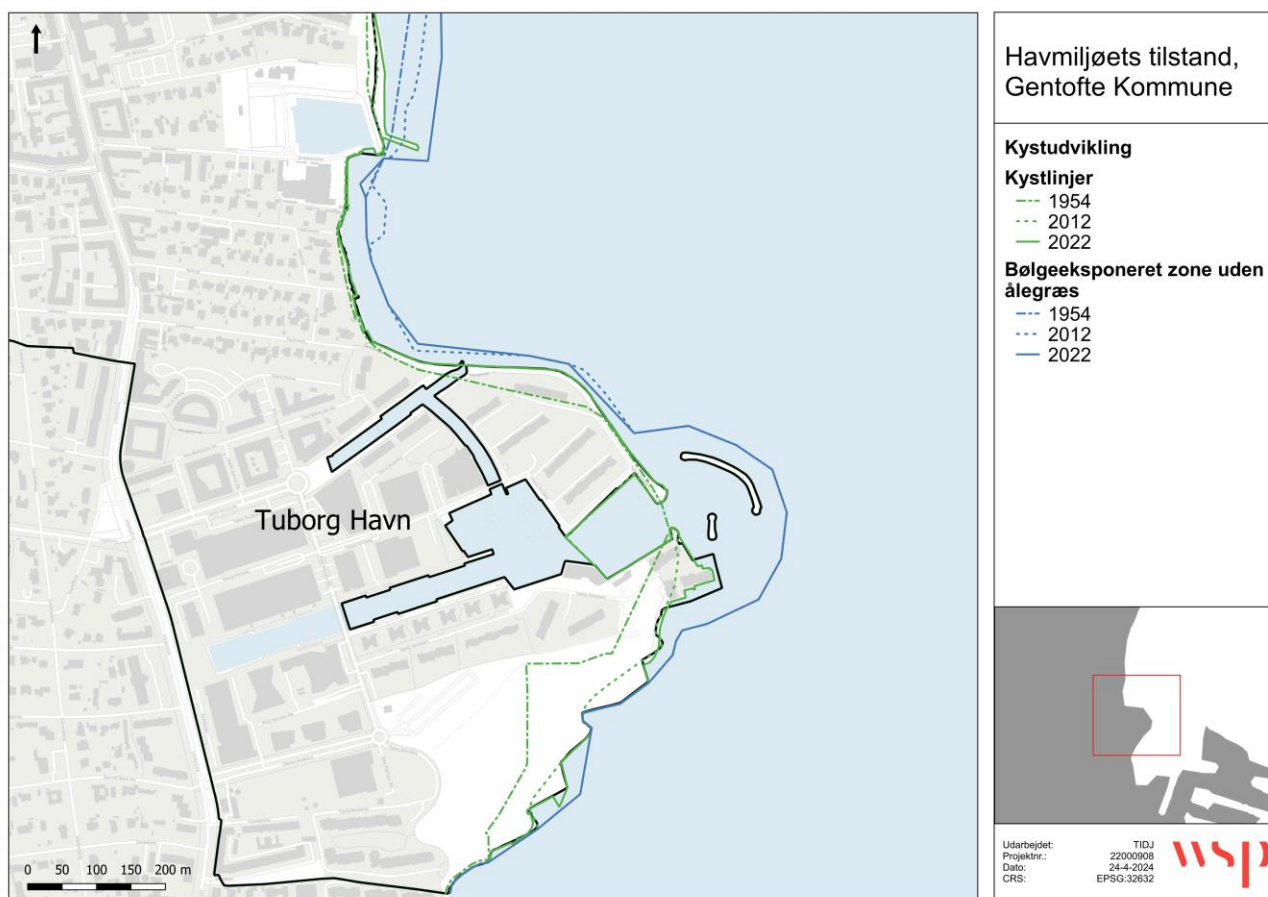
Figur 4-1. Udvikling i kystlinjen (grønne linjer) og udvikling af den bølgeeksponerede zone uden ålegræs (blå linjer) i området ved Bellevue Strand fra 1954 til 2022.

Figurerne viser, at der sker en acceleration i tilsandingen specielt nord for og ud for Hellerup Havn efter 2012; dvs. efter anlæg af den nye Nordhavn, hvor perimeteren blev færdig i 2013. Den forøgede sedimenttransport skyldes meget sandsynligt, at hvirvlen med sydgående strøm langs kysten bliver forstærket som følge af udbygningen, mens den tilsvarende modsatte rettede hvirvel ikke påvirkes af udbygningen af Nordhavn eller nogen af de andre projekter, se afsnit 3.1.1.

Materialet, der medvirker til tilsandingen, kunne stamme fra sandfodring, der har fundet sted ved eksempelvis Charlottenlund Strandpark, hvor sandet via den forstærkede hvirvel er blevet ført fra nord mod syd langs kysten.



Figur 4-2. Udvikling i kystlinjen (grønne linjer) og udvikling af den bølgeeksponerede zone uden ålegræs (blå linjer) i området ved Hellerup Havn fra 1954 til 2022.



Figur 4-3. Udvikling i kystlinjen (grønne linjer) og udvikling af den bølgeeksponerede zone uden ålegræs (blå linjer) i området ved Tuborg Havn fra 1954 til 2022.

4.2 LOKALE OBSERVATIONER

Gentofte Kommunes havnefoged har oplyst (se Bilag 1), at Nordhavnsudbygningen har haft den betydning, at Svanemøllebugten sander til, og det har ændret strømforholdene. Fra at vandstrømmene gik nord-syd, beretter sejlerne om, at strømmen er blevet mere øst- og vestgående. Sejlerne melder, at det typisk sker ude ved det lille næs, som Skovshoved danner, hvor denne 'sløjfe'-påvirkning er tiltaget de seneste år. Sejlere siger desuden, at strømmen har ændret sig markant både i Svanemøllehavnen og i Hellerup Havn, efter at Nordhavn er udvidet.

I et efterfølgende møde mellem havnefogeden i Gentofte Kommune og WSP, nævner havnefogeden, at han har observeret ændringer i havmiljøet langs kysten i Gentofte Kommune. Bl.a. har havnefogeden bemærket, at mængden af tang er faldende langs kysterne (sammenlignet med eksempelvis for 10 år siden), og at der ikke længere fanges fisk ude på molerne. Der fanges fortsat fisk inde i havneområderne.

Havnefogeden oplyser, at han har fået udført et pejletransekt (bundkoter – dybder, se Figur 4-4) ud for bl.a. Hellerup i 2016 for at se, om Nordhavnsudvidelsen har betydning for dybdeforholdene i området. Målingerne har vist, at der er ved at blive dannet en revle fra Søbadet til Nordhavn, hvilket kan ses på dybdeprofilerne for Profil A og B, hhv. ca. 400-600 meter og ca. 600-700 meter fra kysten (Figur 4-4). Desuden oplyser havnefogeden, at der er opstået 'huller' i havbunden? lige syd for Charlottenlund Strand. Dette kan ses på dybdeprofilerne for Profil A (Figur 4-4), hvor dybden går fra at være ca. 2 meter, for herefter at blive 4 meter, for derefter igen at blive 2 meter, når man bevæger sig fra kysten og ud.



Figur 4-4. Dybdekort lavet ud fra pejling den 7. juni 2016 af havnefogeden i Gentofte Kommune. De to grafer viser dybdeprofilerne for transekterne/profilerne A og B.

4.3 MULIGE PÅVIRKNINGER PÅ FLORA OG FAUNA

4.3.1 SEDIMENTTILFØRSEL

En øget sedimenttilførsel- og transport langs Gentofte Kommunes kyst vil potentielt kunne påvirke flora og bundfauna i området i form af tildækning af sediment. Denne påvirkning vil dog være størst inde i Svanemøllebugten, da der herinde, som tidligere beskrevet i afsnit 3.1.1, vil ske en øget tilførsel af sediment og organisk materiale, som følge af den forstærkede hvirvel ('idvande'). I forbindelse med gravearbejder ved anlægningen af Nordhavnstunnelen vil der kunne ske en spredning af sediment til det omkringliggende område (DHI, 2016).

Suspenderet stof vil kunne skygge for planterne, hvilket kan øge risikoen for væksthæmning og nedgang i biomasse og dybdeudbredelse, og efter lang tids skygning, vil planterne dø (COWI, Nordhavnstunnel. VVM-redegørelse - Miljøvurdering, 2016). I miljøvurderingen for Nordhavntunnelen vurderes det af COWI, at der ikke vil være nogen påvirkning på ålegræs i Svanemøllebugten, grundet den anslåede korte gravetid på ca. 14 dage (COWI, Nordhavnstunnel. VVM-redegørelse - Miljøvurdering, 2016).

Bundfaunaen i området kan blive tildækket og i værste fald kan tildækning føre til, at bundfaunaen dør (i tilfælde af at sedimentationsraten overskrider den hastighed, hvormed dyret kan grave sig op gennem det aflejrede materiale) (COWI, 2016). Sedimentationsraterne vil ikke overstige 2,1 kg/m²/dag i Svanemøllebugten, hvilket er vurderet til at være tærskelværdien for den mest følsomme art i området (Essink, 1996) refereret i (COWI, 2016)). På den baggrund er det vurderet i miljøvurderingen, at der ikke er nogen påvirkning på bundfauna i Svanemøllebugten (COWI, 2016). Det er i COWI (2016) ikke vurderet, om der vil ske en påvirkning på bundfauna langs Gentofte Kommunes kyst, men da COWI vurderer at der ikke er nogen påvirkning på bundfauna i Svanemøllebugten, antages det, at bundfauna langs Gentofte Kommunes kyst heller ikke vil påvirkes negativt.

Ud over tildækning, vil fint sediment også kunne forårsage dårligere sigtbarhed i området, hvilket kan påvirke makroalger og ålegræs, som har brug for lys for at leve og vokse. For at ålegræs kan gro, skal lysintensiteten ved havbunden være minimum 20% af lysintensiteten ved overfladen (Erftemeijer & Lewis III, 2006). Det er vurderet at ålegræspopulationen i Svanemøllebugten, ved anlæg af en in situ støbt tunnel (som er worst-case-scenariet), vil opleve dette i op til 10 dage, og på den baggrund vurderer COWI, at påvirkningen af ålegræs vil være lille (COWI, 2016). Anlægsarbejdet der pågår i forbindelse med Nordhavntunnelen er ved cut-and-cover-metoden, som medvirker til mindre sedimentspredning end gravetunnelen, og vil derfor medføre en mindre påvirkning end ved at benytte gravtunnel-metoden. Da påvirkningen fra øget sedimenttilførsel vil være størst i Svanemøllebugten, må det, på baggrund af COWIs vurdering, antages at vegetation langs Gentofte Kommunes kyst heller ikke vil påvirkes negativt grundet lav lysintensitet.

Vandkvaliteten i Svanemøllebugten vil sandsynligvis også forringes som følge af øget organisk materiale, der ophobes her. En øget mængde organisk materiale vil kunne lede til dårlige iltforhold, da nedbrydningen af organisk materiale kræver ilt. Dårlige iltforhold (iltsvind) kan føre til, at bundplanter, bunddyr og bundlevende fisk bliver stressede eller i værste fald dør (Hansen & Rytter, 2023a). Som følge af den forstærkede hvirvel vil der være en større dynamik i vandtransporten, og deraf en større vandudskiftning langs Gentofte Kommunes kyst, men til gengæld vil aflejringen af sediment være større end tidligere. Gentofte Kommunes oplevelse af et forringet havmiljø, i forhold til tidligere, kunne indikere, at tilførslen af iltforbrugende materiale er steget mere end vandudskiftningen.

4.3.2 TILFØRSEL AF NÆRINGSSTOFFER

Der er tilførsel af næringsstoffer (N og P) fra land – både fra renseanlæg, men også fra regnbetingede udledninger (RBU) (se afsnit 2.2.1). Den forstærkede hvirvel som følge af udvidelsen af Nordhavn vil dog medvirke til, at tilførsel af næringsstoffer fra land vil være mindre problematisk for vandkvaliteten i området, da der vil være en bedre fortynding af næringsstofferne grundet en større volumen af havvand i bevægelse, som næringsstofferne kan opblandes i. Dette bevirker, at der vil være mindre risiko for ophobning af næringsstoffer lokalt i området.

DHIs spredningsmodel, i forbindelse med gravearbejder ved anlægning af Lynetteholm viser, at der vil ske en forøgelse af tilført total N i vandsøjlen, som vil sedimentere, også langs kysten i Gentofte Kommune (DHI, 2020) (se Figur 3-6). DHI beregner ikke, om den ekstra kvælstofbelastning eller det ekstra iltforbrug, som anlægsaktiviteterne medfører, vil få konsekvenser for havmiljøet i Gentofte Kommune. Miljøvurderingen vurderer dog, at en væsentlig del af næringsstofferne N og P, der frigives under gravearbejder, ikke vil være biotilgængeligt, og at hele anlægsperioden på 2,5 år, vil medføre en mertilførsel af kvælstof svarende til 1,3 % af den samlede årlige tilførsel til Øresund (Hovedvandopland 2.3 Øresund, i henhold til vandområdeplanerne da miljøvurderingen blev lavet) (Rambøll, 2020). Det vurderes af Rambøll, at spildet af biotilgængeligt N og P under selve opgravningen er begrænset og ikke forventes at påvirke miljøet negativt (Rambøll, 2020).

4.3.3 MILJØFARLIGE STOFFER (MFS)

Ved gravearbejder i forbindelse med Nordhavnstunnelen, vil der være en potentiel sedimentspredning og en akkumulation af metallerne kobber (Cu) og kviksølv (Hg), samt antifaulingstoffet Tributyltin (TBT) ind i Gentofte Kommunes område (Tuborg Havn og Hellerup Havn), hvis worst-case scenariet benyttes (se afsnit 3.3 i nærværende rapport samt (DHI, 2016)). Gravearbejdet i forbindelse med Nordhavnstunnelen, der pågår, benytter cut-and-cover-metoden, som estimeret set vil forårsage en mindre arealmæssig spredning af de tre stoffer. Det kan dog ikke afvises, at der vil ske spredning af stofferne ind i Gentofte Kommunes område, specifikt ud for Tuborg Havn.

Optagelse af metaller kan hæmme væksten hos ålegræs, som kan optage vandopløste metaller via bladene og rodsystemet (COWI, Nordhavnstunnel. VVM-redegørelse - Miljøvurdering, 2016). Dog vil den overvejende del af de miljøfarlige stoffer, der kan spredes via sedimentspild, være bundet til partikler, og dermed ikke være tilgængelige for ålegræsplanterne, og påvirkningen af ålegræs fra spredning af miljøfarlige stoffer, er vurderet til at være ingen/lille (COWI, Nordhavnstunnel. VVM-redegørelse - Miljøvurdering, 2016).

MFS vil potentielt kunne optages af muslinger, når de filtrerer vandet for fødepartikler, og ved en frigivelse af MFS grundet gravearbejder, i forbindelse med både Lynetteholm og Nordhavnstunnelen, vil der være en øget risiko for optagelse af MFS i muslinger i nærområdet. En forøgelse af MFS i muslinger vil således kunne føres op gennem fødekæden, når disse spises af eksempelvis fisk og fugle. Da der ligger en NOVANA-station lige ved Nordhavnen (se Figur 2-24 samt afsnit 2.1.4), vil indholdet af MFS i biota (muslinger) her kunne følges løbende. Seneste data fra denne NOVANA-station er fra 2018.

4.4 MILJØFARLIGE STOFFER (MFS) I SEDIMENT

Der vil være en potentiel påvirkning af Tuborg Havn og Hellerup Havn i forbindelse med sedimentspredning under anlægsfasen for Nordhavnstunnelen ved worst-case scenariet (sænketunnel), men der vil også kunne være en potentiel påvirkning ved cut-and-cover-metoden, som er den metode der benyttes i forbindelse med anlægningen (se afsnit 3.3). Worst-case scenariet kunne dog blive en realitet i tilfælde af, at der skulle ske noget uforudset i forbindelse med gravearbejderne ved cut-and-cover-metoden.

Resultatet af spredningsberegningerne lavet af DHI (DHI, 2016) viser, at der sker en spredning og en akkumulation af metallerne kobber (Cu) og kviksølv (Hg), samt antifaulingstoffet Tributyltin (TBT) ind i Gentofte Kommunes område, og at de akkumulerede koncentrationer overskrider grænseværdierne i klapvejledningen, hvilket kan få den konsekvens, at oprensingsmateriale fra sejlrenden ved Tuborg Havn og evt. også Hellerup Havn ikke længere kan klappes, men skal deponeres på land.

For at kunne afdække, om der evt. sker en forøgelse i koncentrationen af de nævnte problematiske stoffer i sedimentet ved Tuborg Havn, som følge af anlægsarbejder i forbindelse med Nordhavnstunnelen, er det essentielt at have data af sedimentkemi før anlægsarbejder påbegyndes. Herunder er således samlet eksisterende data for sedimentkemi i området omkring Nordhavnen, inklusiv Tuborg Havn.

