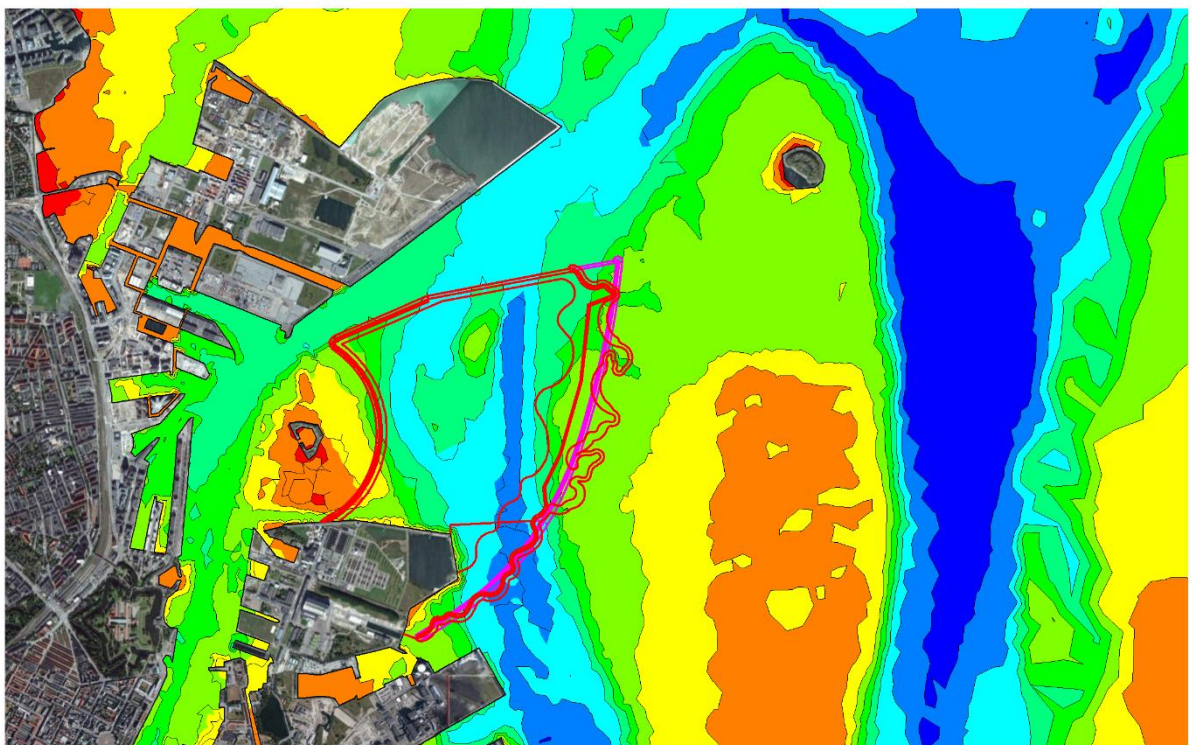


Anlæg af Lynetteholm

VVM – Teknisk Baggrundsrapport nr. 2

Badevandskvalitet, vandkvalitet og risiko for ophobning af tang



Udviklingsselskabet By & Havn I/S

Rapport

Oktober 2020

Denne rapport er udarbejdet under DHIs ledelsessystem, som er certificeret af Bureau Veritas
for overensstemmelse med ISO 9001 for kvalitetsledelse

ISO 9001
Management System Certification

BUREAU VERITAS
Certification Denmark A/S



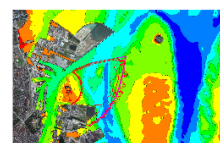
Anlæg af Lynetteholm

VVM – Teknisk Baggrundsrapport nr. 2

Badevandskvalitet, vandkvalitet og risiko for ophobning af tang

Udarbejdet for
Repræsenteret ved

Udviklingsselskabet By & Havn I/S
Hans Vasehus, Havnebygmester &
Anlægschef



Hovedforslag 1 og 2 udformning

Forfattere	Kadri Kuusemäe, Sophia E. B. Nielsen, Mads N. Madsen, Bo Brahtz Christensen, Jesper Goodley Dannisøe
Projektleder	Mads N. Madsen
Kvalitetsansvarlig	Flemming Schlütter

Projektnummer	11823523
Godkendelsesdato	23. oktober 2020
Revision	Endelig rapport version 1.1
Klassifikation	Begrænset

INDHOLDSFORTEGNELSE

1	Indledning	1
2	Sammenfatning	2
3	Baggrund	3
4	Badevandskvalitet	5
4.1	Modelbeskrivelse	5
4.1.1	Hydrodynamisk model	5
4.2	Metoder og data	8
4.2.1	Bakteriekoncentrationer	10
4.3	Metoder og modelopsætning	11
4.4	Modelresultater	15
5	Vandkvalitet	24
5.1	Modelbeskrivelse	24
5.1.1	Biogeokemisk model	24
5.2	Metoder og data	25
5.2.1	Koncentration af næringssalte	25
5.3	Metoder og modelopsætning	25
5.4	Modelresultater	26
5.4.1	Baseline, Hovedforslag 1 og Hovedforslag 2	26
6	Risiko for ophobning af tang	37
6.1	Modelbeskrivelse	37
6.2	Metoder og modelopsætning	37
6.3	Modelresultater	40
6.3.1	Hovedforslag 1, layout	40
6.3.2	Hovedforslag 2, layout-landskab	44
7	Diskussion	47
8	Konklusion	48
9	Referencer	48
A	Bilag: Biogeokemisk modelvalidering	49

FIGURER

Figur 3-1	Udformningen af de to hovedforslag for Lynetteholm (layout pr. 12. marts 2020), anvendt i denne rapport. Hovedforslag 1; glat afgrænsning mod Øresund, Hovedforslag 2; kurvet afgrænsning mod Øresund. Layout viser vandlinjen for hvert forslag.	4
Figur 3-2	Udformningen af de to hovedforslag for Lynetteholm (layout pr. 18. juni 2020). Hovedforslag 1; glat afgrænsning mod Øresund, Hovedforslag 2; kurvet afgrænsning mod Øresund. Layout viser tre linjer for hvert forslag: foden af profilet, vandlinjen og topkoten af profilet.	4
Figur 4-1	Varighed med overskridelse af sedimentkoncentrationer i vandfasen på over 5 mg/l. (se VVM – Teknisk Baggrundsrapport nr. 1)	5