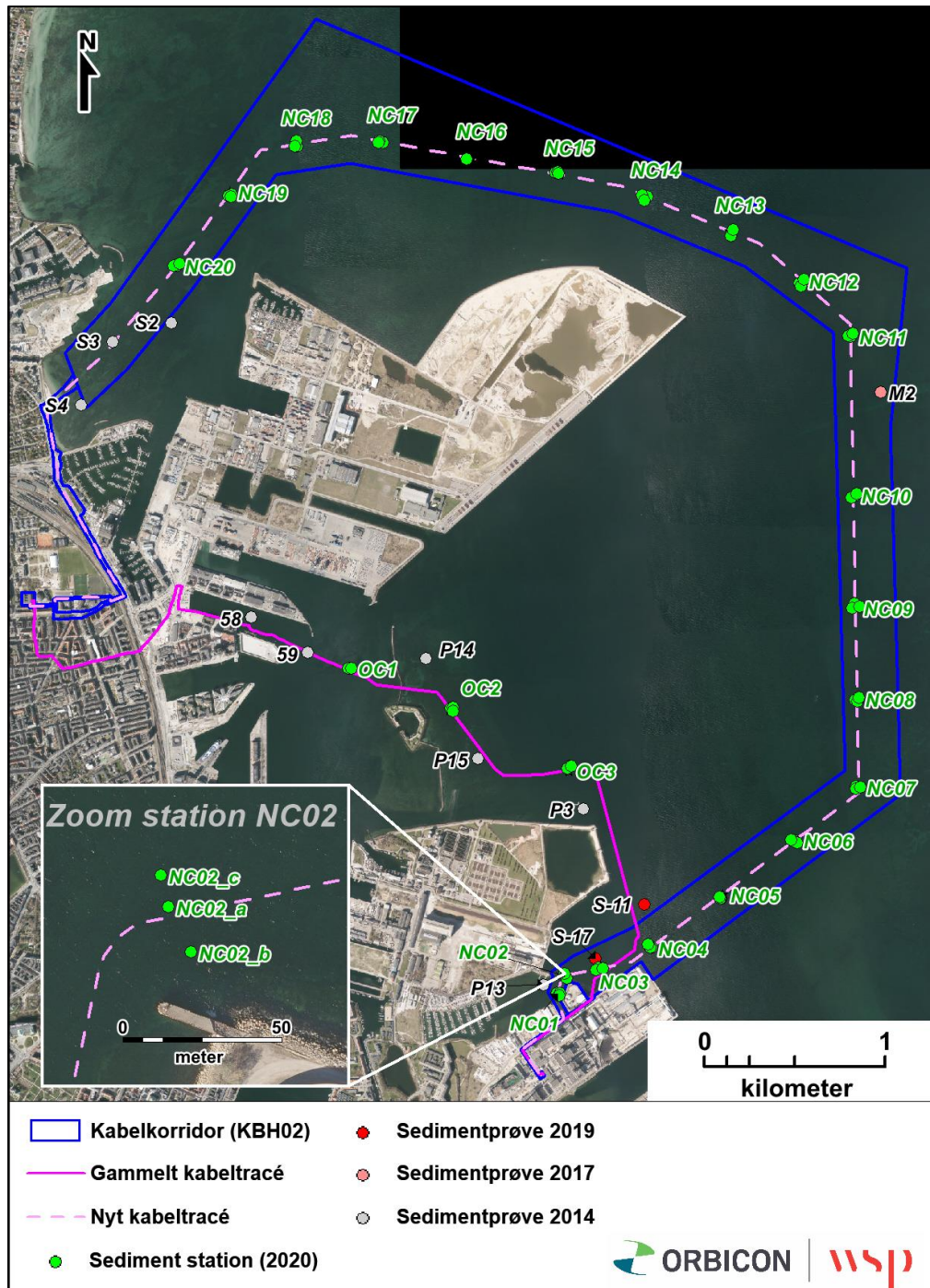
4.4.1 EKSISTERENDE DATA

WSP/Orbicon har indsamlet sedimentprøver i dele af Københavns Havn og området uden for havnen i forbindelse med forundersøgelser til projekterne KBH02 og KBH05 (for Energinet) i hhv. 2020 og 2023. I 2014

blev der også indsamlet sedimentprøver fra forskellige områder i Københavns Havn for at undersøge forureningsgraden af sedimentet (for Teknik og Miljøforvaltningen, Københavns Kommune). Dele af disse data er fra området i nærhed af Tuborg Havn, som kan have relevans for Gentofte Kommune i forhold til fremtidig udgravning af sejlrenden. I nedenstående afsnit præsenteres relevante data for miljøfarlige stoffer (MFS) i sediment, herunder specifikke stoffers eventuelle overskridelser af miljøkvalitetskrav, miljøkvalitetskriterie og aktionsniveauer i henhold til Klapvejledningen. Data skal ses som en baseline for kvaliteten af sedimentet i området. Såfremt Gentofte Kommune vælger at indsamle og analysere sedimentprøver i området, kan dette data fremadrettet bruges som baseline/indikator for, om der er sket yderligere forurening af sedimentet nær Tuborg Havn som følge af større anlægsprojekter i den nordlige del af Københavns Havn.

KBH02 OG KBH05

I forbindelse med KBH02-projektet blev der i sommeren 2020 gennemført prøvetagning af sediment langs et eksisterende og et planlagt søkabel (Figur 4-5). Der blev udtaget sedimentprøver fra i alt 23 områder langs traceerne mellem Amagerværket og Svanemøllen Koblingsstation i og omkring Københavns Havn.



Figur 4-5. Sedimentprøvetagningsstationer i forbindelse med KBH02 projektet (Orbicon/WSP, 2020).

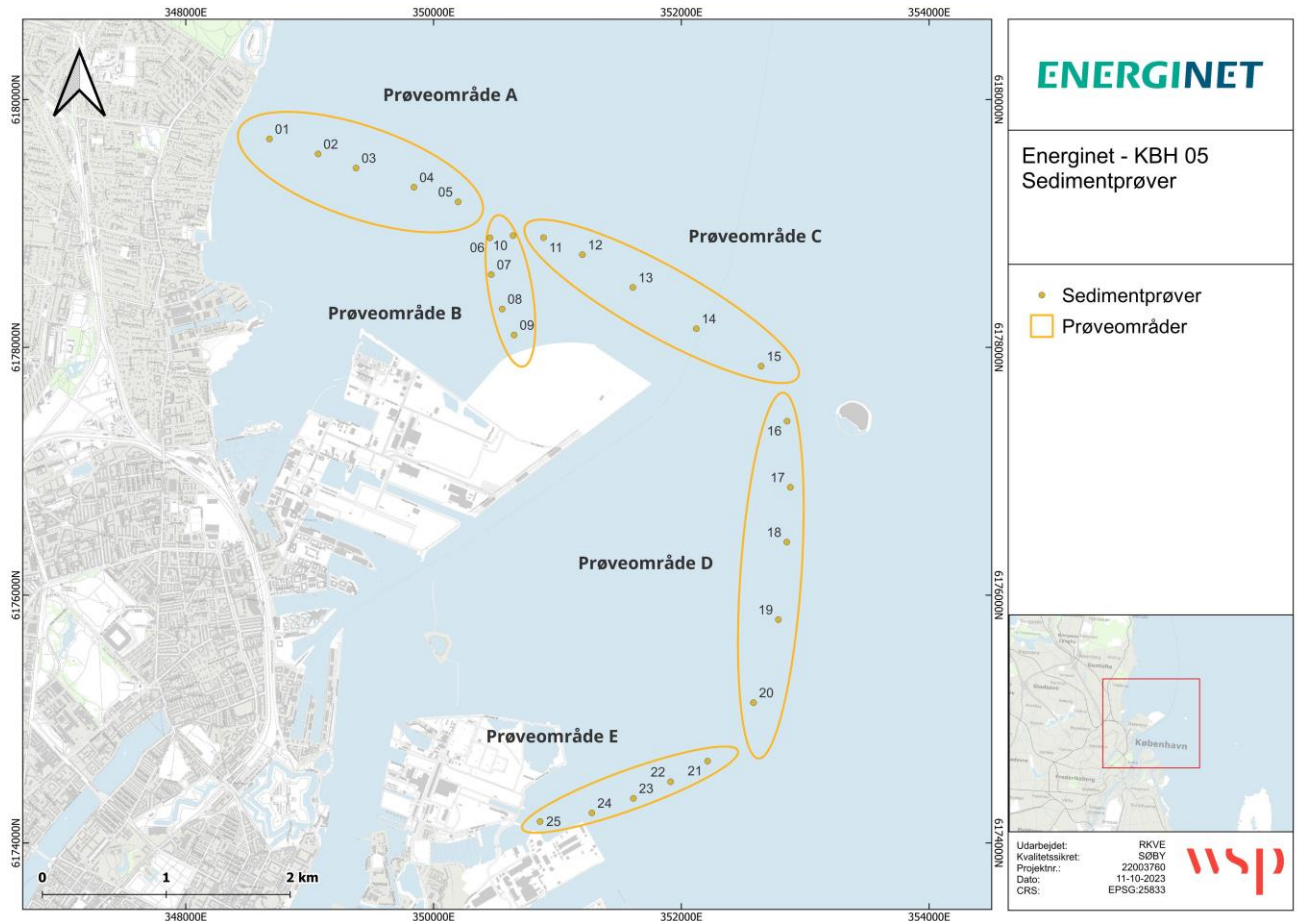
Sedimentprøverne blev analyseret for indhold af tungmetaller, kulbrinter, butyltin-forbindelser, PAH og PCB og beskrevet med kornstørrelsesanalyse. Resultaterne blev sammenlignet med øvre og nedre aktionsniveau jf. Klapvejledningen (By- og Landskabsstyrelsen, 2008) samt kvalitetsparametre fra HELCOM og OSPAR.

Kun for to af stationerne (NC04 og NC06) var der koncentrationer af enten cadmium eller kviksølv, der oversteg alle tre aktionsniveauer/kvalitetsparametre. De øvrige analyseresultater lå enten under Klapvejledningens nedre aktionsniveau eller mellem det nedre og øvre aktionsniveau.

Der blev også gennemført sedimentprøvetagning i sommeren 2023 i forbindelse med basisundersøgelser til KBH05 (WSP, 2023a) – prøvestagningsstationerne fremgår af Figur 4-6. Det ses, at prøveområde A og B er de mest relevante for Gentofte Kommune ift. at se på baggrundsværdier af MFS i sedimentet.

Der blev lavet analyser af sedimentets beskaffenhed, herunder indhold af miljøfremmede stoffer (tungmetaller, PAH'er og aromatiske kulbrinter) samt analyser af særlige kemiske parametre (fenoler og

blødgørere), der kan være problematiske i forhold til opnåelse af målsætningen om god kemisk tilstand i vandområdet jf. vandområdeplanerne. Resultaterne blev sammenlignet med de lovpligtige sedimentkvalitets krav, EU-krav og ikke lovpligtige sedimentkvalitets kriterier, samt kvalitetsparametre fra HELCOM og OSPAR, når der ikke fandtes en lovpligtig grænseværdi. I alt blev 46 MFS målt og analyseret, hvoraf der fandtes en grænseværdi for 31 af dem. De stoffer, som overskred grænseværdierne, er præsenteret i Tabel 4-1.



Figur 4-6. Kort over sedimentprøvetagningsstationer i forbindelse med KBH05. Fra (WSP, 2023a).

Tabel 4-1. Sedimentprøver som overskrider de marine sedimentgrænseværdier i undersøgelsesområdet (delområde A, B, C, D og E) i forbindelse med baselineundersøgelsen. SK-krav (sedimentkvalitetskrav) og SK-kriterier for anthracen, benz(a)anthracen, nonylphenoler, crysen og methylnaphthalener er udregnet på baggrund af indholdet af TOC i sedimentet, og de udregnede værdier kan ses i (WSP, 2023a). Overskridelser af de nationale lovfastsatte SK-krav er repræsenteret ved **røde tal**, og **sorte tal** indikerer overskridelser af andre ikke-lovpligtige grænseværdier. f_{oc} er fraktionen af TOC i sedimentet. Tomme celler = ingen overskridelser. '-' indikerer at detektionsgrænsen fra laboratorieanalysen er højere end den prioriterede grænseværdi, og derfor er det ikke muligt at fastslå, om der er overskridelser af det specifikke stof i delområdet. Placering af delområder kan ses på Figur 4-6.

Grænse-værdier /Delområder	Tungmetaller (mg/kg TS)			PAH'er (µg/kg TS)							Phenoler (ug/kg TS)	
	Arsen	Kviksølv	Nikkel	Anthracen	Benzo(a)anthracen	Benzo(g,h,i)perylene	Benzo(a)pyren	Crysen	Indeno(1,2,3-cd)pyren	Pyren	Sum af methylnaphthalener	Sum af nonylphenoler
SK-krav				96 x f_{oc}							478 x f_{oc}	2500 x f_{oc}
SK-kriterier	0,4		6,8		600 x f_{oc}	42	7	462 x f_{oc}	42	8400 x f_{oc}		
ERL		0,15										
Prøve A	0,92			1	7,1		8,2	7,9			11	11,9
Prøve B	0,7			-	-			1,5			-	20
Prøve C	1,1			11	61	74	69	66	61	130	65	
Prøve D	1,8			4,2	15		17	16			54	
Prøve E	3,9	0,21	8,7	100	290	200	280	320	140	540	221	

Der er i det følgende kun taget udgangspunkt i overskridelserne i område A og B, som er mest relevante for Gentofte Kommune, og overskridelserne er delt op i lovpligtige og ikke lovpligtige grænseværdier.

OVERSKRIDELSER AF LOVPLIGTIGE SEDIMENTKVALITETSKRAV (SK-KRAV OG EQS)

De lovpligtige miljøkvalitetskrav, som er inkluderet i analysen, er Miljøstyrelsens sedimentkvalitetskrav (SK-krav) samt EU's sedimentkvalitetskrav (EQS). EQS er ikke benyttet, da der for målte MFS fandtes et SK-krav.

Af de undersøgte MFS i projektområdet blev fundet overskridelser af SK-kravet for anthracen, sum af methylnaphthalener og sum af nonylphenoler (Tabel 4-1). Koncentrationen af anthracen og methylnaphthalener overskred SK-kravet i område A, mens både anthracen og summen af methylnaphthalener var lavere end detektionsniveauet i område B, og det er således ikke muligt at fastslå, om koncentrationen af de to MFS overskrideres i delområde B. For nonylphenoler er der fundet overskridelser i både område A og B (Tabel 4-1).

OVERSKRIDELSER AF ANDRE GRÆNSEVÆRDIER/VURDERINGSKRITERIER

For MFS, hvor der ikke forefindes et lovfastsat SK-krav eller EQS, benyttes andre vurderingskriterier (SK-kriterier, EAC, ERL og Nedre aktionsniveau) til at analysere tilstanden.

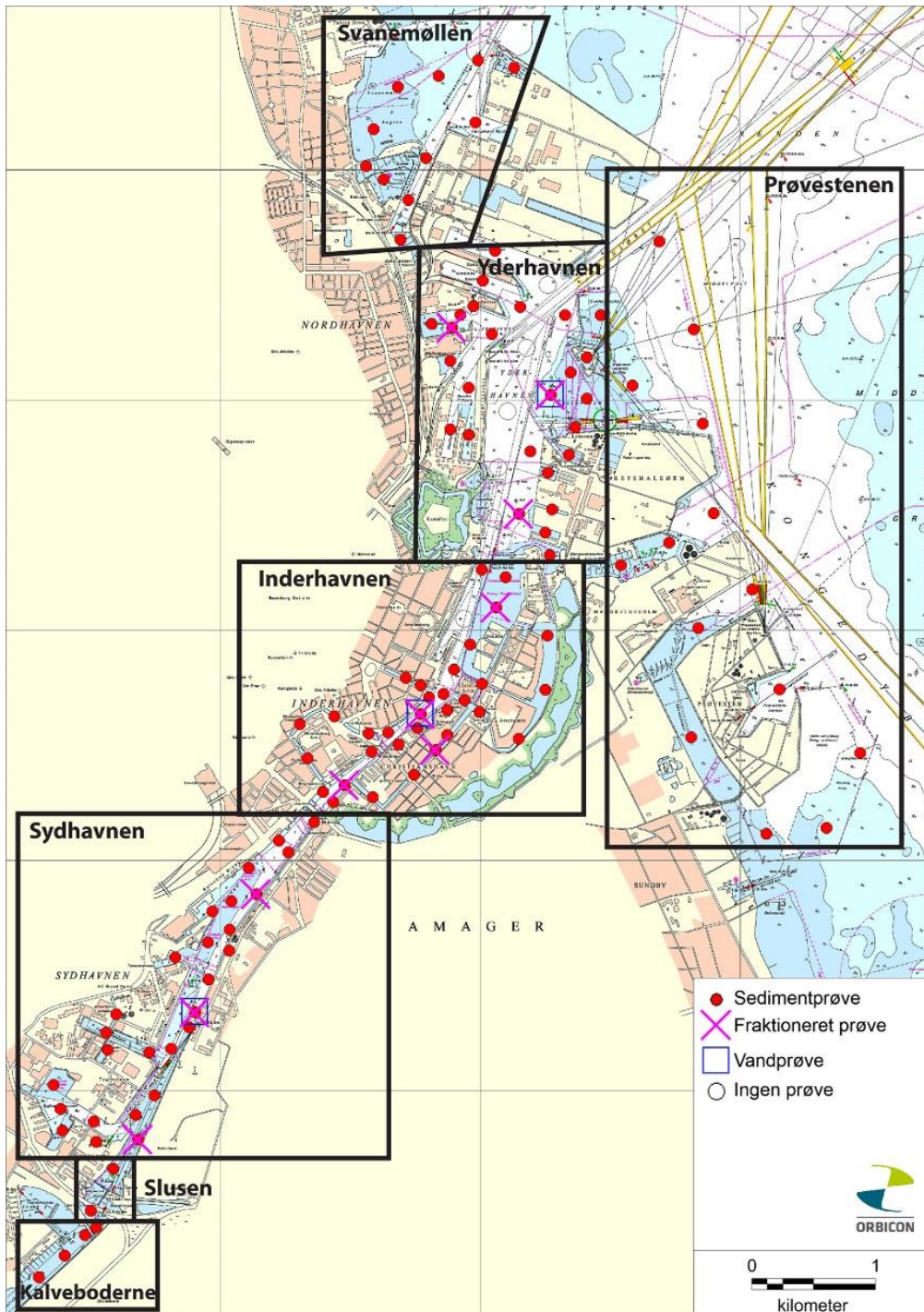
Der er fundet overskridelser af SK-kriterierne for arsen og crysen i område A og B, mens der for benzo(a)anthracen og benzo(a)pyren kun er fundet overskridelser i område A. I område B er det ikke muligt at fastslå, om der er overskridelser af benzo(a)anthracen, da SK-kriteriet ligger under detektionsniveauet (Tabel 4-1).



Sammenfattende haves der med disse sedimentundersøgelser, udført for Energinet, en 'baseline' for kvaliteten af sedimentet i området tæt ved Gentofte's kyst.

SEDIMENTPRØVETAGNING FOR KØBENHAVNS KOMMUNE

Teknik og Miljøforvaltningen, Københavns Kommune, bestilte i september 2014 Orbicon (nu WSP) til at gennemføre sedimentprøvetagning og afrapportering af forureningsgraden af sedimentet i Københavns Havn.