Figur 4-2	Modelområde for Københavns Havn modellen; øverst som forholdene er i dag (baseline) og nederst fremtiden med Lynetteholm.	7
Figur 4-3	Oversigt over udløb i Københavnsområdet. Bemærk, at næste figur (Figur 4-4) er et zoom på selve havnen. Røde pletter angiver havledninger, mens grå pletter er direkte udledninger langs en kajkant eller tæt på kystlinjen.	9
Figur 4-4	Placeringer og navne på udløb i Københavns indre havn.	10
Figur 4-5	Nuværende udløb fra Lynetten og U4.	13
Figur 4-6	Placering af 7 af Københavns Kommunes badesteder.	15
Figur 4-7	Badevandskvaliteten i området omkring Københavns Havn i basistilstanden.	16
Figur 4-8	Badevandskvaliteten i den indre havn i basistilstanden.	17
Figur 4-9	Oversigt over den nuværende placering (øverst) af de 4 udledninger, der kommer fra hhv. Lynetten (3 punkter) og Damhusåens udledning (1 punkt), samt deres placering i forhold til Lynetteholm (uden proceslandskab). Der er pt ikke behov for at flytte på udledningen fra Damhusåen.	18
Figur 4-10	Placering af Lynettens to fremtidige udløb (Scenarie 1), hvor U4 er flyttet ud i havet, og hvor nødoverløbet er lagt sammen med Lynettens nuværende udløb og bypass.	19
Figur 4-11	Scenarie 1: Badevandskvalitet ved udledninger, svarende til placeringer af udledningerne ved Lynetteholms periferi.	20
Figur 4-12	Scenarie 1: Badevandskvalitet ved udledninger, svarende til placeringer af udledningerne ved Lynetteholms periferi, indre havn.	20
Figur 4-13	Placering af Lynettens to fremtidige udløb (scenarie 2), hvor både U4 og Lynettens nuværende udløb er flyttet længere ud. Der er ikke vist yderligere figurer af badevandskvaliteten for scenarie 2.	21
Figur 4-14	Scenarie 3: Placering af Lynettens to fremtidige udløb, hvor placeringen af begge udløb efter en iterativ modellering er flyttet nærmere Lynetteholm, men stadig i en afstand, hvor badevandskvaliteten langs Lynetteholm er udmærket.	22
Figur 4-15	Scenarie 3: Badevandskvalitet ved udledninger, svarende til placeringer af udledningerne ca. 500 meter fra Lynetteholms periferi.	22
Figur 4-16	Scenarie 3: Badevandskvalitet ved udledninger, svarende til placeringer af udledningerne ca. 500 meter fra Lynetteholms periferi, indre havn.	23
Figur 5-1	Dybdemidlet klorofyl-a , µg/l, årligt (A) og sommer (B, maj-september) for baseline over en treårig periode (2014-2016).	27
Figur 5-2	Ændringer i dybdemidlede koncentrationer af klorofyl-a årligt (A) og sommer (B, maj-september) for Hovedforslag 1 (layout uden landskab) i perioden 2014-2016. Farveskalaen viser forskel i koncentrationer (µg/l): grøn-blå er en reduktion i klorofyl-a, og gul-rød er en øgning i klorofyl-a koncentrationer.	28
Figur 5-3	Ændringer i dybdemidlede koncentrationer af klorofyl-a årligt (A) og sommer (B, maj-september) for Hovedforslag 2 (layout med landskab) i perioden 2014-2016. Farveskalaen viser forskel i koncentrationer (µg/l): grøn-blå er en reduktion i klorofyl-a, og gul-rød er øget klorofyl-a.	29
Figur 5-4	Årsgennemsnit (A) og sommergennemsnit (B) af iltkoncentrationer (mg/l) ved havbunden i baseline-situationen over perioden 2014-2016.	29
Figur 5-5	Forskelle i iltkoncentrationer (mg/l) på havbunden ved Hovedforslag 1, årligt (A) og sommer (B, maj-september) over en treårig periode (2014-2016). Grøn-blå farve viser en øget koncentration af ilt, gul-rød viser en reduktion i koncentrationen af ilt.	30
Figur 5-6	Forskelle i iltkoncentrationer (mg/l) på havbunden ved Hovedforslag 2, årligt (A) og sommer (B, maj-september) over en treårig periode (2014-2016). Grøn-blå farve viser en øget koncentration af ilt, gul-rød viser en reduktion i koncentrationen af ilt.	31
Figur 5-7	Sigtdybde (SD), meter, årligt (venstre panel) og sommer (højre panel, marts-september) for baseline (øverste plots), samt forskel i meter for Hovedforslag 1 og Hovedforslag 2 (nederst). Farveskala for differensplot viser en reduktion i sigtdybde ved gul-rød og øget sigtdybde over en gennemsnitlig treårig periode (2014-2016) ved grøn-blå.	32
Figur 5-8	Biomasse af ålegræs (g/m ²) for reference-baseline årligt (A) og midlet august (B) for perioden 2014-2016.	33
Figur 5-9	Ændring i biomasse af ålegræs (g/m ²) for layout (øverste panel), og layout-landskab (nederste panel), årligt (venstre) og midlet august (højre) over en treårig periode (2014-	

	2016). Farveskala for differensplot viser en øget biomasse ved grøn-blå og en reduktion i ålegræs biomasse ved gul-rød.	34
Figur 5-10	Dybdeindledte vinterkoncentrationer (mg/l) af Nitrat , NO ₃ , for reference-baseline (øverst) samt forskel i koncentrationer for layout (nederst, venstre) og layout-landskab (nederst, højre). Farveskala for differensplot viser en øget koncentration ved gul-rød og reduceret koncentration ved grøn-blå.	35
Figur 5-11	Dybdeindledte vinterkoncentrationer (mg/l) af uorganisk P , PO ₄ , for reference-baseline (øverst) samt forskel i koncentrationer for layout (nederst, venstre) og layout-landskab (nederst, højre). Farveskala for differensplot viser en øget koncentration ved gul-rød og reduceret koncentration ved grøn-blå.	36
Figur 6-1	Model området, hvor land-/vandgrænsen er vist som en blå streg. Makroalgerne kan drive ud af modellen over de 4 rande (gul, blå, grøn, rød).	38
Figur 6-2	Placering af de punkter, hvor der sker frigivelse af alger. Røde = fra Københavns Havn og kanaler og gule fra Øresundskysten.	39
Figur 6-3	Modelleret tang-akkumulation i forskellige havneområder i april (A), maj (B), juni (C) og august (D), baseret på simpel strømningsdrevet drift for tang, som er vokset op i havnen. Resultaterne er vist som procentændring i driften med og uden Lynetteholm. Positive værdier udtrykker en forøgelse af drift/akkumulation, mens negative værdier angiver en formindsket drift og akkumulering. Se zoom-in i Figur 6-4.	41
Figur 6-4	Zoom af drift af tang i havneområdet i april (A), maj (B), juni (C) og august (D). Røde pile angiver en forøgelse, blå pile en reduktion i forhold til baseline.	42
Figur 6-5	Forventede tang-akkumulationsområder i maj (A) og september (B), baseret på simpel strømdrevet drift af alger fra Øresund . Resultaterne er vist som procentændring i driften med og uden Lynetteholm. Positive værdier udtrykker en forøgelse af drift/akkumulation, mens negative værdier angiver en formindsket drift og akkumulering.	43
Figur 6-6	Zoom af drift af tang i Øresund i maj (A) og september (B). Røde pile angiver en forøgelse, blå pile en reduktion i forhold til baseline.	43
Figur 6-7	Forventet tang-akkumulering og -drift i havneområderne i maj (A), juni (B), juli (C) og september (D), baseret på simpel strømdrevet drift for alger, som er opvokset i havnen. Resultaterne er vist som procentændring i driften med og uden Lynetteholm. Positive værdier udtrykker en forøgelse af drift/akkumulation, mens negative værdier angiver en formindsket drift og akkumulering. Se figur herunder (Figur 6-8) for et zoom-in.	44
Figur 6-8	Zoom af havneområderne med proceslandskab med forventet tang-akkumulering og -drift i maj (A), juni (B), juli (C) og september (D). Røde pile angiver en forøgelse, blå pile en reduktion i forhold til baseline.	45
Figur 6-9	Forventet tangakkumulering og drift i juli (A) og september (B), baseret på simpel strømdrevet drift for alger, som er opvokset i Øresund . Resultaterne er vist som procent ændring i driften med og uden Lynetteholm. Positive værdier udtrykker en forøgelse af drift/akkumulation, mens negative værdier angiver en formindsket drift og akkumulering.	46
Figur 6-10	Zoom af Øresundsområderne med proceslandskab med forventet tangakkumulering og -drift i juli (A) og september (B). Røde pile angiver en forøgelse, blå pile en reduktion i forhold til baseline.	46
Figur A- 1	Tidsserier for klorofyl-a (mg/l) på station i Øresund (UTM-33, 731431 E, 6185744 N) (tidsserier fra DKBS2 og Lynetteholm baseline-model) og KBH3002 (tidsserier kun fra Lynetteholm baseline-model) for 2014.	50
Figur A- 2	Tidsserier for nitrat (mg/l) på station i Øresund (UTM-33, 731431 E, 6185744 N) (tidsserier fra DKBS2 og Lynetteholm baseline-model) og KBH3002 (tidsserier kun fra Lynetteholm baseline-model) for 2014.	51

TABELLER

Tabel 4-1	Bakteriekoncentrationer for rensed spildevand, bypass og overløb, som de er benyttet i denne rapport. Data bygger delvist på erfaringstal fra Badevandsvarslingen i Københavns Havn, 2002-2016 og delvist på målinger.	11
Tabel 4-2	Beregning af henfald for <i>E. coli</i>	12
Tabel 4-3	Oversigt over overløbsfrekvenser for de forskellige udløbspunkter, 2015 – 2018, i badesæsonen 1. juni til 15. september.....	18
Tabel 5-1	Koncentrationer af totalt kvælstof (TN) og fosfor (TP) i udledningskilderne.....	25

1 Indledning

Som et led i VVM-processen for etablering af Lynetteholmen, en opfyldning, som planlægges mellem Nordhavn og Refshaleøen, er der udarbejdet 4 tekniske baggrundsrapporter, som dokumenterer de undersøgelser og beregninger, der ligger til grund for vurderingerne af anlæggets virkninger på miljøet. Denne rapport udgør baggrundsrapport nummer 2.

Udbygningen af København med Lynetteholm er planlagt til at finde sted over en lang årrække, og placeringen af Lynetteholm vil naturligvis påvirke vandskifte og strøm i selve Københavns Havn og kanaler, samt påvirke de nuværende strømforhold i Øresund. For at kunne vurdere de fremtidige effekter er der i denne rapport set på, hvor de potentielle påvirkninger kan slå igennem på badevandskvaliteten på nuværende og kommende badesteder, på den generelle vandkvalitet i området, samt hvordan den fremtidige udformning af hele Københavns Havn vil påvirke drift og ophobning af tang/alger.

Baggrundsrapport 1 har sit hovedfokus på de hydrauliske påvirkninger af projektet, samt forhold omkring udledning og opblanding af overskudsvand fra nyttiggørelsesområdet og de herved udledte miljøgifte i anlægsfasen og driftsfasen.

Baggrundsrapport 3 har sit fokus på designparametre for konstruktion af den ydre perimeter, samt effekter fremkaldt af forventede fremtidige havspejlsstigninger.

De første tre rapporter er alle baseret på en variant af de to endelige hovedforslag, men afvigelsen i forhold til de endelige designs er lille og har kun en helt lokal betydning for de hydrauliske forhold. Baggrundsrapport nummer 4 sammenligner de undersøgte og endelige designs for at dokumentere, at den mindre ændring af knækket i tragten mellem Nordhavnen og Lynetteholm kun har en helt lokal betydning for de hydrauliske forhold, og at de tre tekniske baggrundsrapporter derfor er dækkende og i stand til at vurdere de i VVM-sammenhæng afledte påvirkninger af projektet og dets endelige design.

2 Sammenfatning

DHI har gennemført studier af potentielle ændringer af badevandsforhold, vandkvalitet og ophobning/drift af tang som konsekvens af udbygningen af Lynetteholmen. For alle emneområder tegner der sig et billede af mindre påvirkninger, som kan være enten positive eller negative.

Badevandsforholdene i Københavns Kommune har en særdeles høj prioritet, og derfor er der set meget nøje på, om en udbygning af Lynetteholm ville kunne påvirke badevandskvaliteten på kommunens badepladser, både inde i havnen og ude ved Øresundskysten. Som udgangspunkt for vurderingerne har DHI arbejdet med en flytning af nogle af de eksisterende større udløbsledninger fra Lynetten Renseanlæg, primært fordi nogle af dem ligger, hvor der i fremtiden vil være land. Der er gennemført en række beregninger for at finde en optimal placering af de nye udledningspunkter, så de i mindst muligt omfang vil kunne påvirke badevandskvaliteten på de eksisterende badepladser. Ved at flytte udledningspunkterne ca. 500 meter ud fra den kommende kyst vil man kunne opretholde uændrede badevandskvaliteter på kommunens eksisterende badepladser.

Hvad angår vandkvaliteten er der blevet set på ændringer af klorofyl-a, ilt, sigtdybde, ålegræs og næringssalte. Som udgangspunkt er der små ændringer, hvor de tydeligste er ændringer i vandkvaliteten ved Trekroner, som i den fremtidige situation vil ligge i en beskyttet bugt inde i havnen. Dette vil medføre nedsatte strømforhold omkring øen og dermed mindre vandskifte, hvorfor der ses lokale ændringer i bl.a. årsgennemsnitlig klorofyl-a, som vil stige med ca. 1 µg/l. I den sydlige del af havnen er der et tilsvarende lokalt fald i klorofyl-a koncentrationen.

Iltforholdene i havnen vil ændre sig med 0,1 – 1,0 mg/l. I den nordlige del af havnen vil der ske et fald i koncentrationen på 0,1 – 1,0 mg/l, bortset fra området omkring Trekroner, hvor der vil være en øgning af iltkoncentrationen, der skyldes en øget primærproduktion. Ændringer i bølge- og strømforhold vil ændre re-suspension af organisk materiale, hvor der i området omkring Trekroner ses en reduktion af resuspension, hvilket øger sigtdybden med cirka 0,5 m. Inde i havnen reduceres sigtdybde med cirka 0,1 – 0,6 m.

Vandkvalitetsændringerne synes ikke at påvirke vækst af ålegræs i havnen, udover ved Trekroner. Nord for havnen ved Tuborg vil der ske en svag forøgelse af ålegræsproduktionen.

Ændringer i primærproduktionen vil naturligvis afspejles i ændringer i næringssaltniveauerne, hvor der i den nordlige del af havnen vil ske et fald i nitrat, da en del af nitraten vil indgå i primærproduktionen. Ændringer i fosfat er stærkt begrænset med en lille stigning omkring Trekroner og et meget lille fald i fosfatkoncentrationen ud for Lynetteholm i Øresund.

De ændrede strømforhold i havnen efter bygning af Lynetteholm vil påvirke den strøm- og vinddrevne transport af tang (ålegræs og makroalger). I Trekroner-bugten vil der potentielt kunne ske en øget ophobning af tang langs Lynetteholm i sensommeren. Tilsvarende vil der i sensommeren kunne ske en øget ophobning af tang på østsiden af Lynetteholm, og specielt i det design, der har proceslandskabet, idet udformningen af dette potentielt vil kunne fange drivende tang.

En samlet vurdering af påvirkninger på de tre emneområder, som er beskrevet ovenfor, viser, at der er tale om begrænsede påvirkninger i både negativ og positiv retning, og det forventes, at ikke mindst kommunens eksisterende badepladser fortsat vil kunne opretholdes med en uændret kvalitet i fremtiden.

3 Baggrund

Formålet med de undersøgelser, som DHI har gennemført ud fra udbudsmaterialet, er at beskrive potentielle virkninger på vandkvaliteten i Københavns Havn efter etablering af Lynetteholm ved hjælp af et af de to hovedforslag vist i Figur 3-1.

Undersøgelserne i denne rapport tager afsæt i en variant af de endelige hovedforslag. De undersøgte hovedforslag er som vist i Figur 3-1. I Figur 3-2 ses de endelige hovedforslag (fra juni 2020), hvor vinklen ud for Nordhavn er ændret sammenlignet med tidligere layout-forslag (fra marts 2020) vist i Figur 3-1. Sammenligning af den hydrauliske påvirkning, som følge af layoutændringen, viser, at der kun vil være en helt lokal ændring på strømforholdene i tragten mellem Nordhavn og Lynetteholm, idet tværsnittet er svagt forøget (Baggrundsrapport nr. 4, under udarbejdelse). Denne helt lokale ændring i strømningsforhold i det nyeste layout betyder dog ikke noget for den samlede effekt og konklusion, hvad angår vandkvalitet i modelområdet baseret på layout som vist i Figur 3-1. Begge design vist i Figur 3-1 er undersøgt.

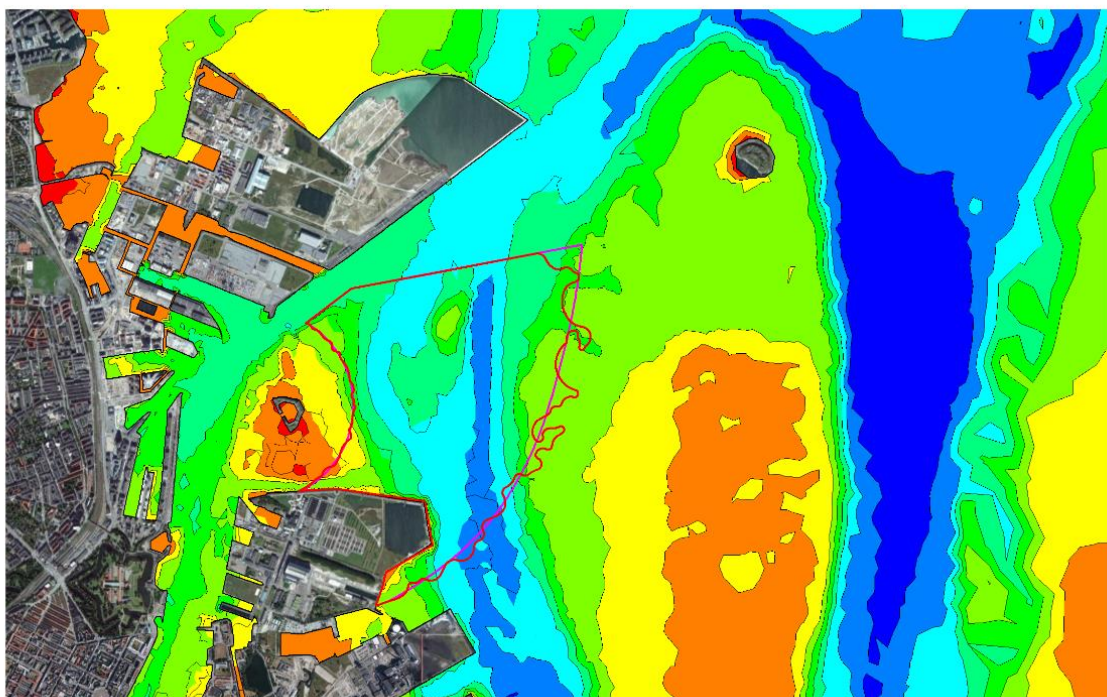
Hovedforslag 1 vist med rødt indeholder ikke et kystlandskab langs den østlige perimeter, mens det er tilfældet for hovedforslag 2 (pink kurve). Kystlandskabet er sammensat af områder med sandstrande og ralstrande.