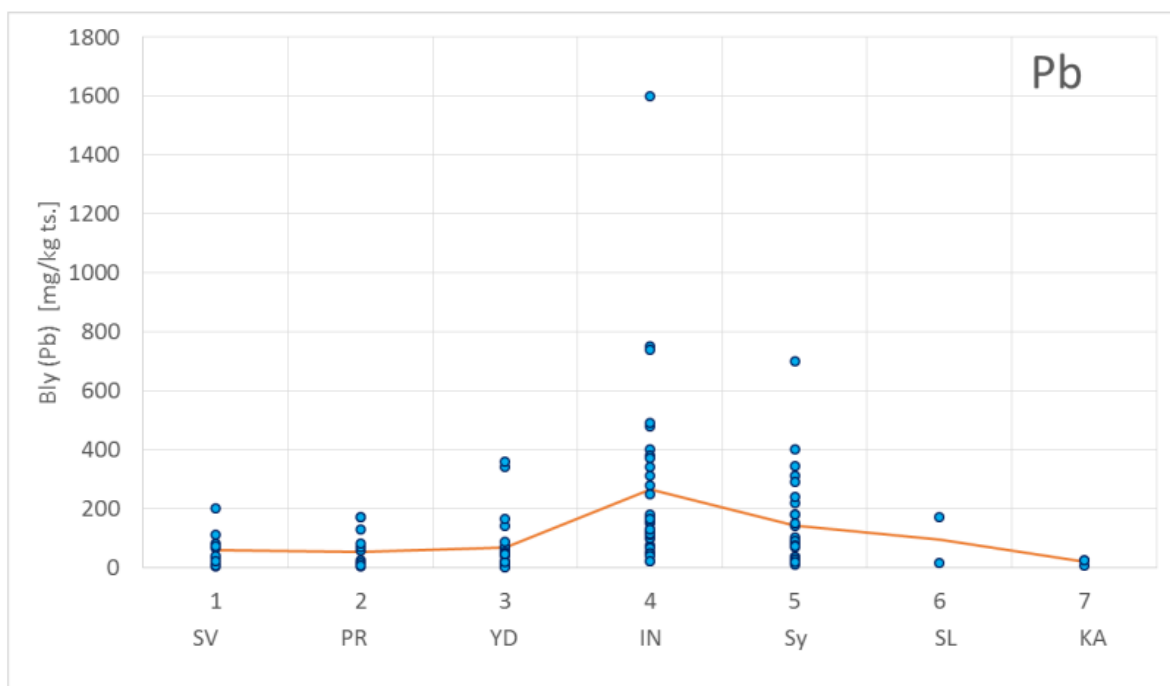


Figur 4-7. Oversigtskort over sedimentprøver (røde punkter) taget i Københavns Kommunes vandområde (Orbicon, 2014).

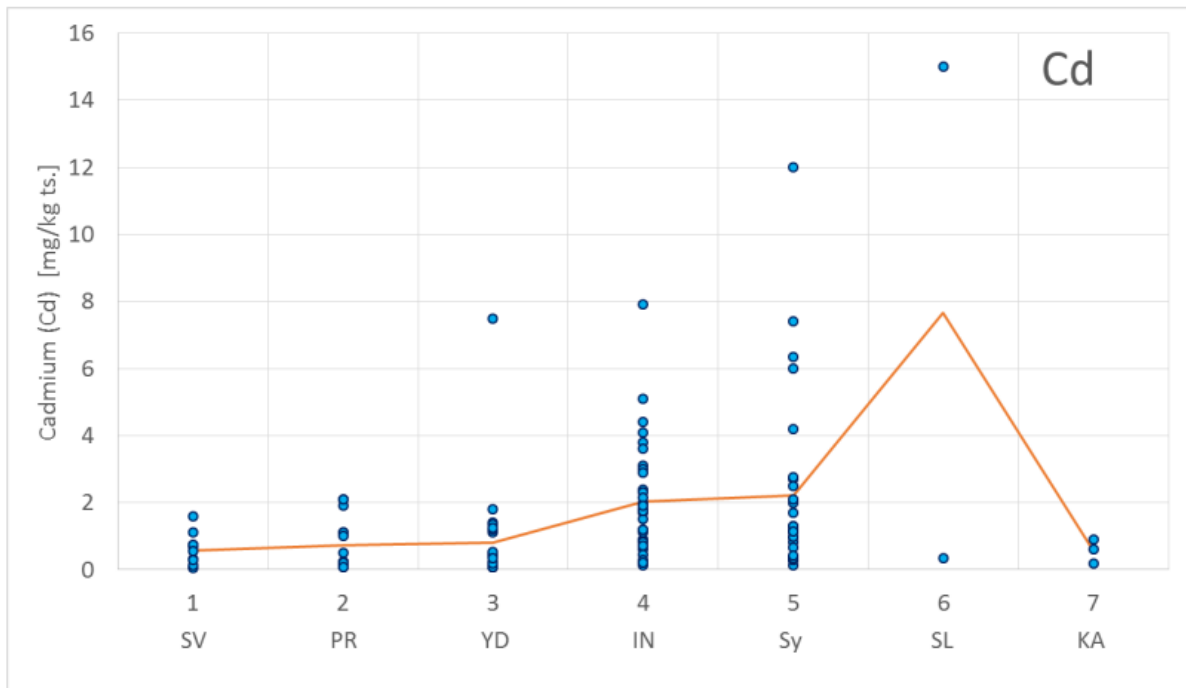
Denne undersøgelse afdækkede forureningsgraden af de indsamlede sedimentprøver for udvalgte metaller (Arsen, Barium, Bly, Cadmium, Chrom, Kobber, Kviksølv, Nikkel og Zink) og kulbrinter (C6-C10, C10-C25, C25-C35), foruden analyse af tørstof/glødetab af de indsamlede sedimenter (Orbicon, 2014).

Analyseresultaterne er blevet delt op efter de forskellige undersøgte delområder, fra nord mod syd: Svanemøllen (SV), Prøvestenen (PR), Yderhavnen (YD), Inderhavnen (IN), Sydhavnen (Sy), Slusen (SL) og Kalveboderne (KA) (se Figur 4-7). I de følgende figurer for tungmetallerne bly, cadmium og kviksølv vises der for hver parameter et scatterplot af analyseværdier, sorteret på delområde, samt en kurve, der viser middelværdien for hvert delområde. Overordnede tendenser beskrives kort i figurteksten.

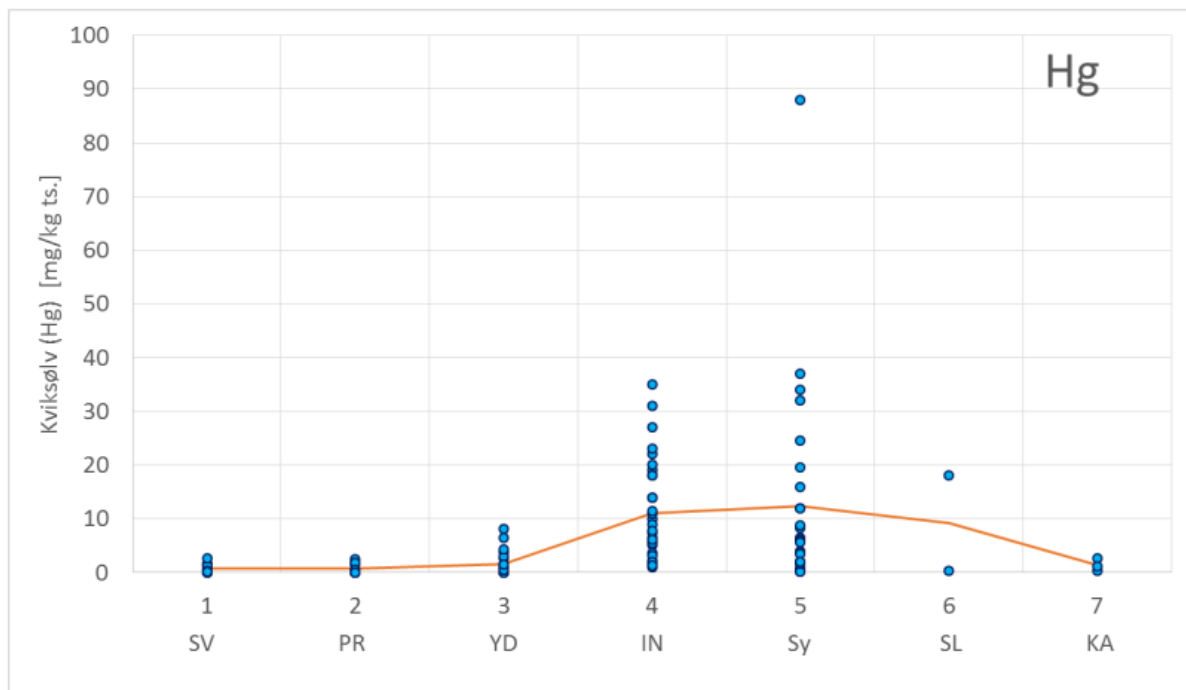
Det ses, at der generelt er lavere koncentrationer af bly, cadmium og kviksølv i Svanemøllen end i resten af Københavns Havn (Figur 4-8, Figur 4-9, Figur 4-10). For både bly og cadmium ligger de fleste prøver i Svanemøllen under miljøkvalitetskriteriet på hhv. 163 mg/kg TS og 3,8 mg/kg TS. For kviksølvindholdet i sediment findes der ikke noget dansk miljøkvalitetskrav eller -kriterie, men der findes en ERL (Effect Range Low) på 0,15 mg/kg TS, fra USA's miljøstyrelse (OSPAR, 2009), som kan benyttes, og ud fra data for Svanemøllen ses det, at der generelt er overskridelser af kviksølv i alle prøverne.



Figur 4-8. Scatterplot (blå prikker) af parameteren Bly (Pb) for de syv undersøgte delområder. Orange linje viser middelværdier af alle værdier for de enkelte delområder. Delområderne er: 1) Svanemøllen, 2) Prøvestenen, 3) Yderhavnen, 4) Inderhavnen, 5) Sydhavnen, 6) Slusen og 7) Kalveboderne. Det ses, at parameterens koncentration er højest i Inderhavnen og Sydhavnen og er mindre i de øvrige delområder (Orbicon, 2014).



Figur 4-9. Scatterplot (blå prikker) af parameteren Cadmium (Cd) for de syv undersøgte delområder. Orange linje viser middelværdier af alle værdier for de enkelte delområder. Delområderne er: 1) Svanemøllen, 2) Prøvestenen, 3) Yderhavnen, 4) Inderhavnen, 5) Sydhavnen, 6) Slusen og 7) Kalveboderne. Det ses, at parameterens koncentration er højest i Inderhavnen og Sydhavnen og er mindre i de øvrige randområder. Dog er der i Yderhavnen og i Slusen lokale peaks i koncentrationen (Orbicon, 2014).



Figur 4-10. Scatterplot (blå prikker) af parameteren Kviksølv (Hg) for de syv undersøgte delområder. Orange linje viser middelværdier af alle værdier for de enkelte delområder. Delområderne er: 1)

Svanemøllen, 2) Prøvestenen, 3) Yderhavnen, 4) Inderhavnen, 5) Sydhavnen, 6) Slusen og 7) Kalveboderne. Det ses, at parameterens koncentration er højere i Inderhavnen og Sydhavnen og er mindre i de øvrige randområder (Orbicon, 2014).

Sammenfattende haves med disse undersøgelser indhold af tungmetalindholdet i sedimentet, hvor indholdene i Svanemøllebugten nok bedst forventes sammenlignelige med forholdene ud for Gentoftes kyst anno 2014.

4.5 PÅVIRKNINGER PÅ ÅLEGRÆS

I nærværende rapport bruges ålegræs som en miljøindikatorart, da ålegræssets vækst i høj grad reguleres af lystilgængeligheden, der bl.a. afhænger af næringsstofniveauerne. Forhøjede næringsstofkoncentrationer stimulerer planteplankton-væksten og reducerer lystilgængeligheden ved havbunden og begrænser dermed ålegræssets vækst. Således vil ålegræssets dybdeudbredelse være en indikator for den økologiske tilstand af havmiljøet i kystvandene.

Udviklingen i ålegræssets dybdeudbredelse langs kysten ved Gentofte Kommune har generelt været negativ mellem 1998-2022, og der har i perioden været flere markante fald, der kun delvist kan tilskrives regionale effekter (se afsnit 2.1.1). En væsentlig reduktion i dybdeudbredelsen af ålegræs ved station 97220011 ud for Charlottenlund i perioden 2019-2021 kunne ikke spejles i øvrige stationer inden for vandområdet i samme periode. Den manglende respons ved de øvrige stationer vidner om, at årsagen skal hentes i lokale, og evt. kumulative, effekter fra påvirkningskilder inden for eller i nærhed til Gentofte Kommunes kystområde. Ålegræsset ved station 97220011 genvinder dog hurtigt de tabte arealer, der indikerer, at ålegræsset her er resilient (robust) overfor påvirkninger.

Hvad angår resiliens på lavt vand, er billedet dog et helt andet. Umiddelbart tyder vegetationsundersøgelserne i Svanemøllebugten på ustabile dækningsgrader i perioden 2008-2022, og i den kystnære zone på dybder mellem 2-3 m ser det ud til, at der har været et permanent tab af ålegræs (se Figur 2-5). Det kystnære tab af ålegræs i Svanemøllebugten er afspejlet i samtlige stationer inden for Nordlige Øresund, hvor der har været store reduktioner i ålegræssets dækningsgrad på 2-3 m dybde siden 2006 (data ikke vist i nærværende rapport). Især ud for Taarbæk ved station 97220010 – Taarbæk tr. 2, er ålegræs på lavt vand forsvundet siden 2006, hvorimod det i nogen grad er vendt tilbage ud for Charlottenlund ved station 97220011. Ud for Charlottenlund er den gennemsnitlige dækningsgrad gået fra 98 % i 2006 til 16 % i 2017, og ved seneste måling i 2022 var dækningsgraden 65 % på dybder mellem 2-3 m.

Den manglende genindvandring af ålegræs inden for 2-3 m dybdezone i Nordlige Øresund over en periode på knap 20 år vidner om, at ålegræsset ikke har den samme resiliens overfor påvirkninger i de lavvandede dele som for de dybere dele af bedene. 2-3 m zonen er sandsynligvis både mere påvirket i forhold til strøm og bølgeenergi samt i højere grad udsat for ekstreme variationer i temperatur og iltforhold, der kan hindre ålegræssets udbredelse til denne zone. Som det ses af analysen af kystmorfologien langs Gentofte Kommunes kyst (afsnit 4.1), er der tegn på en relativ stærk sydgående materialetransport langs kysten mellem Charlottenlund Fort og Tuborg Havn (Figur 4-1, Figur 4-2 og Figur 4-3). De kystnære områder langs Gentofte Kommunes kyst lader generelt til at opfylde kriterierne for vækst af ålegræs, men den fysiske eksponeringsgrad og høje grad af materialevandring kan betyde, at tab af ålegræs i de lavvandede zoner forbliver permanente.

Den sydgående materialetransport kan, sammen med ændringer i strømforholdene fra udbygningen af Nordhavn betyde, at materiale ophobes i Svanemøllebugten. Ophobning af materiale er derudover påvist i den sydlige del af Gentofte Kommune, på baggrund af pejlinger foretaget af havnefogeden i 2016 samt øvrige lokalobservationer af havmiljøet langs Gentofte Kommunes kyst (afsnit 4.2, Bilag 1).

Desuden fremgår det af WSPs tidligere feltkammer i området ved Svanemøllebugten (se afsnit 2.1.1), at den kystnære del af Svanemøllebugten gentagne gange har været udsat for tætte måtter af

sammenskyllede makroalger, herunder især fedtemøg. Fedtemøg er en samlebetegnelse for flere arter af hurtigvoksende og let nedbrydelige makroalger, der i større forekomster kan have væsentlige effekter på omsætningen i havbunden. Gentagne påvirkninger med store formationer af sammenskyllet fedtemøg i et område kan skabe ubalance i systemet til udfordring for især rodfæstede planter som ålegræs. Området i Svanemøllebugten er generelt relativt beskyttet, og det er derfor til en vis grad naturligt, at materiale ophobes i bugten. Ophobning af fedtemøg i Svanemøllebugten har været en realitet før Nordhavnsudvidelsen (se Figur 2-6), men det er dog sandsynligt, at ændringer i strømforholdene som følge af Nordhavnsudvidelsen, kan have medvirket til en forstærkelse af den effekt evt. i kombination med at materialet også fordeles anderledes i bugten end før udvidelsen (koncentreres på lavt vand).

I forlængelse af dette, har klimaets udvikling betydet mere regn på årsbasis, samt flere ekstreme hændelser i form af ekstrem regn og skybrud end tidligere, hvilket medfører øgede udledninger af næringsstoffer og miljøfarlige stoffer kystnært fra regnbetingede udløb (herunder spildevandsoverløb og regnvandsudløb) og renseanlæg. Der er en relativ stor vandudskiftning langs kysten ved Gentofte Kommune, men den øgede tilførsel af næringsstoffer og miljøfarlige stoffer medvirker til et øget pres på havmiljøet, og en øget mængde næringsstof kan favorisere væksten af fedtemøg. En øget frekvens af udledninger, sammen med øgede mængder udledt urensset spildevand vil således også i fremtiden kunne medvirke til et øget pres på havmiljøet.

Trods de høje dækningsgrader af fedtemøg på lavt vand i Svanemøllebugten i 2008, var der i samme år ligeledes høje dækningsgrader af ålegræs i 2-3 m dybdezonen. Tabet af ålegræs på det lave vand er altså sandsynligvis ikke drevet af ophobningen af fedtemøg i Svanemøllebugten. Mere sandsynligt er, at den øgede ophobning af materiale i Svanemøllebugten nu udgør en større udfordring for ålegræs end tidligere. Området er således blevet mere sårbart grundet tabet af ålegræs, og det tilbageværende ålegræs er muligvis ikke i stand til at genindvandre på nøgenbunden grundet kumulative effekter fra de eksisterende naturlige og antropogene presfaktorer i systemet.

Ålegræsset ved station 97220011 ved Charlottenlund lader til at kunne tåle markante fald i dækningsgrader på lavt og dybt vand, uden at det leder til tabt areal. Det indikerer, at ålegræssets skæbne, set i lyset af igangværende og planlagte anlægsprojekter, bl.a. er betinget af om påvirkningerne herfra leder til totalt tab af ålegræsområder eller kun tab i dækningsgrader. Udbredelse på nøgenbund er mere ressourcekrævende sammenlignet med at fastholde eksisterende udbredelse, og det er derfor muligt at påvirkninger, der leder til tab, i fremtiden vil være permanente.