Undersøgelserne inkluderer den generelle badevandskvalitet, vandkvalitet og risiko for ophobning af makroalger og ålegræs (tang). Hvert emneområde bliver gennemgået i afsnit 4 – afsnit 6, efterfulgt af en samlet diskussion og konklusion.

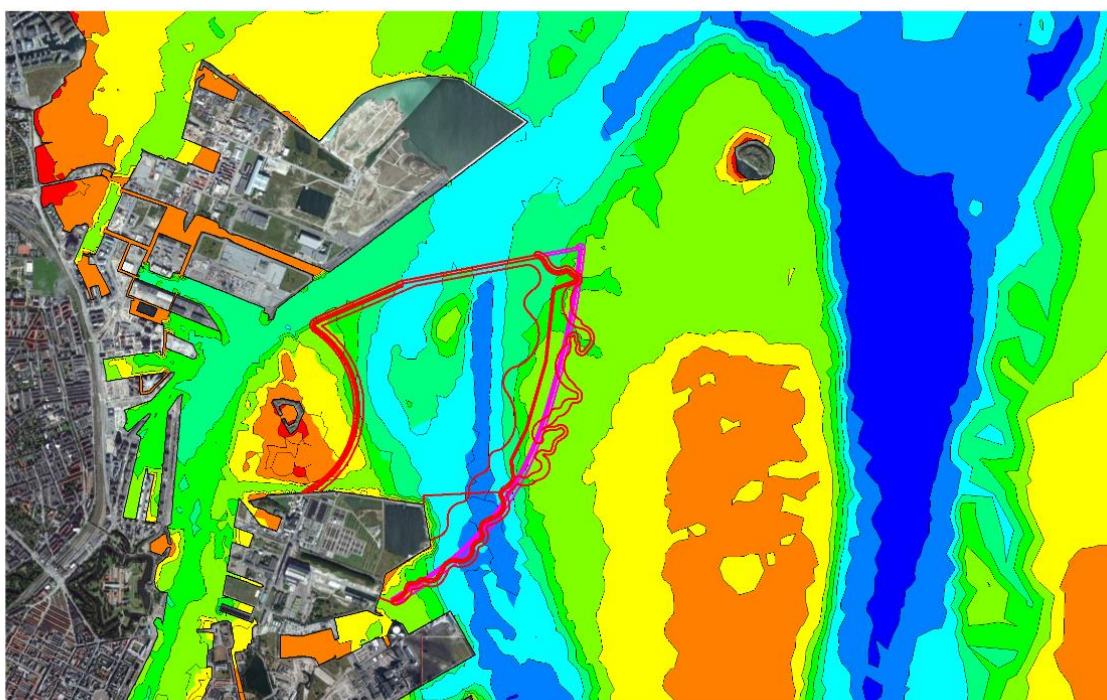
DHI har brugt MIKE modeller og tilgængelig information om nuværende og fremtidige udledninger og belastninger. Resultaterne af arbejdet vil kunne danne et solidt grundlag for en Vurdering af Virkning på Miljøet (VVM) og omfatter:

- Badevandskvaliteten i Københavns Havn, samt i de tilstødende vandområder omkring Lynetteholm (afsnit 4).
- Beskrivelse af den overordnede vandkvalitet (næringsstoffer, klorofyl-a, ilt, lys og ålegræs) i Københavns Havn, samt i de tilstødende vandområder omkring Lynetteholm (afsnit 5).
- Risiko for ophobning af tang (makroalger og ålegræs) omkring Lynetteholm (afsnit 6).

Modelresultaterne beskriver påvirkningen i driftsfasen efter etablering af Lynetteholm for badevand, vandkvalitet og tang.



Figur 3-1 Udformningen af de to hovedforslag for Lynetteholm (layout pr. 12. marts 2020), anvendt i denne rapport. Hovedforslag 1; glat afgrænsning mod Øresund, Hovedforslag 2; kurvet afgrænsning mod Øresund. Layout viser vandlinjen for hvert forslag.

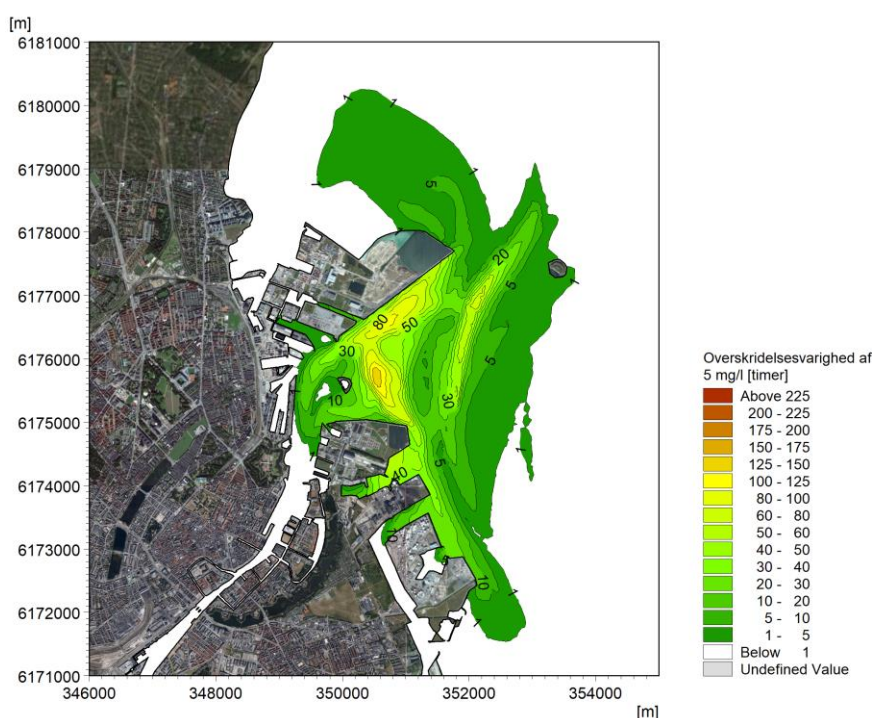


Figur 3-2 Udformningen af de to hovedforslag for Lynetteholm (layout pr. 18. juni 2020). Hovedforslag 1; glat afgrænsning mod Øresund, Hovedforslag 2; kurvet afgrænsning mod Øresund. Layout viser tre linjer for hvert forslag: foden af profilet, vandlinjen og topkoten af profilet.

4 Badevandskvalitet

I følgende afsnit vil potentielle ændringer i badevandsforhold som konsekvens af udbygning af Lynetteholm bliver vurderet. Nedenstående underafsnit gennemgår modelbeskrivelse, metoder og data samt modelopsætning og resultater. Modelberegningerne omfatter alene de fremtidige forhold i driftsfasen.

I anlægsfasen kan der opstå korte perioder med forhøjede koncentrationer af suspenderet gravemateriale (Figur 4-1) omkring en enkelt badestrand i havnen (badestedet ved halvandet), men bakteriekoncentrationer forventes at være uændrede.



Figur 4-1 Varighed med overskridelse af sedimentkoncentrationer i vandfasen på over 5 mg/l. (se VVM – Teknisk Baggrundsrapport nr. 1)

4.1 Modelbeskrivelse

Til vurdering af badevandskvaliteten anvendes en hydrodynamisk model til at beregne blandt andet strømforhold samt en procesmodel til at beregne henfald af bakterier. I det følgende afsnit vil den hydrodynamiske model blive beskrevet.