5 TILTAG TIL AT FREMME HAVMILJØET LOKALT (DEL 3)

I det følgende vil mulige miljø- og biodiversitetsfremmende tiltag belyses. Der tages udgangspunkt i tiltag, der kan medvirke til lokale forbedringer i det marine miljø, og som på sigt vil kunne fremme biodiversiteten lokalt i området. Derudover vil tiltagene også inkludere involvering af offentligheden samt agere formidlingselementer. En forbedring af havmiljøet vil på sigt kunne resultere i positive effekter på miljøindikatorer som ålegræs, bunddyr og sigtdybden.

I nærværende kapitel vil de enkelte tiltag blive beskrevet, herunder formål, fordele/ulempes, økonomi, samt muligheden for implementering.

Desuden vil forslag til indsamling af forskellige typer af data også gennemgås i forhold til at monitorere det marine miljø i Gentofte Kommune.

Nedenstående idékatalog er til brug for inspiration i forhold til tiltag, som Gentofte Kommune kan gøre for eksempelvis at øge biodiversiteten lokalt, øge offentlighedens opmærksomhed, interesse og involvering i havmiljøet samt få et bedre kendskab til biodiversiteten, der findes langs kysten i Gentofte Kommune. Forslagene er et resultat af en dialog mellem DCE (ved Martin Mørk Larsen), DN, Gentofte Kommune og WSP.

5.1 MILJØ- OG BIODIVERSITETSFREMMENDE TILTAG

5.1.1 STENREV

Stenrev er en naturtype, som hører under gruppen "hårdbundsrev" (Dahl, Lundsteen, & Helmig, 2003). Definitionen på et stenrev er, at der i et kerneområde skal "være en samling sten med mindst 25 % dækning af havbunden. Er det tilfældet afgrænses revet udadtil, hvor stenenes dækning reduceres til 10 %" (Al-Hamdani et al., 2019; Dahl et al., 2024)), og er kendetegnet af "stabile sten, der kan danne habitat for flerårige organismer der vokser på stenenes overflader" (Dahl et al., 2024). Der er flere typer af stenrev, og de kan have meget forskellige udformninger såsom "tætte stensamlinger, der rejser sig brat fra den omkringliggende havbund, til at bestå af mosaikformede stenbanker eller have en mere diffus struktur med spredte sten på en sandet eller gruset bund" (Stenberg & Kristensen, 2015). Fælles for dem er, at de kan rumme en stor artsrigdom, dvs. biodiversitet (Dahl, Lundsteen, & Helmig, 2003). Fisk, krebsdyr og andre organismer kan skjule sig i hulrummene mellem stenene, hvis der er tale om huledannende rev, og stenene kan være substrat for både planter og dyr.

Stenrev er naturlige rev som, ligesom Danmarks øvrige havbund, er dannet under den sidste istid ved isens bevægelser og afsmeltning, som har resulteret i aflejret materiale (Stenberg & Kristensen, 2015). En stor del af de naturligt forekomne stenrev i Danmark er siden slutningen af 1800-tallet blevet fisket og brugt til byggerier, som fx havnemoler. I dag er det ikke længere tilladt at stenfiske, og siden 2002 har der ikke været stenfisket i Danmark (Stenberg & Kristensen, 2015).

Etablering af stenrev kan øge biodiversiteten lokalt i et område, ved at der dannes fødegrundlag samt gemmesteder for forskellige typer af organismer (Stenberg & Kristensen, 2015). Derudover kan stenrev også medvirke til at bremse bølger, og dermed den energi, der kommer fra havet og ind mod kysten, hvorfor kunstige/menneskeskabte rev også bruges som kystbeskyttelse. Indirekte kan stenrev medvirke til at nedbringe indholdet af næringsstofferne i vandet, da makroalger, der kan vokse på stenrevet, kan optage næringsstoffer. Et stenrev skal være af en vis størrelse, før det vil have en

biodiversitetsfremmende effekt. Stenrev kan i nogen grad også bruges som formidlingselement, både for dykkere, men også ved eksempelvis at installere et kamera på stenrevet.

Der er flere tilgange til etablering af stenrev. Det kan være, at man ønsker at genoprette tidligere stenrev/udvide nuværende stenrev, at man vil kystsikre ved eksempelvis at anlægge stendiger/bølgebrydere for dermed at modvirke erosion af kysten, og/eller at man har fokus på formidling. De forskellige typer af stenrev gennemgås nedenfor.

Ønskes det at etablere stenrev, hvor fokus eksempelvis er i form af genopretning og/eller formidling, vil det være vigtigt at involvere offentligheden for at sikre lokal opbakning og forankring til projektet, ligesom lokale kan bidrage med nyttig viden til projektet (Dahl, Støttrup, Stenberg, Berggreen, & Jensen, 2016).

Når et projekt står færdigt, vil det være muligt at formidle biodiversitet på stenrevet fx vha. et kamera, hvor der live streames optagelser fra stenrevet på en hjemmeside, som offentligheden kan tilgå.

Fordelen ved etablering af stenrev er, at biodiversiteten vil kunne øges lokalt. Dog kan en fuld succession (dvs. kolonisering af biologiske samfund) tage mange år. Det er fx vurderet i forbindelse med genopretning af stenrev ved Læsø Trindel, at makroalgesamfundet efter 4 år endnu ikke var fuldt etableret (Stenberg, et al., 2013). En øgning af makroalgebiomassen vil betyde et lokalt øget optag af biotilgængelige næringsstoffer, som lokalt vil kunne forbedre havmiljøet.

Anlægges et stenrev i et område, hvor der ikke tidligere har været stenrev, betyder det, at man erstatter en allerede eksisterende naturtype, som eksempelvis sandbund, med en ny naturtype - stenrev. Dette vil således lokalt føre til tab af organismer, der er tilknyttet sandbund. Derimod vil genopretning af et stenrev i et område, hvor der tidligere har eksisteret stenrev, være med at øge det tabte areal af stenrev, som har fundet sted i forbindelse med tidligere stenfiskeri.

Prisen for at etablere et stenrev afhænger af mange parametre, såsom stenenes beskaffenhed, revets opbygning/design, størrelsen på revet, samt omfanget af eventuelle forundersøgelser. Derudover er der en omkostning i forbindelse med projektering af stenrevet samt ansøgning af anlægning af stenrevet. I forbindelse med dette skal der bl.a. tages hensyn til rekreative interesser i området, om bunden kan bære, samt strømforhold, således at stenrevene ikke sander til grundet strøm- og bølger i området. Dertil kommer også en omkostning i forbindelse med udlægningen af stenene, hvor prisen bl.a. vil afhænge af dybden, hvor stenene skal udlægges samt tilgængelighed og metode, der kan benyttes ved udlæg. En samlet pris for etablering af stenrev kan skaleres, afhængigt af ønsket størrelse, samt i forhold til omfanget af de parametre, der nævnes herover. En samlet pris anslås at være i omegnen fra ca. 1.000.000 DKK ekskl. moms, og dette for et stenrev med udlæg af ca. 250 m³ sten op til 1000 kg, samt sten i mindre størrelser for stabilisering af revet, ekskl. projektering, ansøgning samt forundersøgelser. Omfanget af forundersøgelserne afhænger af, om der i forvejen foreligger data fra området, og om der fx tidligere har ligget et stenrev. Har der tidligere været et stenrev på den givne placering, ved man, at bunden kan bære stenene, og omfanget af forundersøgelserne bliver således mindre. Pris for projektering samt ansøgning anslås at ligge på minimum 150.000 DKK ekskl. moms, og forundersøgelser anslås at ligge fra 300.000 og op. Dvs. en samlet pris på et mindre stenrev vil ligge fra 1.450.000 DKK ekskl. moms, såfremt der skal laves forundersøgelser. Dette er blot et estimat, og prisen er anslået baseret på erfaring fra stenrevsprojekter, hvor WSP har været involveret.

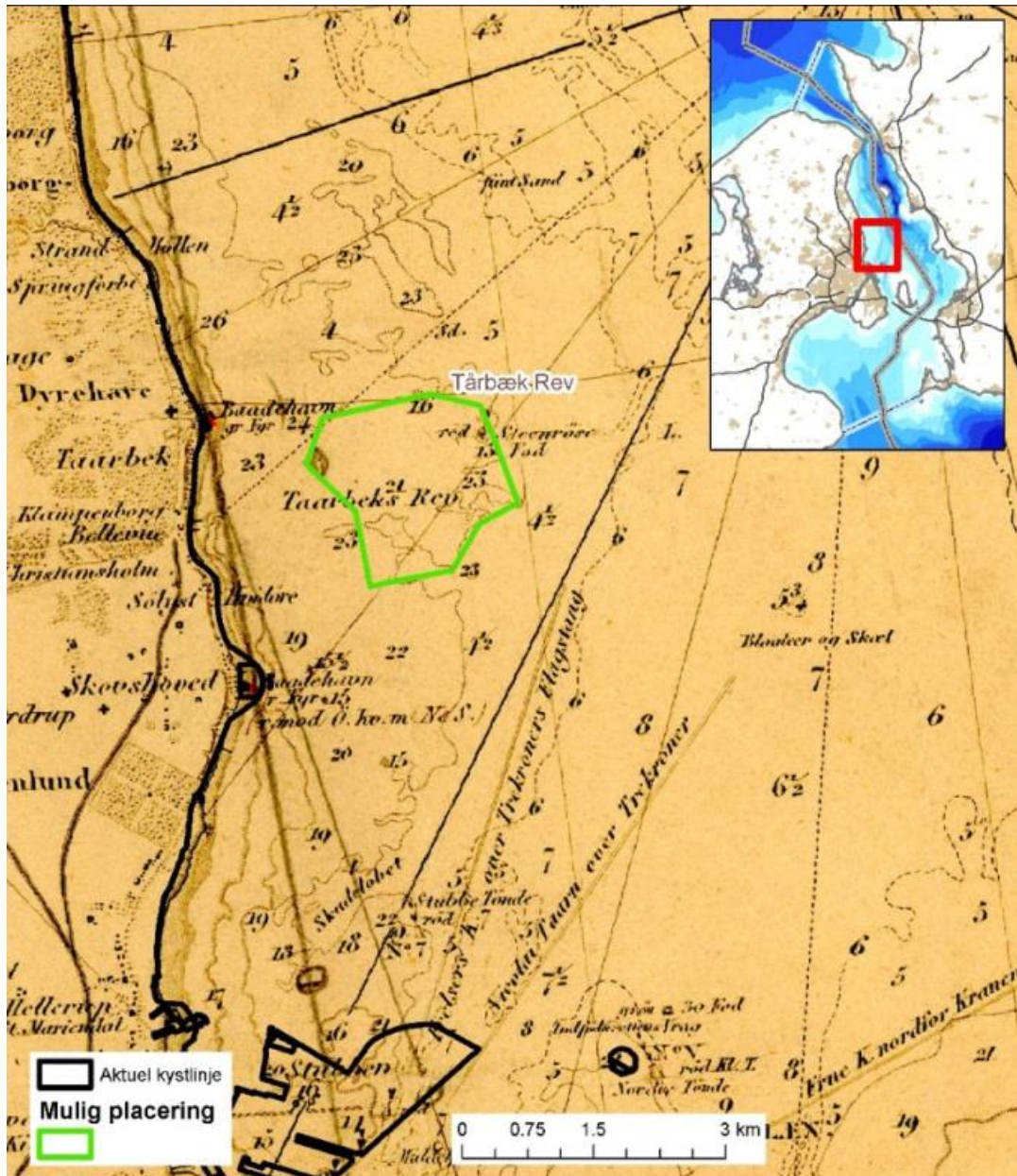
GENETABLERING AF STENREV

I Danmark er mange stenrevsområder, specielt lavvandede (<10 m dybde) i kystnære områder, blevet fjernet ved målrettet stenfiskeri (Stenberg & Kristensen, 2015). Så vidt vides har der været stenfisket i området (Stenberg & Kristensen, 2015; Dahl & Göke, 2021), og der har sandsynligvis tidligere eksisteret stenrev i området ud for Gentofte Kommunes kyst, herunder Taarbæk Rev (Dahl & Göke, 2021), samt ud for statuen af Knud Rasmussen, beliggende nord for Skovshoved Havn.

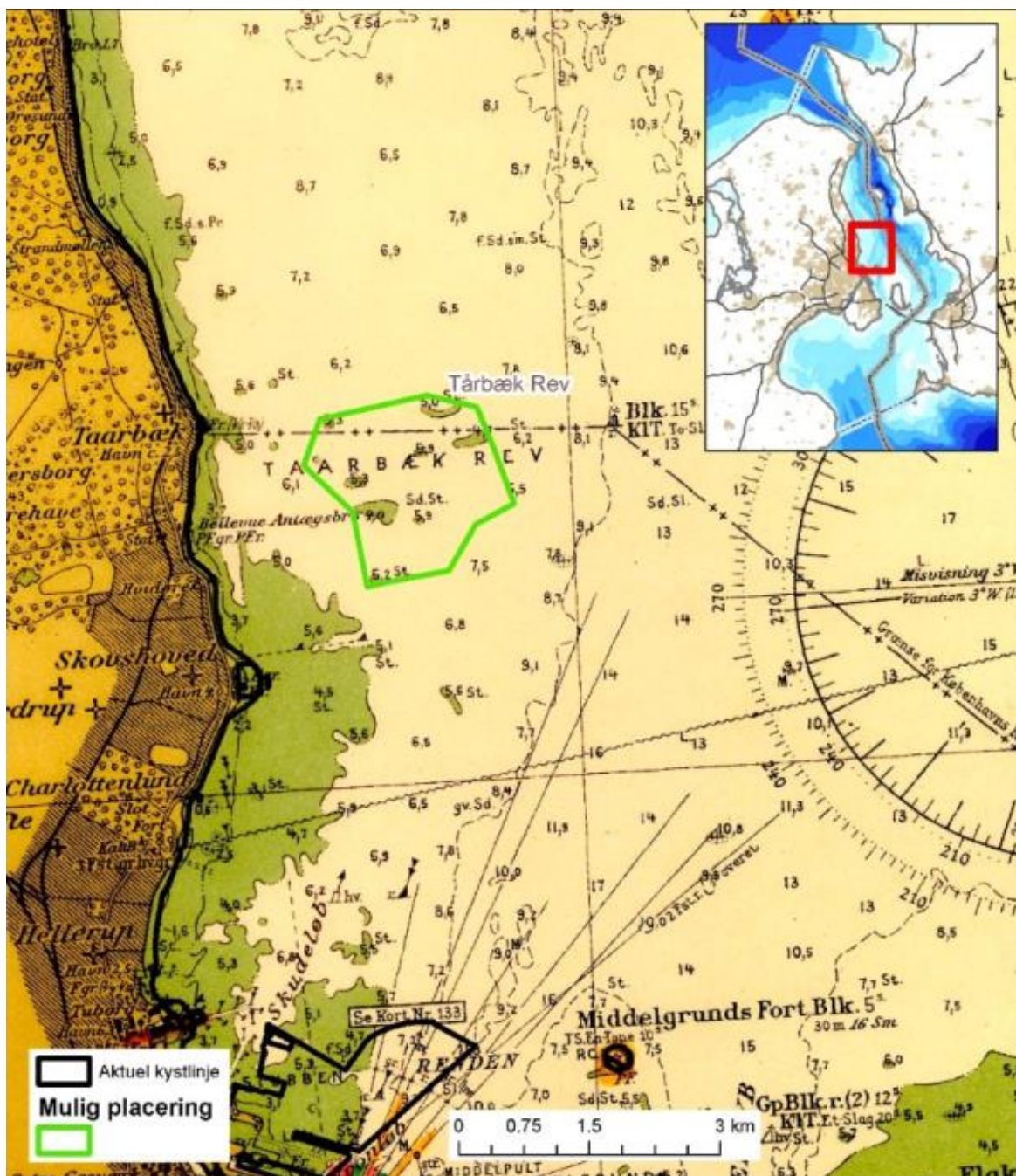
Det er ret sandsynligt, at et betydeligt stenfiskeri har fundet sted på Taarbæk Rev, hvis sydlige del ligger ud for Gentofte Kommune (ca. 1,5 km ude – se Figur 5-1, Figur 5-2, Figur 5-3). Denne

antagelse er bygget på, at man på søkort fra hhv. 1882, 1943 og 1969 kan se, at vanddybderne i området er steget, hvilket indikerer, at der er fjernet sten (Dahl & Göke, 2021).