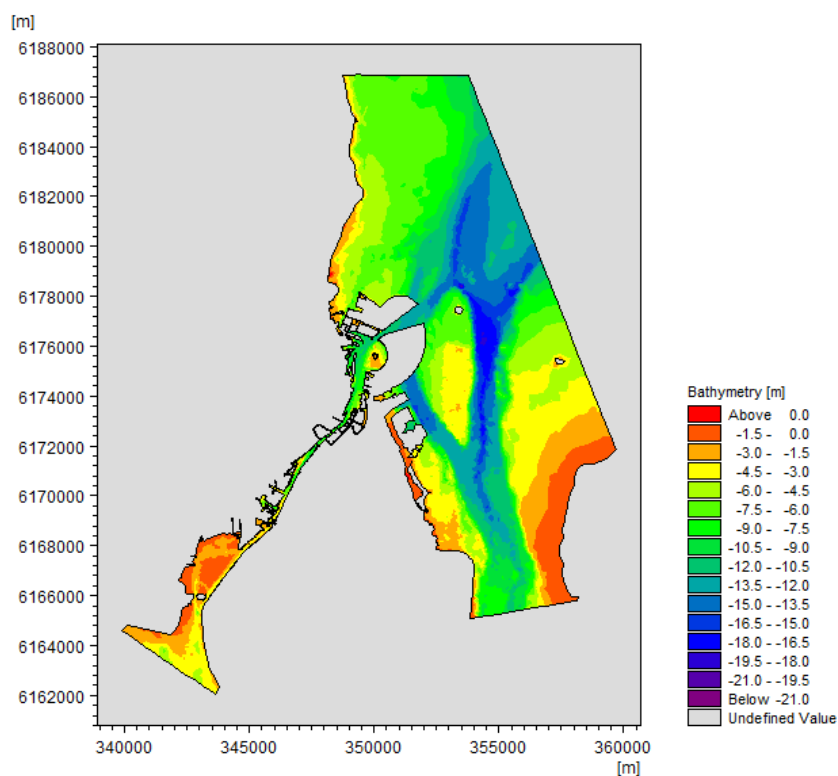
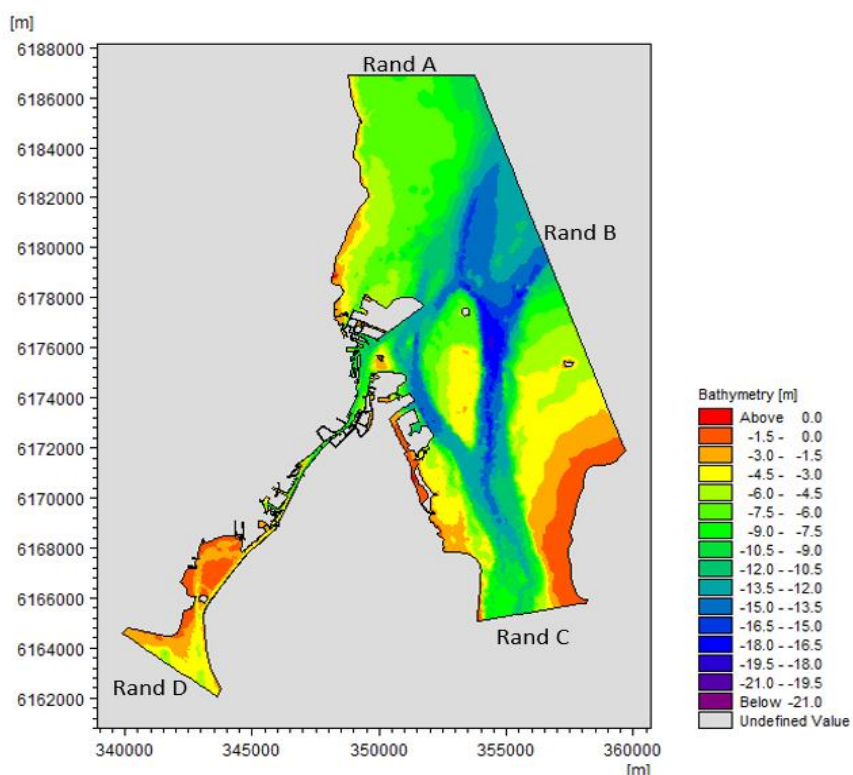
4.1.1 Hydrodynamisk model

Den hydrodynamiske model beskriver de fysiske forhold i modelområdet. Modellen beregner, hvordan vandet strømmer i modelområdet, hvad vandstanden er, og hvordan temperatur- og saltforholdene er. Når det drejer sig om vandkvalitet, er fokus primært på havnebassinerne samt nærliggende badestrande, hvorfor modelområdet er reduceret i forhold til den regionale model, som dækker hele Øresund fra tværsnittet Gilleleje-Kullen i nord til tværsnittet Stevns-Falsterbø-næsset i syd. Modelafgrænsning for den lokale model er vist i Figur 4-2, og samme område er vist i Figur 4-3 med et landkort. Der henvises desuden til DHIs rapport om baseline-model og screening, hvad angår modelvalidering //6// Alle kort er i UTM, zone 33.

Den horisontale opløsning varierer fra 40 meter inde i havnen til 600 meter ude i Øresund. Den lokale model er gjort finere end den regionale model, når det gælder selve vandsøjlen. Modellen er formuleret med en sigma-z opløsning, hvilket betyder, at alle områder med en vanddybde under 10 meter er opløst i 10 lag over vertikalen, hver med en højde svarende til 1/10 af vanddybden. På vanddybder større end 10 meter er der anvendt en fast vertikal netvidde på 1 meter.

Modellen er afhængig af information om forholdene på de åbne rande i Øresund og Køge Bugt (randene A, B, C og D i Figur 4-2), samt information om vejr- og vindforhold ved vandoverfladen. Randdata stammer fra DHI Vandudsigten, som består af forskellige regionale modeller i de indre danske farvande. Information om vandstand, strøm-, salt- og temperaturforhold ved de åbne rande i lokalmodellen af Københavns Havn udtrækkes fra Vandudsigts-modeller.

Meteorologiske drivdata til lokalmodellen fås fra StormGeo (www.stormgeo.com) i form af meteorologiske modeldata. Der anvendes følgende parametre: Vind, lufttemperatur, nedbør, luftfugtighed, skydække og solindstråling.



Figur 4-2 Modelområde for Københavns Havn modellen; øverst som forholdene er i dag (baseline) og nederst fremtiden med Lynetteholm.

4.2 Metoder og data

I modelberegningerne indgår 3 typer af udledninger:

- Lynettens og Damhusåens kilder (renset, bypass og nødoverløb)
- Overløb til den nordlige og sydlige del af Københavns Havn samt
- Udledning fra Stadsgraven ved Minebådsgrav/Margretheholm.

Kildernes navne og placeringer fremgår af Figur 4-3 og Figur 4-4.

Kildedata til modelsimuleringerne består af:

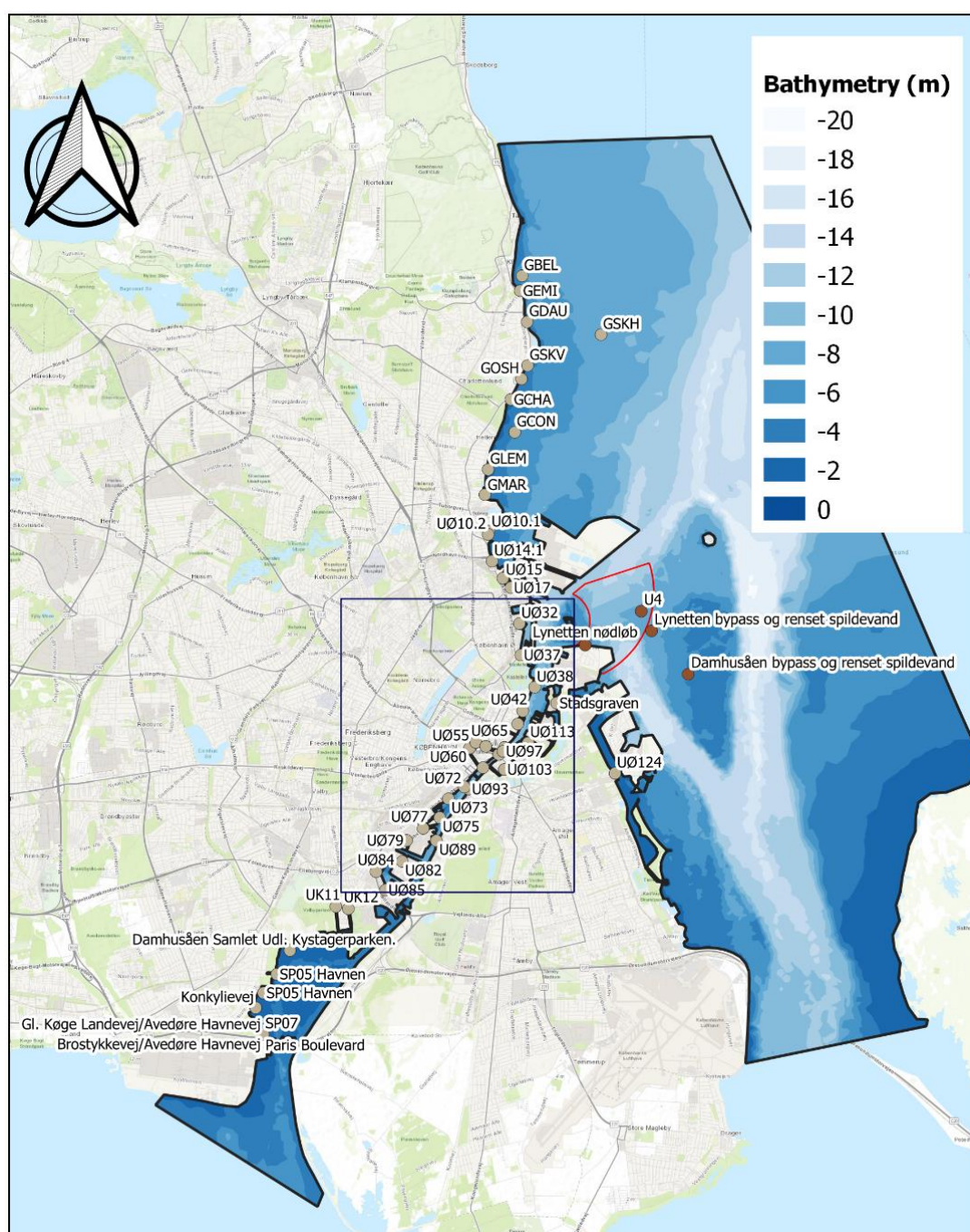
- Overløbsdata for udledning til Københavns Havn og Kalveboderne, Svanemøllebugten og Øresund ved Prøvestenen og Amager Strandpark fra HOFOR.
- Flowdata for udledning af renet spildevand og bypass-vand fra Renseanlæg Lynetten og Renseanlæg Damhusåen fra HOFOR.
- Overløbsdata for Damhusåen fra HOFOR.
- Overløbsdata for overløb og udledninger langs Gentoftes kyst fra Novafos.

Disse data sendes i dag online til DHI som en del af den daglige badevandsvarsling og samles i en database. Data gemmes med høj tidsopløsning (hvert 5. minut) for at kunne udtrækkes igen senere og bruges i opgaver som denne. Data bliver løbende kvalitetssikret, og eventuelle huller i data (især data for renet spildevand) erstattes med langtidsmiddelværdier.

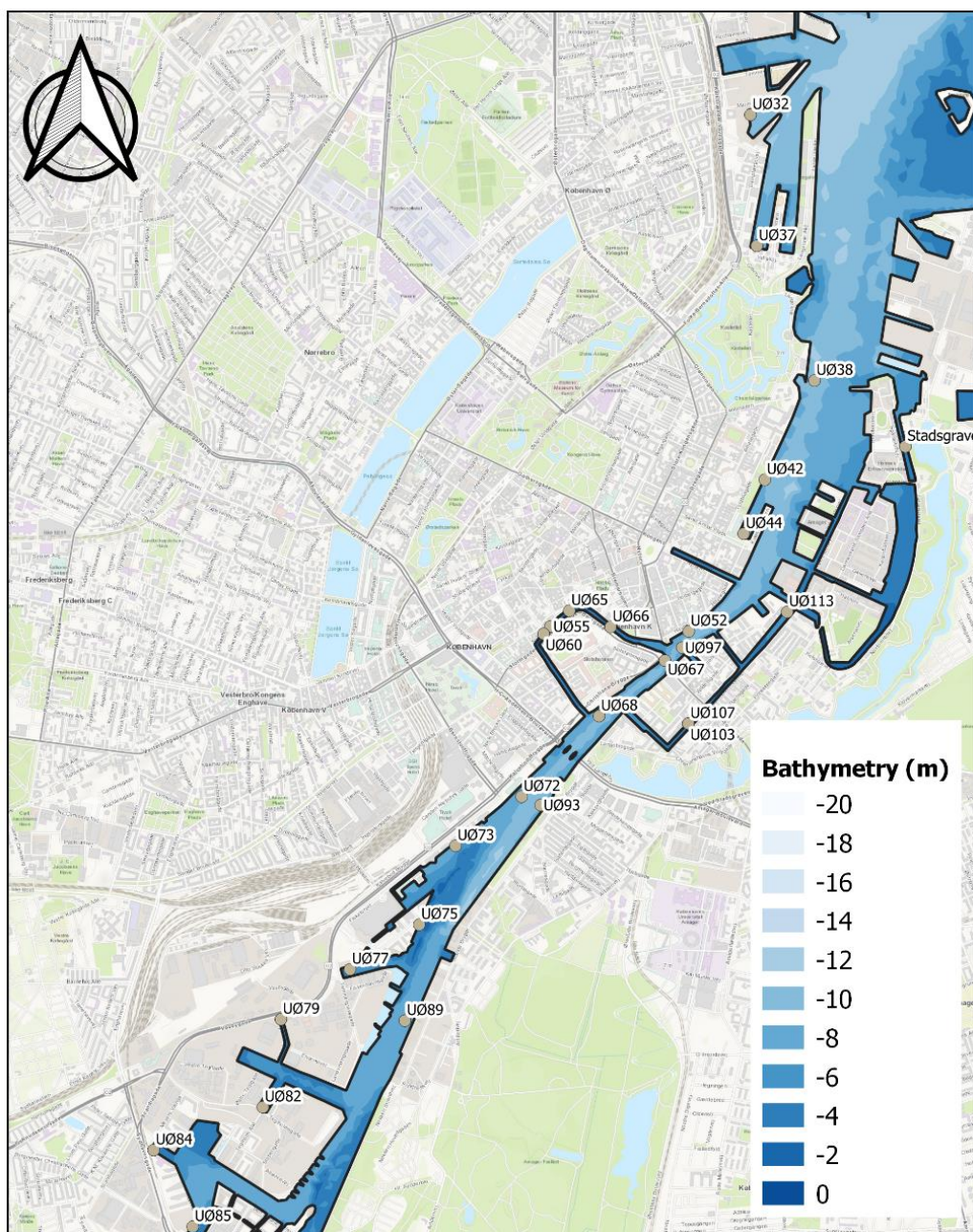
Den samlede udledning fra Damhusåen til Kalveboderne (åen og evt. overløb til åen) beregnes med en selvstændig model, hvor data fra modellen indgår i vurderingerne i denne rapport.

Udledning fra Stadsgraven til havnen er beregnet på baggrund af data fra Københavns Kommune.

Data dækkende perioden 2014-2018 er udtrukket fra DHIs database.



Figur 4-3 Oversigt over udløb i Københavnsområdet. Bemærk, at næste figur (Figur 4-4) er et zoom på selve havnen. Røde pletter angiver havledninger, mens grå pletter er direkte udledninger langs en kajkant eller tæt på kystlinjen.



Figur 4-4 Placeringer og navne på udløb i Københavns indre havn.

4.2.1 Bakteriekoncentrationer

For at kunne modellere badevandskvaliteten på de strande, som potentielt vil kunne påvirkes af bygningen af Lynetteholm er der gennemført en analyse af de forventede koncentrationer af bakterier for en række udløbstyper. De valgte koncentrationer fremgår af Tabel 4-1.

Tabel 4-1 Bakteriekoncentrationer for rensed spildevand, bypass og overløb, som de er benyttet i denne rapport. Data bygger delvist på erfaringstal fra Badevandsvarslingen i Københavns Havn, 2002-2016 og delvist på målinger.

	Type	E. coli Antal/100 ml	Enterokokker Antal/100 ml
Lynetten og Damhusåen	Renset	75.000	14.800
	Bypass	2.300.000	391.000
Overløb (Kbh. og Svanemøllen)	Overløb	1.000.000	170.000
Tårnby havledning	Renset	75.000	14.800
	Bypass	2.300.000	391.000
Tårnby overløb	Overløb	1.000.000	170.000

Der skelnes mellem rensed spildevand fra Lynettens og Damhusåens kontinuerte udledninger (75.000 *E. coli*/100 ml og 14.800 enterokokker/100 ml), bypassvand fra Lynettens og Damhusåens bypassudledninger, samt nødoverløbet (2.300.000 *E. coli*/100 ml og 391.000 enterokokker/100 ml) og overløbsvand fra havneoverløbene (1.000.000 *E. coli*/100 ml og 170.000 enterokokker/100 ml).