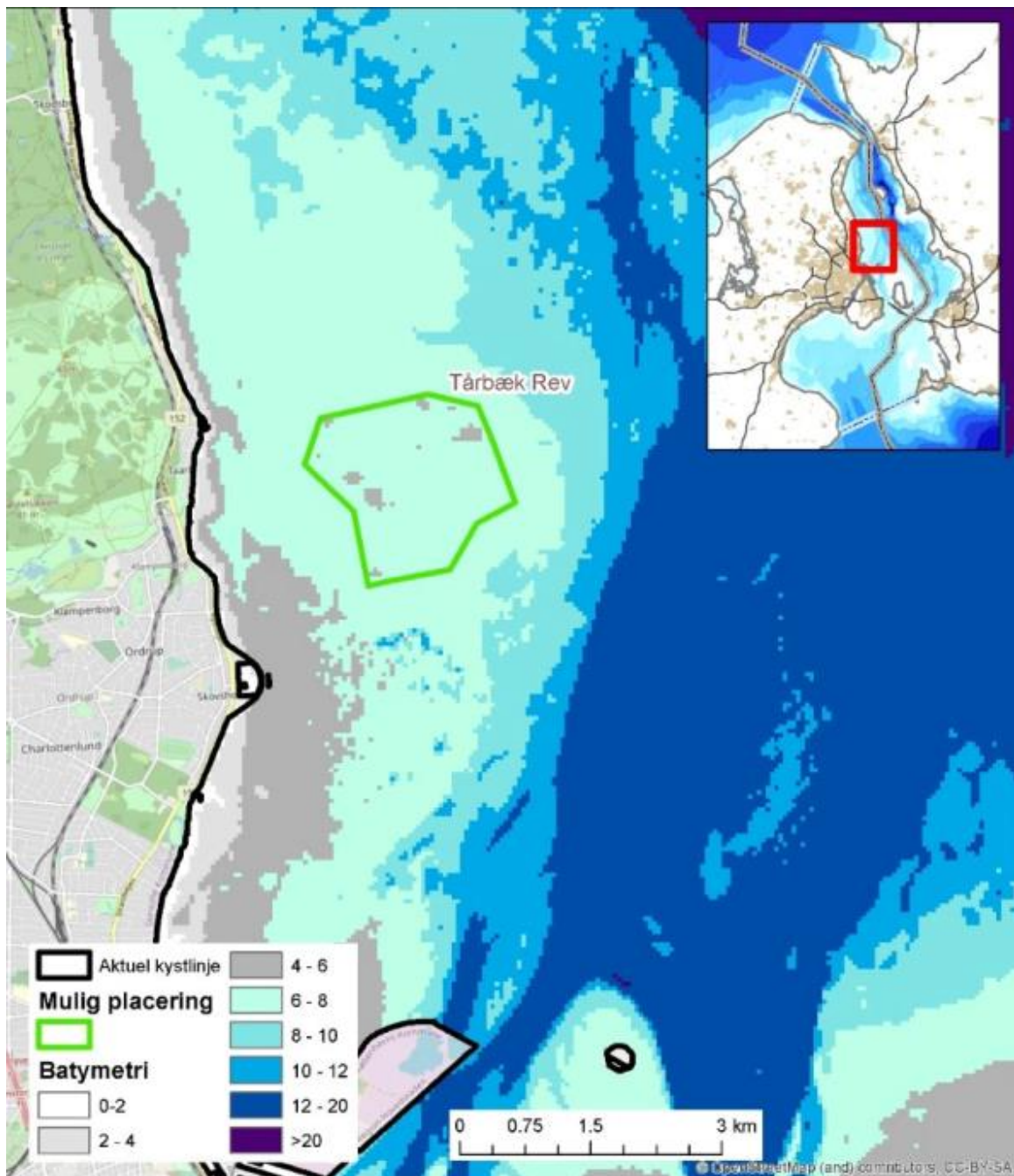
Sandsynligvis er der også blevet stenfisket i området ud for statuen af Knud Rasmussen, hvor stenene med stor sandsynlighed har været brugt til udbygning af Skovshoved Havn. Desværre er mange log-bøger over stenfiskeri gået tabt, og søkort, som er brugt ifm. kortlægning af Taarbæk Rev (Dahl & Göke, 2021) er ikke detaljerede nok til at sige noget om dybderne nær kysten ud for Knud Rasmussen (Figur 5-1, Figur 5-2, Figur 5-3).



Figur 5-1. Søkort fra 1882, med det potentielle område for naturgenopretning angivet inden for det med grønt markerede område, som af DCE (Dahl & Göke, 2021) er vurderet som et potentielt område for genopretning af stenrev. Bemærk, at de angivne dybder er opgivet i favne, hvor 1,5 og 2,3 favne, som er den angivne dybde på revets laveste partier, svarer til mellem 2,8 -4,3 meters dybde. Fra (Dahl & Göke, 2021).



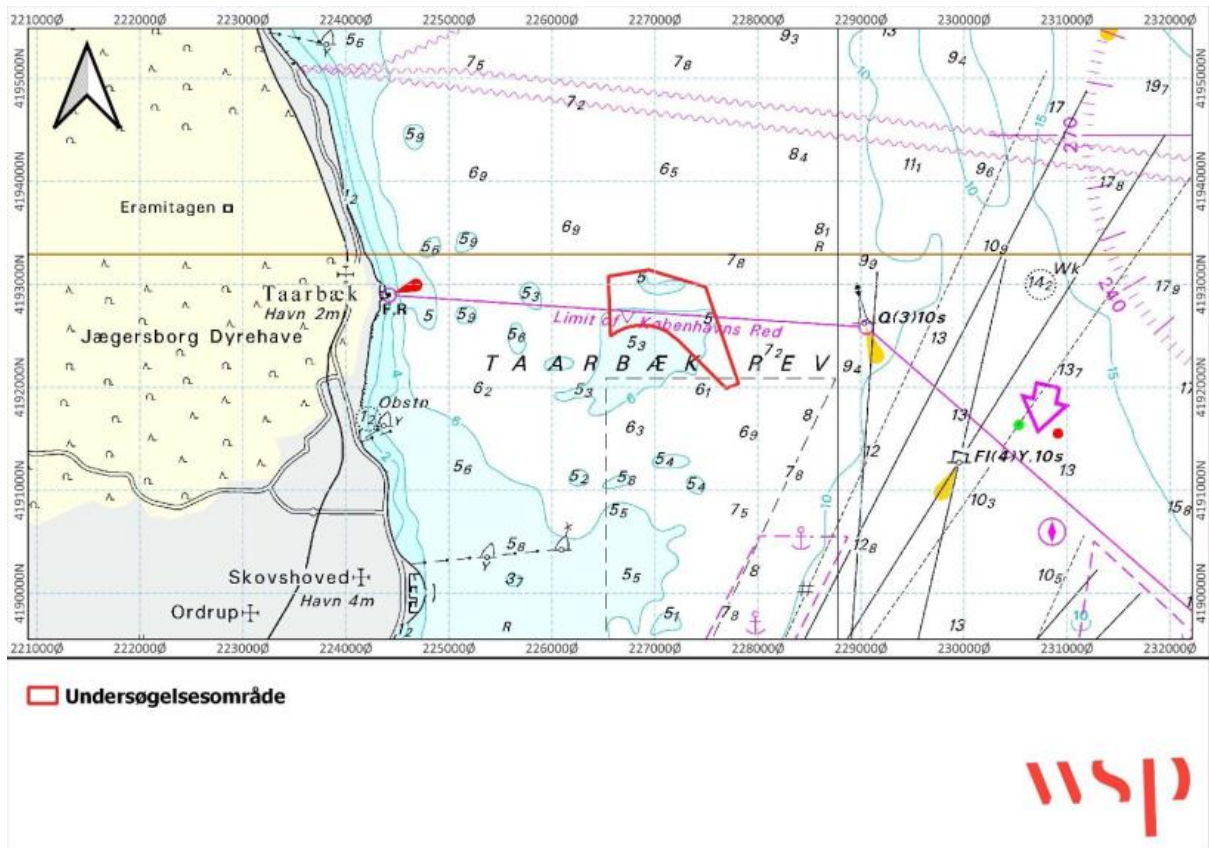
Figur 5-2. Søkort fra 1943. Med dybder angivet i meter samt det potentielle område for genopretning af stenrev, som er vurderet i rapporten af DCE (Dahl & Göke, 2021), afgrænset med grønt. Fra (Dahl & Göke, 2021).



Figur 5-3. Hydrografisk kort med aktuelle vanddybder i meter. Det potentielle område for genopretning af stenrev, som er vurderet i rapporten af DCE (Dahl & Göke, 2021), er afgrænset med grønt. Fra (Dahl & Göke, 2021).

Den sydlige del af den foreslåede udvidelse af Taarbæk Rev (Dahl & Göke, 2021) ligger ud for den nordlige del af Gentofte Kommune (se fx Figur 5-3).

Der er dog sidenhen blevet lavet geologiske undersøgelser i området (WSP, 2022), og på baggrund af DCEs tekniske rapport (Dahl & Göke, 2021), er der udpeget et delområde (undersøgsområde) på ca. 700.000 m², som skulle undersøges og kortlægges for at vurdere havbundens styrke til at bære det pågældende stenrev. Undersøgsområdet ligger umiddelbart lige nord for den nordlige afgrænsning af Gentofte Kommune (Figur 5-4).



Figur 5-4. Undersøgelsesområdet ved Taarbæk Rev. Fra (WSP, 2022).

Den undersøgte del af Taarbæk Rev, som fra Miljøstyrelsens side er blevet besluttet at genoprette, ligger placeret nord for Gentofte Kommunes nordlige grænse, hvilket betyder, at det ikke er muligt at anlægge et stenrev i forbindelse med det stenrev, som Miljøstyrelsen genopretter. For at kunne ansøge om at etablere stenrev, skal stenrevet være placeret i ansøgers kommune. Såfremt Gentofte Kommune kunne have ønske om at få undersøgt muligheden for at anlægge stenrev i dette mere sydlige område, eller ud for statuen af Knud Rasmussen, vil det skulle undersøges nærmere, hvor placeringen i så fald kunne være.

STENREV MED FORMIDLINGSFORMÅL

En anden type og format af stenrev, er stenrev med formidlingsformål, som typisk er af mindre skala end egentlig genoprettede stenrev. Denne type stenrev vil typisk være placeret tættere på land, så det er nemmere for offentligheden at tilgå, og tjener den funktion at kunne formidle til offentligheden, hvilke fordele i forhold til eksempelvis biodiversitet, der vil være ved etablering af stenrev. Derudover vil man på den baggrund kunne oplyse offentligheden om vigtigheden af at beskytte havmiljøet.

Et sådan stenrev kunne også lægges lidt længere væk fra kysten, hvor det fortsat vil være tilgængeligt for dykkere eller sportsfiskere.

I et sådant projekt kunne Gentofte Kommune eksempelvis samarbejde med Øresundsakvariet eller Den Blå Planet i forhold til, at de kunne stå for/være med inde over formidlingsdelen.

Miljøstyrelsen skal anlægge et stenrev med formidlingsformål ved Nivå Flak, så her vil man kunne drage nogle paralleller og erfaringer, såfremt man ønsker at anlægge et lignende rev i Gentofte Kommune.

STENREV I FORBINDELSE MED KYSTSIKRING

Kystbeskyttelse i form af stensætninger kunne potentielt også øge biodiversiteten lokalt, idet der vil dannes strukturer, hvor makroalger og eksempelvis muslinger kan sætte sig på sigt. Dette vil potentielt også tiltrække fisk, som både vil kunne søge efter føde her, og derudover bruge revet som gemmested, afhængigt af hvordan opbygningen af revet er, samt hvilke sten der bruges (dannes der huler mellem stenene vil fisk kunne gemme sig her).

Det bemærkes dog, at etablering af stensætninger i forbindelse med kystsikring ikke vil kunne gøre nogen forskel i forhold til at nedbringe den forstærkede hvirvel (idvande), der er dannet som følge af udvidelsen af Nordhavn, og som vil blive yderligere forstærket pga. Lynetteholm, jf. afsnit 3 og 4.

5.1.2 HETEROGENE STRUKTURER

Heterogene strukturer/flader vil, modsat eksempelvis en homogen flade såsom en spunsvæg, tilgodese og muliggøre fasthæftning af forskellige typer af organismer, og vil også danne grundlag for gemmesteder for forskellige organismetyper. Heterogene strukturer vil således kunne øge biodiversiteten lokalt. Makroalger, som sætter sig på de heterogene flader/substrat, vil også danne substrat for andre organismer. En øgning af makroalgebiomassen vil betyde et lokalt øget optag af biotilgængelige næringsstoffer, som lokalt vil kunne forbedre havmiljøet.

Eksempelvis vil det være muligt at styrke biodiversitetspotentialet med indsatser af fx 3D-printede elementer på spunsvægge i havneområder eller på øvrige flader og mure i havet, som dermed kan skabe en heterogen overflade, der øger kapaciteten for marint liv og gemmesteder sammenlignet med den homogene spunsvæg. Der er spunsvægge både i Hellerup- og Skovshoved Havn. Et lignende projekt pågår i øjeblikket i Københavns Havn, som et samarbejde mellem Københavns Kommune, WSP og 3DCP Group, og man vil kunne drage erfaring fra dette projekt i forhold til design af 3D-strukturer. I Helsingborg havneområde er bl.a. også etableret strukturvægge på kajfladerne for at øge det marine liv i havnen.

Såkaldte biohuts er også en mulighed for at øge biodiversiteten lokalt. Biohuts er bure fyldt med tomme, rensede østersskaller, hvor der kan vokse alger og små organismer. De kan fungere som 'fiskebørnehaver/hoteller', da de kan give skjul og føde til fiskeyngel. Biohuts har den fordel, at de kan hænges fra eksempelvis broer. Fx har WWF og Københavns Kommune haft et projekt om biohuts, og det vil kunne undersøges nærmere, om biohuts kunne være en mulighed for Gentofte Kommune, fx i områder, hvor man vil kunne hænge biohuts fra platforme (såsom i havne). Det anbefales, at der indledningsvist bør kigges på det lokale design af biohuts, så de tilgodeser forskellige typer af organismer.

Havnefogeden i Gentofte Kommune har derudover udpeget et sted syd-sydøst for Skovshoved Havn, hvor der evt. kunne placeres en pælekasse med sten i midten og med dæk på toppen, som vil kunne fungere som platform under stævner samt fungere som et pejlemærke for brugerne af havet. Stenene vil kunne danne grundlag for grobund for muslinger og makroalger, og andre organismer som fisk, vil kunne gemme sig og søge føde her. Som for alle nævnte biodiversitetsfremmende tiltag vil også pælekassen kunne indgå som formidlingselement.

Derudover har der tidligere været et forsøg i Vejle Fjord med at udlægge net med muslingeskaller som substrat for planter og dyr. Om forsøget har haft den ønskede effekt vil kunne undersøges nærmere.

Fordelen ved udhæng/montering af heterogene strukturer er, at de er relativt nemme at implementere, og de vil styrke biodiversiteten lokalt. Dog vil det kræve et vist antal før en egentlig biodiversitetseffekt finder sted. Ved implementering er det desuden vigtigt, at timingen ift. etablering er rigtig, så man eksempelvis undgår at etablere strukturerne i forbindelse med, at larvesæsonen for rurer og blåmuslinger topper. Dette for at undgå, at der sætter sig enorme mængder rurer eller blåmuslinger på strukturerne, som dermed optager pladsen, så andre organismer ikke kan sætte sig. De heterogene strukturer vil kunne indgå som formidlingselement og engagere borgere. Derudover vil

en homogen struktur, såsom en allerede eksisterende spunsvæg, kunne transformeres til at være en heterogen struktur ved montering af 3D-printede strukturer. Til en start vil de heterogene strukturer kunne danne substrat for enårige trådformede alger, men på sigt vil det forventes, at der vil vokse flerårige makroalger på substratet. En ulempe ved biohuts er, at de potentielt kan være i vejen for skibstrafikken i området, mens dette ikke vil være tilfældet for 3D-printede strukturer på en spunsvæg.

Det vil være nødvendigt med en designfase i forbindelse med 3D-strukturerne (fx ift. hvilke typer organismer, man vil prioritere at tilgodese), og det estimeres, at en enkelt 3D-printet struktur inkl. alt (såsom design, produktion, transport, opsætning) vil koste i omegnen af 4.000-5.000/stk. Eksempelvis vil der kunne sættes 3 stk. oven på hinanden (dvs. i forskellige vanddybder) for hver meter tilgængelig flade, såsom en spunsvæg. Så afhængigt af hvor meget flade, man vertikalt ønsker tildækket med 3D-strukturer, vil prisen per meter flade være i omegnen af 4.000-15.000 DKK. For at det biodiversitetsmæssigt giver mening, vurderes det, at der bør placeres 3D-strukturer på minimum 50 m flade horisontalt, og i forskellige dybder. Et estimat på en samlet pris bliver i omegnen 400.000-750.000 DKK, hvis der er 2-3 3D-strukturer per meter flade på en 50 meters strækning.

If. biohuts, er prisen sandsynligvis i omegnen af 10.000 DKK per styk. Her kunne man også med fordel hænge 3 biohuts oven på hinanden, så de dækker forskellige vanddybder. For at det biodiversitetsmæssigt giver mening, bør der placeres biohuts i hvert fald 20 steder i et område (afhængigt af områdets/havnens størrelse). En anslået pris for biohuts vil således være i omegnen af 600.000 DKK.

5.1.3 ETABLERING AF ÅLEGRÆSMARKER

Marine blomsterplanter er nøgleorganismer i kystnære systemer, idet de bidrager med en hel række af økosystemtjenester, herunder næringsstofregulering, stabilisering af sedimenter og kulstoflagring, foruden at danne habitat og opvækstområder for en lang række organismer. Udplantning af ålegræs kan derudover benyttes som marint virkemiddel til forbedring af det kystnære miljø i områder, hvor ålegræs ikke reetablerer sig naturligt. Stor-skala udplantninger har været udført flere steder i Danmark bl.a. i Horsens Fjord i 2017, med stor succes (Lange, et al., 2022). Der er dog adskillige eksempler på forsøg med ålegræs udplantning, der ikke har været lige så succesfulde.

En række forudsætninger skal være mødt, før et område vurderes egnet til udplantning af ålegræs (Flindt, et al., 2023). Udover at substrat og lysforhold skal kunne understøtte vækst, så er et områdes fysiske eksponeringsgrad overfor strøm og bølger afgørende for, om området understøtter transplantation. De udplantede skud er utrolig sårbare de første måneder efter udplantning, og bølge- og/eller strømpåvirkede områder risikerer derfor at miste de transplanterede skud inden et egentligt rodnet er dannet, der kan forankre skuddene i havbunden. Som det fremgik af analysen (afsnit 4.5), er ålegræs i den lavvandede zone fraværende langs kysten i Gentofte Kommune. Fraværet af ålegræs i denne zone vidner om, at området ikke længere understøtter naturlig reetablering og i endnu mindre grad naturgenopretning med udplantning af ålegræs. Selv hvis skuddene beskyttes mod strøm og bølger ved etablering af et stendige, vurderes der at være risiko for erosion og tab af transplanter.

Udplantning ville derfor skulle foretages på dybere vand, hvor lysintensiteten ved bunden er høj nok til, at skuddene kan udbrede sig på nøgenbundsarealet. Lyskravet for ålegræs, der udbreder sig på nøgenbund, er relativt højt ($200 \mu E m^{-2} s^{-1}$) og det vil altså sandsynligvis være på dybder mellem 3-5 m, der vil være egnede til udplantning. Ålegræs ser dog allerede ud til at være til stede ved relativ høje dækningsgrader inden for denne dybdezone langs Gentoftes kyst, og der er derfor ikke et behov for reetablering her. Den miljømæssige fortjeneste ved at udplante ålegræs langs Gentoftes kyst vurderes derfor på nuværende datagrundlag at være begrænset. Data dækker dog ikke hele området, og det er derfor muligt, at der findes sandbund på mellemdyb vand, hvor ålegræs ikke i forvejen dominerer. Desuden vurderes selv mindre ålegræsmarker i kombination med stendiger at være et udmærket redskab til brug for formidling og i undervisningsøjemed. Dog vil skud, der skal udplantes, skulle tages fra andre områder ('donorbede'), hvilket betyder, at den overordnede effekt til en start vil

være nul. For at der skal ske en positiv effekt, vil donorbedene skulle kunne vokse til igen, og der skal ses en forøget udbredelse af de udplantede ålegræsbede.