Koncentrationerne er erfaringstal fra Badevandsvarslingen i Københavns Havn 2002-2016. Det vil sige, de har i praksis vist sig at være velvalgte i den daglige varsling af badevandskvaliteten i Københavns Havn. Ikke desto mindre må de aktuelle bakteriekoncentrationer forventes at variere en del, ikke bare fra kilde til kilde, men også i løbet af en udløbshændelse og i løbet af døgnet for det rensede spildevand. BIOFOS planlægger at få udtaget vandprøver til analyse for bakteriekoncentrationer for de forskellige udløbstyper. Resultaterne heraf vil være væsentlige fremadrettet for fortolkningen af modelresultaterne.

Gennemgang af inputdata, modelopsætning og resultater for den modellerede 4-års periode viser en del mangler, som gør, at vi må tage forbehold for resultaterne fra Damhusåen-modellen. Det vurderes, at bakteriebelastningerne fra Damhusåen er underestimerede i 4-års perioden.

4.3 Metoder og modelopsætning

Herunder er der angivet en beskrivelse af metoden, som er brugt for at analysere badevand.

Mens den hydrodynamiske model beregner spredning og fortynding, beregner DHIs procesmodel MIKE ECO Lab, hvordan bakterierne henfalder, afhængigt af saltholdighed, vandtemperatur og lyspåvirkning.

Saltholdighed og vandtemperatur beregnes i den hydrodynamiske model, mens lyspåvirkning inkluderes som en tvangsfunktion og dermed indgår i MIKE ECO Lab modelleringen. Der benyttes modellerede solindstrålinger (ligeledes fra StormGeos meteorologiske model, www.stormgeo.com), samt en antagelse om sigtddyben.

Tabel 4-2 Beregning af henfald for *E. coli*.

Henfalds- ligning	$C = C_0 \cdot e^{-k \cdot t}$ hvor $k = k_m + K_I \cdot I_I$	C = aktuel koncentration [ml^{-1}] C_0 = begyndelseskoncentration [ml^{-1}] I_I = aktuel lysindstråling i vandet [$\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$] t = tiden [h]
Mørke	$k_m = a_T \cdot T - k_{m0}$	T = aktuel vandtemperatur [$^{\circ}\text{C}$] $a_T = 0,002425$ [$\text{h}^{-1} \cdot ^{\circ}\text{C}^{-1}$] $k_{m0} = 0,00826$ [h^{-1}]
Lys	$K_I = S_m \cdot (b_T \cdot T + K_{I0}) / (a \cdot S_m - (a-1) \cdot S)$	T = aktuel vandtemperatur [$^{\circ}\text{C}$] S = aktuel saltholdighed [psu] $S_m = 34,5$ [psu] $a = 1,54$ [-] $b_T = 0,133 \cdot 10^{-3}$ [$\text{m}^2 \cdot \text{W}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \cdot ^{\circ}\text{C}^{-1}$] $K_{I0} = 2,124 \cdot 10^{-3}$ [$\text{m}^2 \cdot \text{W}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$]

Den benyttede henfaldsligning for *E. coli* er taget fra /3/ og er beskrevet i Tabel 4-2. I beregningen af den aktuelle lysindstråling i vandet indgår udover ovennævnte solindstråling også sigtddyben, som er sat til 0,5 m. Sigtdybd i Københavns Havn er typisk noget større. Når sigtdybden alligevel sættes lavt, bunder det i to antagelser: 1) Beregningen bliver mere konservativ og 2) Sigtdybden forventes at være noget mindre i forbindelse med overløb grundet udledning af suspenderet stof og opløst organisk materiale.

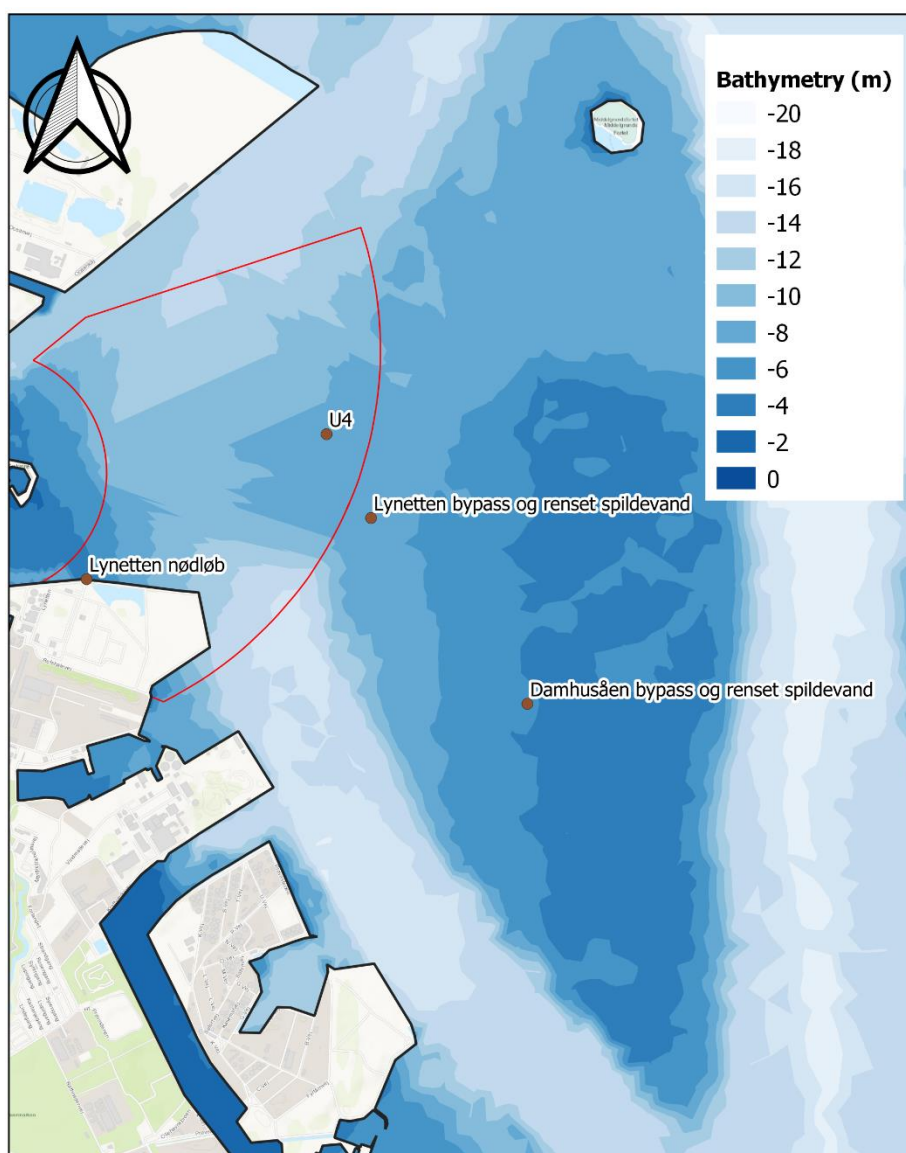
Anlæggelse af Lynetteholm vil betyde, at de nuværende to udledninger, Lynetten nøddudløb og U4, flyttes, da den nuværende placering vil være på land, når Lynetteholm bygges (Figur 4-5). Desuden vil det nuværende udløb for Lynetten bypass og rensat spildevand formodentlig komme til at ligge alt for tæt på den nye kystlinje ved Lynetteholm.

De nye udledningssteder skal placeres, så der ikke er risiko for potentielt at påvirke badevandskvaliteten på de nærliggende badestrande eller forurene områder, hvor der dyrkes eller samles muslinger eller tang, samt hvor der i fremtiden potentielt vil kunne etableres nye badesteder langs Lynetteholms periferi. Derudover vil anlæg af Lynetteholm betyde ændringer i vandudskiftning og strømforhold i havnen og derfor en mulig ændret påvirkning af badevandskvaliteten på de eksisterende badesteder.

Der er derfor gennemført en undersøgelse med fokus på at vurdere de nuværende og fremtidige forhold og ud fra modelleringsresultater at foreslå nye placeringer af nøddudløb og udløb fra Lynetten, samt at vurdere badevandskvaliteten på nuværende badelokaliteter i Københavns Havn og potentielle badelokaliteter på Lynetteholm. Beregningerne af badevandskvalitet har taget udgangspunkt i Hovedforslag 2 og med forskellige flytninger af udløbet fra Lynetten. Der er i den forbindelse gennemregnet 3 scenarier, hvad angår udflytning. for de forskellige forslag.

Det er særligt i forbindelse med overløbshændelser, hvor renseanlæg og overløb udleder fortyndet urensset spildevand, at der er størst risiko for påvirkning af badevandet. Spredningen af bakterierne afhænger af vind- og strømforhold under hændelsen og af tidspunktet på året.