Det estimeres, at etablering af 100 m² ålegræsbed vil koste i omegnen af 500.000 DKK.

5.1.4 MARINE NYTTEHAVER

Dyrkning af sukkertang og muslinger vil lokalt kunne virke som marint virkemiddel i forhold til at få rensset vandet, da både muslinger og sukkertang kan optage næringsstoffer. Således vil muslinger og sukkertang medvirke til et bedre havmiljø ved at fjerne biotilgængelige næringsstoffer, så planteplankton-opblomstringer holdes nede, og risikoen for lokalt iltsvind nedbringes. Dette kan gavne marine organismer, herunder miljøindikatorerne ålegræs og bundfauna, samt forbedre sigtddybden lokalt.

Princippet i muslinger som virkemiddel er, at næringssalte tabt fra land bliver indbygget i muslingerne, når de filtrerer vandet i forbindelse med fødeoptag, hvor næringsstofferne efterfølgende føres tilbage til land, når muslingebiomassen høstes (Bruhn, 2020; Petersen, 2013). Sukkertang optager næringsstoffer direkte fra vandet, mens de vokser, og når tangen høstes, fjernes næringsstofferne ligeledes fra havmiljøet (Bruhn, 2020). Således vil man lokalt kunne fjerne næringsstoffer, som i forhøjede koncentrationer kan være et problem for havmiljøet, da et højt indhold af næringsstoffer under de rette betingelser vil kunne danne grundlag for øget vækst af planteplankton, som når de dør vil synke ned på bunden og kunne medvirke til iltsvind, da nedbrydningen kræver ilt.

Lovgivningen omkring mindre private- og foreningsanlæg er ikke helt udviklet endnu, og regelsættet afhænger af hvilken type anlæg, der skal etableres (herunder hobbyopdrætsanlæg (op til 10 meter), kystnær platformsdyrkning, lineanlæg til havs). Et "hobbyopdræt" er defineret som et ikke-kommercielt anlæg på max 10 meter, hvor afgrøderne hænger ned gennem vandsøjlen fra en bæreline eller anden form for ophæng. Man kan kun have et enkelt hobbyopdræt per person, så hvis der er tale om en gruppe, der skal bruge mere end 10 meter bæreline, så skal hvert 10-meter segment har sin egen registrerede bruger, før det gælder som hobbyopdræt (Havhøst, a).

Som udgangspunkt må man i et hobbyopdrætsanlæg kun dyrke østers og blåmuslinger, og dette hører under Fiskeristyrelsen, hvorimod dyrkning af sukkertang hører under Kystdirektoratet, hvor der i henhold til Havhøst kan være længere sagsbehandlingstider, da der ikke skelnes mellem et stort kommercielt og et mindre privat anlæg (Havhøst, a).

Ved etablering af marine nyttehaver kunne man med fordel inkludere offentligheden, såsom private borgere og eksempelvis lokale restauranter, som kunne have interesse i at indkøbe/producere lokale og bæredygtige fødevarer.

Ved anlægning af en marin nyttehave er placeringen essentiel. Fx anbefales det, at der på placeringen sikres rent vand og god strøm, og det er anbefalet at, såfremt der dyrkes fra en platform, at det er på mindst 3-4 meters dybde (Havhøst). Det er uvist, om Gentofte Kommune har et oplagt område, hvor der vil kunne etableres marine nyttehaver. En marin nyttehave skal ikke kunne påvirkes af urensset spildevand, da der kan være risiko for optag af *E. coli*, såfremt der i perioder sker overløb i området. Der er flere udløb/overløb kystnært langs Gentofte Kommunes kyst.

Der er en allerede eksisterende nyttehave ved Skovshoved (Skovshoved Havhave), hvor der dyrkes muslinger og tang. Den er beliggende i den sydlige del af Skovshoved Havn. Der har endnu ikke været en egentlig succesfuld høst, grundet flere storme der har ødelagt linerne. Linerne og 'strømperne', hvor muslingerne vokser på, har i den forbindelse løsrevet sig (skovshovedhavhave.dk, 2023). I artiklen nævnes derudover, at det i et mindre saltholdigt område, som er tilfældet langs kysten nær Skovshoved, tager mindst 3 år før muslinger gror sig fuldvoksne, hvilket yderligere har medvirket til, at det endnu ikke er lykkedes at høste.

5.1.5 SEPARATKLOAKERING

Renseanlæg er den primære kilde til udledning af næringsstoffer til Øresund (>65% af den samlede mængde total N og P (Timmermann, et al., 2023)) (se nærmere i afsnit 2.2.1 i nærværende rapport). Regnvandsbetingede udledninger (RBU, herunder både spildevandsoverløb samt regnvandsudløb) udgør også en relativ høj andel af udledt N og P til Nordlige Øresund (hhv. ca. 18% og 28%, (Timmermann, et al., 2023)). RBU fra Gentofte Kommunes opland står for hhv. ca. 1% og 2% af den samlede udledning af N og P til Nordlige Øresund.

Ved at separatkloakere således at regnvand og spildevand adskilles, skabes der bedre plads i afløbssystemet, og man kan således undgå direkte udledninger af næringsholdigt vand ved kraftige regnskyl, og dermed mindske tilførslen af næringsstoffer til det marine miljø. Separatkloakering er i gang i Gentofte Kommune og forventes at stå færdig i 2050.

Nedbringelse af næringsstofftilførsel til havmiljøet vil således give bedre vækstforhold for ålegræs og makroalger, da opblomstringer af planteplankton, som kan skygge for de marine planter, vil holdes nede. Dette vil også nedbringe risikoen for lokalt iltsvind, da mindre organisk stof (såsom planteplankton) vil skulle nedbrydes.

5.1.6 KRAV TIL REGNBETINGEDE UDLØB (RBU)

Gentofte Kommune har med vedtagelsen af Spildevandsplan 2022-2032 besluttet, at hele Gentofte Kommune frem mod år 2050 skal separatkloakeres. Dette vil betyde, at kommunens spildevansoverløb vil blive fjernet og erstattet med regnvandsudløb. Dette tiltag vil betyde, at mængden af udledte næringsstoffer vil blive reduceret væsentligt og dermed have en gavnlig effekt for den kystnære flora og fauna. Gentofte Kommune har mulighed for at minimere mængden af udledte MFS fra de kommende regnvandsudløb ved i udledningstilladelserne at stille vilkår om, at MFS reduceres inden udløb til Øresund.

5.1.7 FORLÆNGELSE AF FÆLLES UDLØBSLEDNING

Da separatkloakeringen først forventes færdig i 2050, kunne man ved at forlænge ledninger, der leder urensset spildevand (ved overløb) ud i havmiljøet, sikre at det urensede spildevand udledes i dele af Øresund, hvor der er større opblanding. En større opblanding samt en udledning længere væk fra land vil betyde, at problematiske stoffer, næringsstoffer, samt *E. coli* og organisk stof, som vil udledes ved overløb i forbindelse med kraftigt regn/skybrud, vil forekomme i mindre koncentrationer, og derudover vil risikoen for, at der kommer forhøjede koncentrationer tættere på kysten, mindskes.

En mindre mængde organisk stof langs kysten vil mindske risikoen for iltsvind, da organisk stof nedbrydes ved brug af ilt. Færre næringsstoffer kystnært vil ligeledes mindske risikoen for iltsvind, og sigtddybden vil forbedres, når der som følge af mindre næringsstof vil være mindre vækst af planteplankton, som kan forværre sigtddybden, som dermed vil skygge for ålegræs og makroalger.

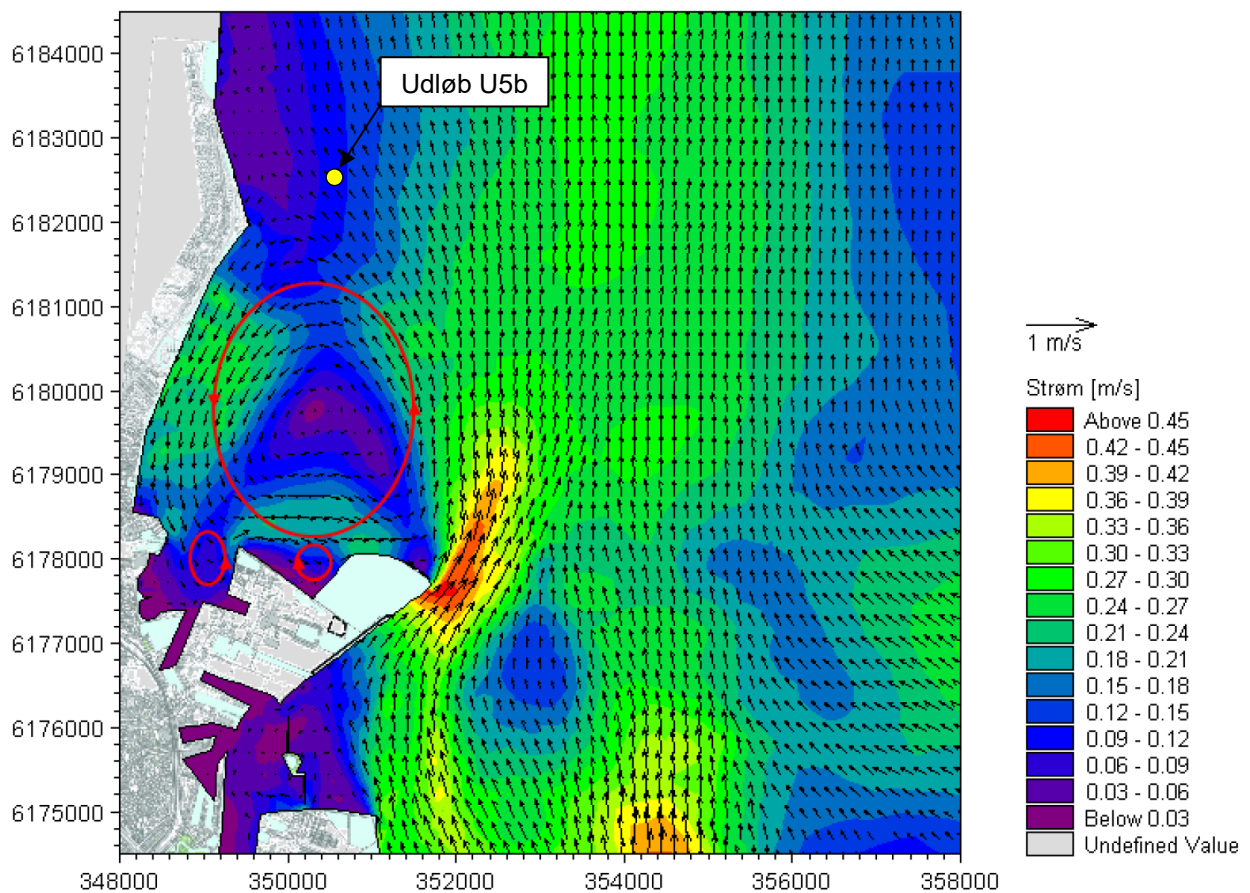
Der er flere udløb, der udleder regnvand og urensset spildevand (ved eksempelvis skybrud) fra Gentofte Kommunes opland og ud i Øresund (se Figur 2-41). Fra overløbspunktet U5b beliggende ca. 1,5 km ud for Skovshoved Havn (se Figur 5.5) sker hovedparten af overløb med regnopblandet spildevand, når det regner kraftigt. Overløbspunktet U5b har fra 2016-2022 i gennemsnit udledt $13,5 \pm 3,4$ tons total N/år og $2,6 \pm 0,7$ tons total P/år (PULS, 2023). Dette svarer til ca. 1% og 2% af den samlede nettoudledning af hhv. N og P til Nordlige Øresund fra dansk opland (udregnet på gennemsnit fra 2016-2020).

Som det ses af Figur 5-5, er udløbet fra U5b placeret ca. 1 km nord-nordøst for den forstærkede hvirvel (idvande), som følge af udvidelsen af Nordhavn. Der vil altid være nogle usikkerheder forbundet med modelleringen, og de modellerede strømforhold er et estimat, og ikke nødvendigvis de

faktiske strømforhold. Man vil derfor ikke kunne drage en konklusion i forhold til, om overløbsvand, der udledes via U5b, i tilfælde af nordgående strøm, vil ende i hvirvlen, og dermed føres sydpå langs kysten, eller om det i stedet vil føres nordpå. Ved sydgående strøm er der ingen påvirkning af hvirvlen (se afsnit 3.1.1).

Gentofte Kommune kunne derfor overveje muligheden for, om den nuværende overløbsledning skulle forlænges med ca. 1 km, for derfor at være sikker på, at det vand, der udledes, ikke ender langs kysten, men i stedet ender længere ude i Øresund, hvor der er større opblanding og større vandtransport sammenlignet med tættere ved kysten. Dette projekt vil dog være meget omkostningsfuldt (i omegnen af 150 mio. kr. ekskl. moms (estimeret af Novafos), men vil være et tiltag, der direkte kunne være med til at påvirke det lokale havmiljø i en positiv retning ved at nedbringe effekter fra urensset spildevand, der ledes ud i havet ved regnhændelser af en vis størrelse.

Dog vil projektet kræve omfattende indledende undersøgelser, samt at der skal laves en miljøkonsekvensvurdering (MKV) af projektet. Derudover vil ansøgningsprocessen for at få en tilladelse potentiel være lang.



Figur 5-5. Placering af udløb 'U5b' fra Gentofte Kommunes opland. Det ses at udløbet er ca. 1 km fra den fra DHIs model estimerede forstærkede hvirvel (idvande), der er dannet som følge af udvidelsen af Nordhavn (se mere i afsnit 3.1.1 angående den forstærkede hvirvel). Figur modificeret fra (DHI, 2009a).

5.1.8 OPSUMMERING – TILTAG TIL AT FREMME BIODIVERSITETEN LOKALT

I Tabel 5-1 ses en oversigt over tiltag, der kan implementeres for at fremme havmiljøet og biodiversiteten lokalt i havet ud for Gentofte Kommunes kyst.

Tabel 5-1. Oversigt over mulige miljø- og biodiversitetsfremmende tiltag i Gentofte Kommune. Anslåede priser er ekskl. moms.

Tiltag	Formål	Fordele	Ulemper	Økonomi	Implementeringsmulig heder
Stenrev - Genetablering - Formidlingsformål - Kystsikring	Øge biodiversiteten samt øge opmærksomheden på havmiljøet	Øge biodiversiteten lokalt Marint virkemiddel (lokalt) Formidling Lokalt engagement	Dyrt at implementere Skal være af en vis størrelse før det vil have en biodiversitetsfremmende effekt	Kan skaleres. Den dyreste type stenrev vil være genetableringsmodellen, da dette sandsynligvis også vil være den største model. <u>Anslået pris</u> for et stenrev med udlæg af 250 m ³ større sten, inkl. forundersøgelse, ansøgning samt projektering: Fra 1.450.000 DKK	Vil kræve tilladelse fra myndighederne, inkl. evt. forundersøgelse

Tiltag	Formål	Fordele	Ulemper	Økonomi	Implementeringsmuligheder
Heterogene strukturer <ul style="list-style-type: none"> - 3D-printede strukturer (på spunsvægge/kajkanten/mure) - Biohuts 	Øge biodiversiteten samt øge opmærksomheden på havmiljøet	<u>Heterogene strukturer:</u> Øge biodiversiteten lokalt Formidling Lokalt engagement Nemt at implementere <u>3D-printede:</u> Ikke i vejen for skibstrafik Udnytte allerede eksisterende flader (spunsvægge)	<u>Heterogene strukturer:</u> Skal produceres Vil i starten danne substrat for trådformede alger Et vist antal før biodiversitetseffekt Skal udsættes på rigtigt tidspunkt <u>Biohuts:</u> Kan være i vejen for skibstrafik	<u>Anslået pris (kan skaleres):</u> 3D-strukturer: Fra 400.000 DKK Biohuts: Fra 600.000 DKK	Gode, såfremt der er havneområder med hhv. spunsvægge til 3D-strukturer og/eller broer hvorfra biohuts kan hænges
Ålegræsmarker	Øge udbredelse af ålegræs, samt øge biodiversiteten og opmærksomheden på havmiljøet	Potentielt øge arealer med ålegræs Øge biodiversiteten lokalt Økosystemtjenester Marint virkemiddel Formidling	Dyrt at implementere Implementeringsmulighed ukendt grundet skuddenes sårbarhed overfor eksponering af fx strøm/bølger Muligvis ingen effekt, da ålegræs sandsynligvis allerede vokser hvor det er muligt	Anslået pris: 500.000 DKK for 100 m ²	Kan implementeres, men usandsynligt at det vil være vellykket, da ålegræs allerede vokser de steder det er muligt (vækstmuligheder afhænger af bølge/strøm-forhold samt substrat)
Marine nyttehaver <ul style="list-style-type: none"> • Blåmuslinger (Fiskeristyrelsen) 	Forbedre havmiljøet via marine virkemidler samt involvere offentligheden	Marint virkemiddel Forbedring af vandkvalitet	Lovgivning ikke fuldt udviklet	Pris ukendt	Uvist om der er nogle egnede områder langs

Tiltag	Formål	Fordele	Ulemper	Økonomi	Implementeringsmulig heder
• (Sukkertang, (Kystdirektoratet))		Lokalt engagement Formidling	Lange sagsbehandlingstider for sukkertang (Kystdirektoratet) Kræver den rette placering Kræver engagement fra offentligheden / foreninger, medmindre kommunen vil stå for etablering og drift		Gentofte Kommunes kyst
Separatkloakering (pågår)	Separere spildevand og regnvand for at skabe bedre plads i afløbssystemet og dermed undgå direkte udledninger af næringsholdigt vand ved kraftige regnskyl	Forbedring af lokalt havmiljø langs kysten i Gentofte Kommune	Implementering er over en lang årrække (2023/2024-2050)	-	Pågår
Krav til regnbetingede udløb (RBU)	At minimere mængden af udledte næringsstoffer og MFS via de kommende regnvandsudløb	Udledning af færre næringsstoffer og miljøfarlige stoffer til havmiljøet	Renseløsninger til rensning af regnvandsafstrømning er teknisk udfordrende, dyrt og pladskrævende	Pris ukendt	Sagsbehandlingen af de kommende udledningstilladelser
Forlængelse af udløbsledning U5b	Forbedre havmiljøet lokalt ved udledning af urensset spildevand længere fra land samt i større opblandingszone	Direkte forbedring af lokalt havmiljø langs kysten i Gentofte Kommune	Relativt dyrt tiltag, som sandsynligvis også vil være lidt omfangsrigt at implementere	Anslået pris (v. Novafos): 150 mio DKK.	Omfattende undersøgelser / MKV / lang ansøgningsproces

5.2 MONITERING AF HAVMILJØET

Nærværende rapport er foretaget baseret på eksisterende data. Det har helt klart været en mangel for vurdering af de lokale forhold, at der ikke eksisterer nok målinger og registreringer af havmiljøets tilstand ved Gentoftes Kyst. At foretage en registrering i form af en baseline-måling af biodiversiteten langs Gentofte Kommunes kyst vil derfor kunne kaste lys over, hvilke arter, habitater og natyrtyper, der findes langs kysten, som vil kunne danne basis for en mere specifik vurdering af havmiljøets tilstand nu, og så man også efterfølgende kan følge lokale effekter, når lokale tiltag er iværksat.

For løbende at monitorere tilstanden af det lokale havmiljø, både i form af formidling til offentligheden, samt set i lyset af mulige påvirkninger fra større anlægsprojekter, er der nedenfor gennemgået forslag til, hvilke miljøparametre man i fremtiden kan fokusere på.

Som beskrevet i kapitel 3, viste hydrauliske modeller fra DHI (DHI, 2009a), at udvidelsen af Nordhavn vil føre til dannelse af en noget større zone med idvande ved nordgående strøm, som endvidere forstærkes af Lynetteholm. Udbygningen af Nordhavnen vil medføre en relativ forøgelse af den sydgående strøm langs kysten mellem Skovshoved og Svanemøllebugten, hvilket vil forstærke tilførslen af sediment og organisk materiale til Svanemøllebugten.

Der er allerede nu observeret tilsanding af sejlrender samt ændringer i andre områder langs Gentofte Kommunes kyst, af Havnefogeden for Skovshoved og Hellerup Havn. Eksempelvis er det observeret, at der sydøst for Charlottenlund Strandpark er ved at dannes en revle.

Sejlrender skal naturligvis udgraves løbende, men det kunne tyde på, at de sander til hurtigere end det normalt er tilfældet, grundet en ændring i strømmønstre som følge af Nordhavns-udvidelsen samt Lynetteholm, når perimeteren for denne står færdig. Dette vil betyde en øget udgift for Gentofte Kommune. Derudover vil en tilsanding af områder ud for en havn på sigt føre til, at sejlskibe ikke kan komme ind i havnen, og havnen dermed bliver en 'motorbådshavn'.

Forskellige typer af målinger kunne kaste lys over, om der er sket ændringer i havmiljøet og bundforholdene efter udvidelsen af den sidste del af Nordhavn. Disse vil blive gennemgået i de følgende afsnit. I forbindelse med dataindsamling kan man evt. inkludere skoler, NGO'er samt frivillige borgere ('citizen science') for at øge lokalt engagement samt fremme en bredere forståelse og værdsættelse af havets biodiversitet blandt kommunens borgere.

Endelig anbefales det, at der indgås dialog med Staten (Miljøstyrelsen) som ansvarlig myndighed for at overvåge tilstanden af vandmiljøet i Øresund - i forhold til at få afklaret den fremtidige statslige overvågningsindsats. Kommunerne er ansvarlig myndighed i forhold til at føre tilsyn med badevandet og som det er nævnt i badevandsbekendtgørelsen 'i fornødent omfang udtage prøver med henblik på afgrænsning af kendte forureningskilder som fx havne, spildevandsoverløb og udmunding af vandløb'. Det er således væsentligt at få klarlagt snitflader mellem statslig og kommunal indsats, så der opnås sammenhæng i overvågningsindsatsen.

5.2.1 BIODIVERSITET OG NATURTYPER LANGS KYSTEN

For at undersøge biodiversiteten, habitater (fx ålegræs og makroalgebede) og natyrtyper (som stenrev, sandbund og mudderbund) langs kysten i Gentofte Kommune kunne man kombinere indsamling af biologiske data med eksisterende NOVANA-data og ortofotos. Dette kunne give en baseline i forhold til biodiversiteten, habitater og natyrtyper, der eksisterer i området.

Ift. biodiversitet kunne man vælge at fokusere på indsamling af data på miljøindikatorerne ålegræs (udbredelse) og bundfauna (artssammensætning, artsdiversitet, tætheder og biomasse) samt makroalger (i forbindelse med ålegræsanalyser). Derudover kunne man også se på biodiversitet af fisk i området.

For at undersøge biodiversiteten af bundfauna kan der indsamles bundfaunaprøver (HAPS-prøver) vha. dykker. Der kan udføres visuelle undersøgelser ved dykker/ROV (remotely operated vehicle) for både at undersøge dækningsgrader af ålegræs og makroalger, men også for at identificere arter af flora og fauna som er associeret til de forskellige naturtyper og habitater der findes langs kysten. Ved at kombinere eksisterende data med ny data vil man kunne kortlægge biodiversitet og samfundene der lever i forskellige områder, og dermed lave en naturtype/habitat-kortlægning langs kysten.

Ved at monitorere biodiversiteten løbende vil det også være muligt at se en eventuel ændring i denne over tid. Men kunne således overveje at gentage den undersøgelse der er lavet i 2023 af WSP for Energinet i forbindelse med KBH05-kablet. Her vil vegetationen kunne kortlægges vha. sidescan og ROV.

Opgaven kan skaleres, og omfanget afhænger til dels af, hvor stort et område, man ønsker undersøgt. Eksempelvis kunne man overveje at lave monitorings-transekter ved Charlottenlund Strandpark som en start. Det vil være muligt på et senere tidspunkt at inkludere andre områder, som fx området ud for statuen af Knud Rasmussen, den sydlige del af Taarbæk Rev, som begge kunne være interessante områder i forhold til genetablering af stenrev (se afsnit 5.1.1). Endvidere kunne Hellerup Strand inkluderes for at få en større geografisk dækning langs kysten. Derudover afhænger omfang og pris af, om opgaven kun skal inkludere en kvalitativ kortlægning, eller om det også inkluderer en kvantitativ kortlægning af natur- og habitattyper samt biodiversitet. En kvantitativ analyse vil give et bedre billede af biodiversiteten og natur- og habitattyperne i området. Eksempelvis vil der være en høj biodiversitet på et stenrev, men dækningen af stenrev udgør måske kun 1% af det samlede havareal langs Gentofte Kommunes kyst. Sandbund vil formentlig være den dominerende naturtype, og den største biomasse i området findes sandsynligvis i form af bunddyr.

En anslået pris for en natur-/habitattypekortlægning samt biodiversitetsundersøgelse, vil være 350.000-1 mio. DKK. Denne opgave bør gives høj prioritet, såfremt Gentofte Kommune er interesseret i at undersøge, hvordan havmiljøet langs kommunens kyst ser ud (baseline). Undersøgelsen kan evt. kombineres med, at man i specifikke områder fokuserer på at undersøge mulige stenrevsområder.

Vælger man at gentage ålegræstransekten, som i 2023 er lavet i forbindelse med KBH05, er en anslået pris i omegnen af 200.000-250.000 DKK. Man kunne kombinere denne undersøgelse med også at kortlægge dybdeforholdene langs det pejletransekt, der er lavet af havnefogeden i 2016 (se nedenstående afsnit).

5.2.2 PEJLETRANSEKTER - DYBDEFORHOLD

Havnekontoret i Gentofte Kommune har selv udført et pejletransekt, hvor der er målt dybder/bundkoter ud for bl.a. Hellerup i 2016 (se afsnit 4.2). For at se om dybdeforholdene har ændret sig, vil havnefogeden i løbet af primo 2024 igen lave en ny pejling i samme område.

For at få mere præcise målinger af dybdeforholdene, kunne der laves multibeam-undersøgelser. For at afdække om der er sket en ændring i dybdeforholdene efter udvidelsen af Nordhavn, vil det dog kræve, at man også har multibeam-målinger fra samme område før udvidelsen. Dog vil udviklingen i dybdeforhold kunne klarlægges over tid, såfremt man laver multibeam-målinger med års mellemrum. Dette kunne gøres for at se på, om der sker en øget sedimentering i området.

Denne information vil potentielt kunne bruges til at afdække om der, som følge af anlægsprojekterne i den nordlige del af Københavns Havn, er sket en ophobning af sediment langs Gentofte Kommunes kyst.

En anslået pris vil være i omegnen af 50.000-100.000 DKK. Denne opgave kunne evt. kombineres med nedenstående opgave ift. sediment-prøvetagning til miljøfarlige stoffer (MFS).

5.2.3 MILJØFARLIGE STOFFER (MFS)

Indsamling af MFS-data fra havvand, biota og sediment vil kunne bruges til at påvise eventuelle problematiske stoffer, som kan blive tilført havmiljøet i forbindelse med større anlægsprojekter i området. Dette kunne være relevant ift. udgravning af sejlrenderne ved Tuborg og Hellerup Havn som løbende foretages af havnefogeden i Gentofte Kommune. Derudover vil indsamling af MFS i havvand kunne indgå som formidlingselement til offentligheden, ift. havmiljøets tilstand lokalt i Gentofte Kommune.

For at monitere koncentrationer af opløste MFS (dvs. i vandfasen) vil det være en mulighed at hænge passive samplere ud på et transekt for at indsamle materiale til måling af MFS. De passive samplere skal hænge ude i 14-30 dage (14 dage i varme perioder), hvorefter de tages ind, og tilsættes syre, hvorefter de kan indsendes til analyse hos DCE. Typisk er koncentrationen af MFS i vandfasen lav, og denne metode vil således summere koncentrationer op over flere uger, således at koncentrationen er målbar. Dog vil denne type data kun give en indikation af indholdet af MFS, og det er uvist, hvor præcis analysen er.

Der kunne med fordel indsamles prøver fire gange om året. Man skal dog være opmærksom på, at samplerne ikke skal hænge for tæt på bøjer, hvorfra der hænger metalkæder, da samplerne er modtagelige for metaller, der udskilles fra metalkæderne. DCE (ved Martin M. Larsen) har tidligere haft succes med at benytte denne type samplere til at måle opløste MFS, og til et møde mellem GK, Martin M. Larsen og WSP, nævnte Martin, at en sampler koster i omegnen af 1-2.000 DKK. Analysepris (ukendt) vil komme oveni prisen. Sådanne data vil også kunne indgå som formidlingselement, således at offentligheden kan følge med i vandkvaliteten løbende.

Det er også vigtigt at gøre sig klart, i hvilken kontekst man ønsker at bruge denne type analyse til. Er det fx for at måle indholdet af MFS i havvand i forbindelse med gravearbejde i forbindelse med større anlægsprojekter, eller er det for løbende at se udviklingen i indholdet af MFS i havvandet, som derudover vil kunne formidles til offentligheden. I forhold til MFS er biota gode miljøindikatorer, da indhold af MFS i biota ikke er et øjebliksbillede af den miljømæssige belastning, men nærmere et udtryk for den kumulerede belastning, idet MFS ophobes i biota via føden. Der er NOVANA-data for biota (blåmuslinger) ved en station nord for Nordhavn fra 1998-2018 (se afsnit 2.1.4), som dermed vil kunne bruges til at se på udviklingen af MFS i biota fremover, såfremt den fremover indgår i NOVANA, og en eventuel påvirkning fra anlægsprojekter i området. Således vil det ikke give noget ekstra for Gentofte Kommune at indsamle biota til MFS-analyser.

I forbindelse med at monitere om større anlægsprojekter i fremtiden vil resultere i spredning af MFS til Gentofte Kommunes områder (specifikt Tuborg Havn og Hellerup Havn), kunne Gentofte Kommune overveje at tage sedimentprøver i området for at kunne sammenligne med tidligere målinger præsenteret i afsnit 4.4.1. Eksempelvis vil man kunne undersøge, om der i forbindelse med den eventuelle tilsanding ved Tuborg Havn og Hellerup Havn vil ske en forøgelse af problematiske MFS i sedimentet, i forbindelse med gravearbejder fra Nordhavnstunnellen (se afsnit 3.3.1 samt (DHI, 2016)). Hvis der ses en forøgelse af problematisk MFS ville det kunne indikere, at der har været sedimentspredning fra gravearbejder i forbindelse med Nordhavnstunnellen. Et prisanslag er 50-100.000 DKK, og undersøgelsen kunne med fordel kombineres med andre undersøgelser, som eksempelvis kortlægning af dybdeforhold som nævnt ovenfor.

5.2.4 MÅLINGER AF VANDETS FYSISKE FORHOLD

Ved at have lokale målestationer langs Gentofte Kommunes kyst, såsom ved Charlottenlund Strandpark, Hellerup Strand og Bellevue Strandpark, vil det være muligt at måle fysiske parametre i vandsøjlen (såsom temperatur, salinitet, ilt). Det vil være nødvendigt at have løbende målinger, således at man kan se, hvordan parametrene ændres over tid. Indsamlet data bør kombineres med modellering, for at kunne forudsige ændringer langs hele kysten, da der fra statens side kun måles enkelte steder.

Målestationerne vil kunne indgå som en formidlingskomponent, ved at borgere kan tilgå målingerne, og ved at man vil kunne underbygge observationer af ændringer i havmiljøet, i forhold til eksempelvis vandkvaliteten. Man kunne potentielt også involvere lokale borgere, foreninger og skoler i dataindsamlingen (se afsnit 5.2.5 nedenfor).

Målestationerne vil kræve en vis vedligeholdelse/servicering samt behandling og håndtering af data.

Det vurderes, at målinger af badevandskvaliteten, som allerede pågår, vil give merværdi ift. vandkvaliteten.

5.2.5 LOKALT FORANKREDE OBSERVATIONER OG DATAINDSAMLING

Som nævnt i introduktionen udspringer denne rapport blandt andet fra borgernes bekymring for havmiljøets tilstand baseret på egne oplevelser af fx mere fedtemøg på strandene, svovlugt og misfarvninger på havbunden. Nedenstående forslag er fremlagt af

I forbindelse med dette foreslår Gentofte Kommune, at man kunne skabe en inkluderende tilgang til dataindsamling i Øresund, der involverer lokale aktører gennem "citizen science"-projekter, hvor skoler, NGO'er og frivillige bidrager til vidensindsamling. Dette kan øge bevidstheden og engagementet omkring marin biodiversitet og miljøbeskyttelse.

Skoler kunne fx integrere dataindsamling i deres naturvidenskabelige kurser, hvor elever lærer om marine økosystemer ved at deltage i indsamling af prøver og observationer. Dette kan styrke deres forståelse og interesse for havmiljøet.

De lokale foreninger kunne organisere workshops og træningsprogrammer for frivillige, der ønsker at bidrage til dataindsamlingen, fx ved at foretage enkelt stående punktmålinger/kampagner, eller ved at bidrage med at udsætte sensorer, der logger data over en længere periode. Disse skal dog løbende skal renholdes og indsamles igen.

Citizen science-platforme kunne bruges til at registrere og dele data, hvilket gør det muligt for enhver med interesse at bidrage, følge med i og benytte observationerne. Dette kunne inkludere indrapportering til apps og websites, hvor observationer og fund kan registreres og visualiseres. Det lokale engagement kan bidrage til bredere dataindsamling med øget antal og frekvens i observationerne. På sigt vil data potentielt kunne benyttes af vidensinstitutioner og forskere i forståelse af kystdynamikken, da lokale, kortvarige hændelser kun kan registreres ved en lokal, kontinuer indsats.

Den lokalt forankrede dataindsamlingen i havmiljøet, kunne inkludere nogle af de parametre som er beskrevet i ovenstående afsnit, under afsnit 5.2. Enten som supplement til en central indsats eller som en selvstændig indsats. Dataindsamlingen kunne inkludere fx temperatur og salinitet (saltindhold), ilt, pH-værdi, turbiditet (vands klarhed), Næringsstoffer, bundsubstratets sammensætning, registrering af arter og sedimentprøver.

Indsatsen kunne tænkes som en 2-årig aktivitet, som herefter evalueres. Udover at generere værdifulde data, der kan dokumentere havmiljøets tilstand, vil indsatsen fremme en bredere forståelse og værdsættelse af havets biodiversitet blandt kommunens borgere.

5.2.6 OPSUMMERING – MONITERING AF HAVMILJØET

I nedenstående tabel Tabel 5-2 sammenfattes hvilke data, der kan indsamles i havmiljøet langs Gentofte Kommunes kyst, samt formål, fordele/ulemper samt økonomi.

Tabel 5-2. Oversigt over typer af dataindsamling til monitorering af havmiljøet i Gentofte Kommune. Anslåede priser er ekskl. moms.

Tiltag	Formål	Fordele	Ulemper	Økonomi
Biodiversitet / miljøindikatorer	Kortlægge biodiversitet, habitater og naturtyper langs kysten i Gentofte Kommune	Baseline ift. biodiversitet, habitat- og naturtyper Formidling	Bør gentages for at følge udviklingen	<u>Anslåede priser:</u> Kortlægning af biodiversitet, natur/habitattyper: 350.000-1 mio. DKK (kan skaleres) Gentagelse af ålegræstransektet fra 2023: 200.000-250.000 DKK
Pejletransekter	Estimere dybdeforhold ud for Gentofte Kommunes kyst	Kan evt. påvise hurtig tilsanding sandsynligvis som følge af større anlægsprojekter Kan kombineres med andre initiativer	-	<u>Anslået pris:</u> 50.000-100.000 DKK

Tiltag	Formål	Fordele	Ulemper	Økonomi
Miljøfarlige stoffer (MFS) <ul style="list-style-type: none"> - Havvand - Biota - Sediment 	Påvisning af evt. problematiske stoffer i havmiljøet fra større anlægsprojekter	<u>Havvand:</u> Formidlingskomponent Kunne bruges ifm. en gravekampagne (som fx Lynetteholmen) til at påvise evt. øget MFS i havvand (dog usikkerhed ift. nøjagtighed) <u>Biota:</u> God miljøindikator grundet ophobning af MFS over tid Eksisterende NOVANA-data <u>Sediment:</u> Direkte mål for indhold af MFS som kan sammenlignes med tidligere data Vil kunne bruges ift. klappning af materiale Kan kombineres med andre initiativer	<u>Havvand:</u> Usikkerhed ift. nøjagtighed af analyser <u>Biota:</u> Vil sandsynligvis ikke give noget ekstra (der er allerede en NOVANA-station ved Nordhavn)	<u>Anslået pris for sedimentprøver:</u> 50.000-100.000 DKK (kan kombineres med andre initiativer)

Tiltag	Formål	Fordele	Ulemper	Økonomi
Havvandets fysiske forhold	At måle ændringer i fysiske parametre (salinitet, temperatur, ilt) langs kysten i Gentofte Kommune	Formidlingskomponent	Vedligeholdelse/servicering af målestationer, samt behandling og håndtering af data Ikke meget ekstra værdi ift. de badevandsanalyser der allerede pågår	Ukendt
Lokalt forankrede observationer og dataindsamling	Indsamle data langs kysten i Gentofte Kommune med høj frekvens i en 2-årig periode. Skabe lokal forankring og forståelse	Detaljeret og løbende situationsbillede af havområdet. Mange datapunkter med høj opløsning. Kan dermed dokumentere lokale, sæsonvariationer og effekter. Formidlingsaspekt og lokalt engagement	Bør strække sig over længere tid for at dokumentere langstidseffekter	<u>Anslåede priser:</u> Indkøb af sensorer 200.000 DKK (kan skaleres) Træning og formidlingsindsats: 250.000-300.000 DKK

6 REFERENCER

- Al-Hamdani et al. (2019). *Al-Hamdani, Z.; Owen, M; Rödel, L. G.... Gai, F. (2019). Kortlægning af Natura 2000-områder. Marin habitatkortlægning i Skagerrak og Nordsøen 2017-2018.* Miljøstyrelsen.
- BEK nr 1625 af 19/12/2017,. (2017). Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Miljøministeriet. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2017/1625>
- BEK nr 792 af 13/06/2023. (u.d.). Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder, Bilag 3. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2023/792>
- BEK nr 796 af 13/06/2023. (u.d.). Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Miljøministeriet. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2023/796>
- Borja et. al. (2000). *A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments.* *Mar. Poll. Bull.* 40, 1100–1114.
- Boström, C., Baden, S. P., & Krause-Jensen, D. (2003). The seagrasses of Scandinavia and the Baltic Sea. I *World atlas of seagrasses*. University of California, Berkeley.
- Bruhn, A. B. (2020). Marine virkemidler og N/P - status 2020. *Vand & Jord*, 27(3), 87-91.
- By- og Landskabsstyrelsen. (2008). Vejledning fra By- og Landskabsstyrelsen. Dumpning af optaget havbundsmateriale - klapning. Udkast. <https://nst.dk/media/nst/Attachments/Klapvejledning.pdf>. By- og Landskabsstyrelsen.
- COWI. (2016). *Nordhavstunnel. VVM-redegørelse - Miljøvurdering.* Vejdirektoratet.
- COWI. (2024). *STORMFLODSBEREGNING AF "BODIL" – FØR UDBYGNING AF NORDHAVN SAMT MED OG UDEN LYNETTEHOLMEN.* Gentofte: Gentofte Kommune.
- Dahl et al. (2024). *Dahl, K., Stæhr, P. A., Göke, C., Svendsen, J. C., Steinfurth, R. C., & Jørgensen, T. B. (2024). Vejledning til naturgenopretning af stenrev.* Videnskabelig rapport fra Nationalt Center for Marin Naturgenopretning.
- Dahl, K., & Göke, C. (2021). *Naturgenopretning af stenrev i Øresundsregionen – en identifikation af mulige lokaliteter. Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 200.* Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Dahl, K., Lundsteen, S., & Helmig, S. (2003). *Stenrev - havbundens oaser.* Danmarks Miljøundersøgelser, forfatterne og G.E.C.Gads Forlag. Aktieselskabet af 1994, København.
- Dahl, K., Støttrup, J. G., Stenberg, C., Berggreen, U. C., & Jensen, J. H. (2016). *Best practice for restoration of stone reefs in Denmark (Codes of Conduct).* DCE– Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University, Roskilde.
- Danmarks Miljøportal. (2023). *Miljødata.* Hentet 2023 fra <https://miljoedata.miljoportal.dk/>
- Danmarks Miljøportal. (2024). *Miljødata.* Hentet fra <https://miljoedata.miljoportal.dk/?et=Datamart%20%C3%85legr%C3%A6s%20Marin&mt=Marin&polyonId=1a0e8641-3dd8-459d-8328-dab311ad6c75>
- DHI. (2009a). *Udvidelse af Københavns Nordhavn og ny Krydttogtterminal. VVM - Teknisk baggrundsrapport nr. 3 Marine miljøkonsekvensvurderinger.* København: Københavns Kommune og Kystdirektoratet.
- DHI. (2009b). *Udvidelse af Københavns Nordhavn og ny Krydttogtterminal. VVM - Tillæg til Teknisk baggrundsrapport nr. 3. Kystudvikling ved Hellerup Strand.* København: Københavns Kommune og Kystdirektoratet.

- DHI. (2016). *Nordhavnstunnel VVM redegørelse. Hydraulik, badevand og vandkvalitet. Teknisk rapport*. København: Vejdirektoratet.
- DHI. (2020). *Anlæg af Lynetteholm. VVM – Teknisk Baggrundsrapport nr. 1. Hydrauliske undersøgelser*. København: By og Havn I/S.
- DHI. (2023). *Lynetteholm miljøundersøgelser - Biologiske og sedimentkemiske undersøgelser ved Lynetteholm, juni 2022*.
- DMI. (u.d.). *Årets vejr*. Hentet fra <https://www.dmi.dk/vejrarkiv/manedens-sasonens-og-arets-vejr/>
- Erfteemeijer, P. L., & Lewis III, R. R. (2006). Environmental impacts of dredging on seagrasses: a review. *Marine pollution bulletin*, 52(12), 1553-1572.
- Erichsen, A. C., Møhlenberg, F., Timmermann, K., Christensen, J. P., & Göke, C. (2019). *Gennemgang af grundlaget for afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af kystvande i vandområdeplanerne*. Miljøstyrelsen.
- Essink, K. (1996). Die Auswirkungen von Baggergutablagerungen auf das Makrozoobenthos—Eine Übersicht der niederländischen Untersuchungen. Baggern und Verklappen im Küstenbereich. *BFG Mitt*, 11, 12-17.
- Flindt, M. R., Steinfurth, R. C., Banke, T. L., Lees, M. K., Svane, N., Canal-Verges, P., . . . Stæhr, P. A. (2023). *Ålegræs - Guideline til udpegning af optimale storskala udplantningsområder*. Nationalt Center for Marin Naturgenopretning.
- Gentofte Kommune . (2024). *Overvågningsprogram for tungmetaller i badevand*. Hentet fra Gentofte Kommune : <https://gentofte.dk/fritid/natur-parker-og-strande/badevand/overvaagningsprogram-for-tungmetaller-i-badevand/>
- Government of Canada. (2023). *Fact sheet: 2-methylnaphthalene*. Hentet fra <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/Contfs.aspx?ID=28&lang=eng>.
- Hansen & Høgslund. (2024). *Hansen, Jens Würigler; Høgslund, Signe; (red.). Marine områder 2022. NOVANA*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 184 s.- Videnskabelig rapport fra DCE nr. 592.
- Hansen, J. W., & Høgslund, S. (2019). *Marine områder 2018- NOVANA*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 156 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 355. <http://dce2.au.dk/pub/SR355.pdf>.
- Hansen, J. W., & Høgslund, S. (2021a). *Marine områder 2019. NOVANA*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 174 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 418.
- Hansen, J. W., & Høgslund, S. (2021b). *Marine områder 2020. NOVANA*. Aarhus. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 475. <http://dce2.au.dk/pub/SR475.pdf>.
- Hansen, J. W., & Høgslund, S. (2023). *Marine områder 2021. NOVANA*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 220 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 529. <http://dce2.au.dk/pub/SR529.pdf>.
- Hansen, J. W., & Rytter, D. (2023a). *Iltsvind i danske farvande 24. august – 21. september 2023*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 23 s. Rådgivningsnotat nr. 2023|44.
- Hansen, J. W., & Rytter, D. (2023b). *Iltsvind i danske farvande 27. oktober – 22. november 2023*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 19 s. Rådgivningsnotat nr. 2023|57.
- Havhøst. (a). *Lovgrundlag for små hobbyopdræt*. Hentet fra <https://www.xn--havhst-eya.dk/4-1-lovgrundlag-for-smaa-hobbyopdraet/>
- Havhøst. (b). *Håndbog for havbønder - kapitel: Placering*. Hentet fra <https://www.xn--havhst-eya.dk/havbondens-haandbog/>

- HELCOM. (2018). PAH and metabolites. HELCOM core indicator report. ISSN 2343-2543 . Hentet fra <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/polyaromatic->
- Hughes, A. R., & Stachowicz, J. J. (2004). Genetic diversity enhances the resistance of a seagrass ecosystem to disturbance. *Proc. Natl Acad. Sci.* .
- Josefson, A. B. (2009). Assessment of marine benthic quality change in gradients of disturbance: comparison of different Scandinavian multi-metric indices. *Marine Pollution Bulletin*, 58(9), 1263-127.
- Krause-Jensen, D., & Rasmussen, M. B. (2009). *Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder*. Aarhus Universitet . Danmarks Miljøundersøgelser©.
- Københavns Kommune og Kystdirektoratet. (2009). *Udvidelse af Københavns Nordhavn og ny krydstogtterminal. VVM-redegørelse og miljøvurdering*. København: Københavns Kommune og Kystdirektoratet.
- Lange, T., Oncken, N. S., Svane, N., Steinfurth, R. C., Kristensen, E., & Flindt, M. R. (2022). Large-scale eelgrass transplantation: a measure for carbon and nutrient sequestration in estuaries. *Marine Ecology Progress Series*.
- Larsen, M. M. (2024). *Baggrundskoncentrationer af arsen, kobber, zink, barium og vanadium i Øresunds vand og sediment*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 28 s. - Teknisk rapport nr. 310.
- Marine Habitat Committee, ICES. (2001). *Report Of The Working Group On Marine Sediments In Relation To Pollution*. Lisboa: ICES, Ref.: ACME.
- MiljøGIS. (2023). MiljøGIS for Vandområdeplaner 2021-2027. <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022>. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.
- Miljøministeriet. (2023). Vandområdeplanerne 2021-2027. ISBN: 978-87-91824-01-2. Hentet fra <https://mim.dk/media/njvlvhax/vandomraadeplanerne-2021-2027-22-9-2023.pdf>
- Miljøministeriet. (2024). *Miljøfarlige stoffer*. Hentet fra <https://mim.dk/vores-opgaver/vandmiljoe/miljoefarlige-stoffer>
- Miljøstyrelsen. (2020). Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet - Datablad over 4-tert-nonylphenol. Findes her:.
- Miljøstyrelsen. (2023a). *MARIS - Det Marine Råstofindberetningssystem*. Hentet fra <https://raastofindvinding.dk/residuals/40278b3b-cfda-44e6-a9a4-70b88d6493b8>.
- Miljøstyrelsen. (2023b). *Miljøfremmede og forurenende stoffer FAQ*. Hentet fra <https://mst.dk/erhverv/rent-miljoe-og-sikker-forsyning/spildevand/miljoefremmede-og-forurenende-stoffer>.
- Miljøstyrelsen. (2024). *Bromerede flammehæmmere*. Hentet fra Miljøstyrelsen: <https://mst.dk/erhverv/sikker-kemi/kemikalier/fokus-paa-saerlige-stoffer/bromerede-flammehaemmere>
- Miljøstyrelsen. (u.d.). Øresund. <https://mst.dk/erhverv/rig-natur/naturen-i-danmark/novana-overvaagning-af-natur-og-vandmiljoe/guider-til-danske-vandomraader/marin/oresund>. Hentet 10. 01 2024 fra Øresund: <https://mst.dk/erhverv/rig-natur/naturen-i-danmark/novana-overvaagning-af-natur-og-vandmiljoe/guider-til-danske-vandomraader/marin/oresund>
- Naturfocus. (2009). *Udvidelse af Københavns Nordhavn og ny krydstogtsterminal. VVM - Teknisk baggrundsrapport nr. 4. Marin flora og fauna*. Københavns Kommune.
- Novafos. (2023). *Vand- og afløbsnet*. Hentet 12. 01 2023 fra <https://webgis.novafos.dk/portal/apps/experiencebuilder/experience/?id=0427851a06bb40d4a7b487c9634d3557>

- Orbicon. (2008). *Vegetationsundersøgelse Københavns Havn 2008*. Teknik- og Miljøforvaltningen, Københavns Kommune.
- Orbicon. (2012). *Vegetationsanalyse Københavns Havn 2012*. Teknik- og Miljøforvaltningen, Københavns Kommune.
- Orbicon. (2014). *Sedimentundersøgelse i Københavns Havn 2014*.
- Orbicon. (2018). *Marine blomsterplanter i Københavns Kommunes marine områder*. Teknik- og Miljøforvaltningen, Københavns Kommune.
- Orbicon/WSP. (2020). *Reinvesteringsprojekt KBH02*. Energinet.
- OSPAR. (2009). Background Document on CEMP Assessment Criteria for QSR 2010 (OSPAR publication number 2009/461).
https://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00390_supplements/09-02e_Agreement_CEMP_Assessment_Criteria.pdf.
- Overfladevandsdatabasen. (u.d.). ODA. Hentet fra <https://log-in.miljoportal.dk/runtime/WSFederation/WSFederation.idp?wa=wsignin1.0&wtrealm=https%3a%2f%2foda.dk%2f&wctx=rm%3d0%26id%3dpassive%26ru%3d%252ftopic.aspx%253fid%253da%2526t%253dh&wct=2024-01-12T14%3a10%3a44Z>
- Patel et al. (2020). Patel, AB, Shaikh, S, Jain, KR, Desai, C og Madamwar, D.: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Sources, Toxicity, and Remediation Approaches. *Front Microbiol*, 11. doi:10.3389/fmicb.2020.562813
- Petersen, J. K. (2013). *Miljømuslinger - Muslinger som supplerende virkemiddel*. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- PubChem. (November 2023). *National Library of Medicine - Notional Center for Biotechnology Information*. Hentet fra <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>.
- PULS. (2023). Hentet fra https://log-in.miljoportal.dk/runtime/oauth2/authorize.idp?response_type=code&client_id=puls-prod&state=TXQ1OHIKZk5TVX5hVIBPM0t-aUd0VUc0TEg5TDJ5aEtTM2szWjZsZk5CMG15&redirect_uri=https%3A%2F%2Fpuls.miljoportal.dk&scope=openid&code_challenge=ry4iraf8w4ygv
- Rambøll. (2020). *Lynetteholm Miljøkonsekvensrapport*. København: By og Havn.
- Riemann, B., Carstensen, J., Markager, S., Olsen, B. E., Dahl, K., Hansen, J. W., . . . Gislason, H. S. (2015). *Status og muligheder for det danske hav. Rapport til VILLUM FONDEN og VELUX FONDENS miljøprogram*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- skovshovedhavhave.dk. (2023). Hentet fra <https://skovshovedhavhave.dk/onewebmedia/Hel%20artikel.png>
- Soares et al. (2008). Soares, A.; Guieysse, B.; Jefferson, B.; Cartmell, E.; Lester, J., N.: *Nonylphenol in the environment: A critical review on occurrence, fate, toxicity and treatment in wastewaters*. Environment International, Volume 34, Issue 7, Pp. 1033-1049.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.01.004>.
- Stenberg, C., & Kristensen, L. D. (2015). *Stenrev som gyde- og opvækstområde for fisk (Revfisk). DTU Aqua-rapport nr. 294-2015*. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.
- Stenberg, C., Støttrup, J., Dahl, K., Lundsteen, S., Göke, C., & Andersen, O. N. (2013). *Ecological benefits from restoring a marine cavernous boulder reef in Kattegat, Denmark*. National Institute of Aquatic Resources, Technical University of Denmark; DCE - Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University.
- Søfartsstyrelsen. (2023a). Danmarks Havplan. <https://www.soefartsstyrelsen.dk/vaekst-and-rammevilkkaar/havplan>. Downloaded 15.12.2023.

- Søfartsstyrelsen. (2023b). *Havplanredegørelse*. Havplansekretariatet.
- Timmermann, K., Christensen, J. P., & Erichsen, A. (2020). *Referenceværdier og grænseværdier for ålegræsdybdegrænser til brug for vandområdeplanerne*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 28 s. - Videnskabelig rapport nr. 390. Hentet fra <http://dce2.au.dk/pub/SR390.pdf>
- Timmermann, K., Christensen, J., Galatius, A., Sveegaard, S., Pawar, S., Larsen, M., . . . Hansen, J. (2023). *Miljøtilstand og presfaktorer i Øresund. DTU Aqua-rapport nr. 430-2023*. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 50 pp.
- Vandplandata. (2023). *Vandplandata - kystvande. Miljøstyrelsen*. Hentet fra <https://vandplandata.dk/vp3hoering2021/vandomraade>.
- Vejdirektoratet. (2016). *Nordhavnstunnel Sammenfattende rapport VVM-Redegørelse*. København: Vejdirektoratet.
- WSP. (2022). *Geologisk undersøgelse med henblik på reetablering af stenrev ved Taarbæk Rev*. Miljøstyrelsen.
- WSP. (2023a). *ENDK - KBH05 – Baseline notat i forbindelse med offshore miljøundersøgelser*. Energinet Eltransmission A/S.
- WSP. (2023b). *Havbiologisk baselineundersøgelse Københavns Havn*.
- WSP. (2023c). *Marine blomsterplanter i Københavns Kommunes marine områder*. Teknik- og Miljøforvaltningen, Københavns Kommune.
- Øresundsvandsamarbejdet. (1998). *Øresunds Miljøtilstand 1997 - Miljøtilstanden i Øresund 1997*. Øresundsvandsamarbejdet - Øresundsvattensamarbejdet. Hentet fra <https://oresundsvand.dk/wp-content/uploads/2019/08/Oresundsmiljotilstand97.pdf>
- Øresundsvandsamarbejdet. (2015). *Beskyt Øresunds natur? Bør der oprettes in marin naturpark*. Øresundsvandsamarbejdet.
- Øresundsvandsamarbejdet. (u.d.). *Øresunds natur og miljø*. Hentet 10. 01 2024 fra https://oresundsvand.dk/?page_id=18