De hydrodynamiske forhold bliver modelleret med en MIKE 3D model, der beskriver strømforholdene omkring udløbet og i havnen. Den hydrodynamiske model kobles med en økologisk model (MIKE ECO Lab), der beskriver de fækale bakteriers (*E. coli* og enterokokker) spredning og nedbrydning. Spildevandsudløb i modellen omfatter et konstant normalt udløb og overløbshændelser, hvor der udledes urensset spildevand.



Figur 4-5 Nuværende udløb fra Lynetten og U4.

Som grundlag for vurderingen af udledningernes effekt på badevandskvaliteten benyttes ”**Bekendtgørelse om badevand og badeområder (917/2016)**” som beskrevet i /3/. I bekendtgørelsen opereres med 4 klassificeringer. For de marine områder gælder nedenstående:

- **Udmærket badevandskvalitet:** Både Enterokokker og *E. coli* skal være under 100 enterokokker/100ml, henholdsvis 250 *E. coli*/100ml i mere end 95% af tiden.
- **God badevandskvalitet:** Både Enterokokker og *E. coli* skal være under 200 enterokokker/100ml, henholdsvis 500 *E. coli*/100ml i mere end 95% af tiden.
- **Tilfredsstillende badevandskvalitet:** Både Enterokokker og *E. coli* skal være under 185 enterokokker/100ml, henholdsvis 500 *E. coli*/100ml i mere end 90% af tiden.
- **Ring badevandskvalitet:** Hvis de mikrobielle (*E. coli* og enterokokker) målinger er ringere end kravværdierne til *Tilfredsstillende* badevandskvalitet.

Som ved tidligere undersøgelser vurderes resultaterne i denne rapport i forhold til klassificeringerne *god badevandskvalitet* og *udmærket badevandskvalitet* (/3/).

Et afgørende krav til beregning af badevandskvaliteten er kravet om, at det er de sidste 4 års badevandssæsoners samlede badevandsanalyser, der ligger til grund for den endelige

klassificering af badevandet. Københavns Kommunes officielle badevandssæson er fra 1. juni til 15. september, og den er anvendt i modelberegninger og videre analyser udarbejdet i denne rapport. Data for badesæsonen 2019 er endnu ikke kvalitetssikret, hvorfor perioden 2015-2018 er benyttet i beregningerne.

Et badested benævnes i denne rapport som havende *God badevandskvalitet*, når ovenstående krav opfyldes for badevandssæsonen. Det vil sige, når grænseværdierne for *God badevandskvalitet* ikke overskrides i mere end 5% af badevandssæsonen. Et badested med *God badevandskvalitet* kan derfor godt have én eller flere hændelser, hvor grænseværdierne for *God badevandskvalitet* overskrides, og badning derfor bør frarådes i kortere eller længere tid, men samlet set ikke overskrider grænseværdierne i mere end 5% af tiden.

I vurderingen af, om Lynettens og Damhusåens udledninger påvirker badevandskvaliteten, ses både på udledningernes påvirkning isoleret set, samt på deres effekt sammen med eventuelle andre kilders samtidige bidrag, dvs. den akkumulerede effekt. Øvrige bakteriekilder, der er inkluderet i modellen, er overløb til Københavns Havn og Svanemøllebugten. Udledninger fra Forsyning Tårnby er ikke medtaget i beregningerne.

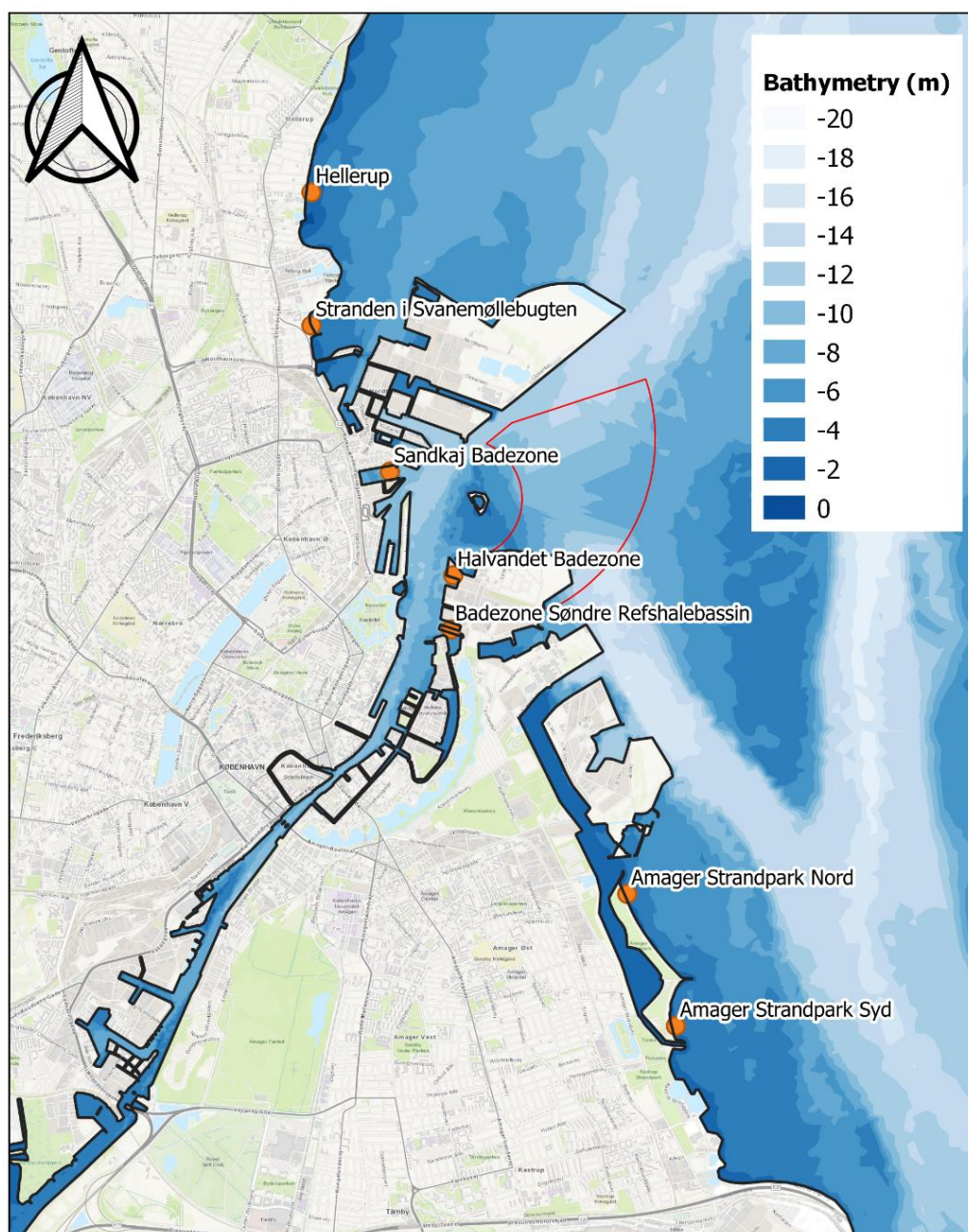
Vurdering af badevandskvaliteten på baggrund af kvalitetskravene kan ske på to måder.

- Kvaliteten kan vurderes på baggrund af, om bakteriekoncentrationerne på et givent sted overhovedet **overstiger grænseværdierne** for en given kvalitet. Det vil sige, om bakteriekoncentrationerne overstiger 100 enterokokker/100ml eller 250 E. coli/100ml for *Udmærket badevandskvalitet* eller 200 enterokokker/100ml eller 500 E. coli/100ml for *God badevandskvalitet*. Hvis det sker, benævnes det som en **overskridelse af grænseværdierne for God/Udmærket badevandskvalitet**.
- Derudover vurderes det, hvor længe eventuelle overskridelser varer. Varer de mindre end 5% af tiden, kan badestedet opnå **klassifikationen God/Udmærket badevandskvalitet** iht. "Bekendtgørelse om badevand og badeområder".

Det skal nævnes, at de grænseværdier, som er angivet for de forskellige klassifikationer, er den statistiske værdi, som beregnes på basis af alle badevandsprøver indsamlet på et badested over 4 år. Mange kommuner benytter ofte den statistiske grænseværdi til at vurdere en øjebliksværdi.

Der tages udgangspunkt i en række udvalgte badesteder, se Figur 4-6. For disse vurderes badevandskvaliteten generelt baseret på alle kilder og i forhold til både *God* og *Udmærket badevandskvalitet*.

Der er ikke inkluderet potentielt nye og specifikke badesteder langs periferien af Lynetteholm, men der er fokus på at vurdere den fremtidige badevandskvalitet langs periferien.

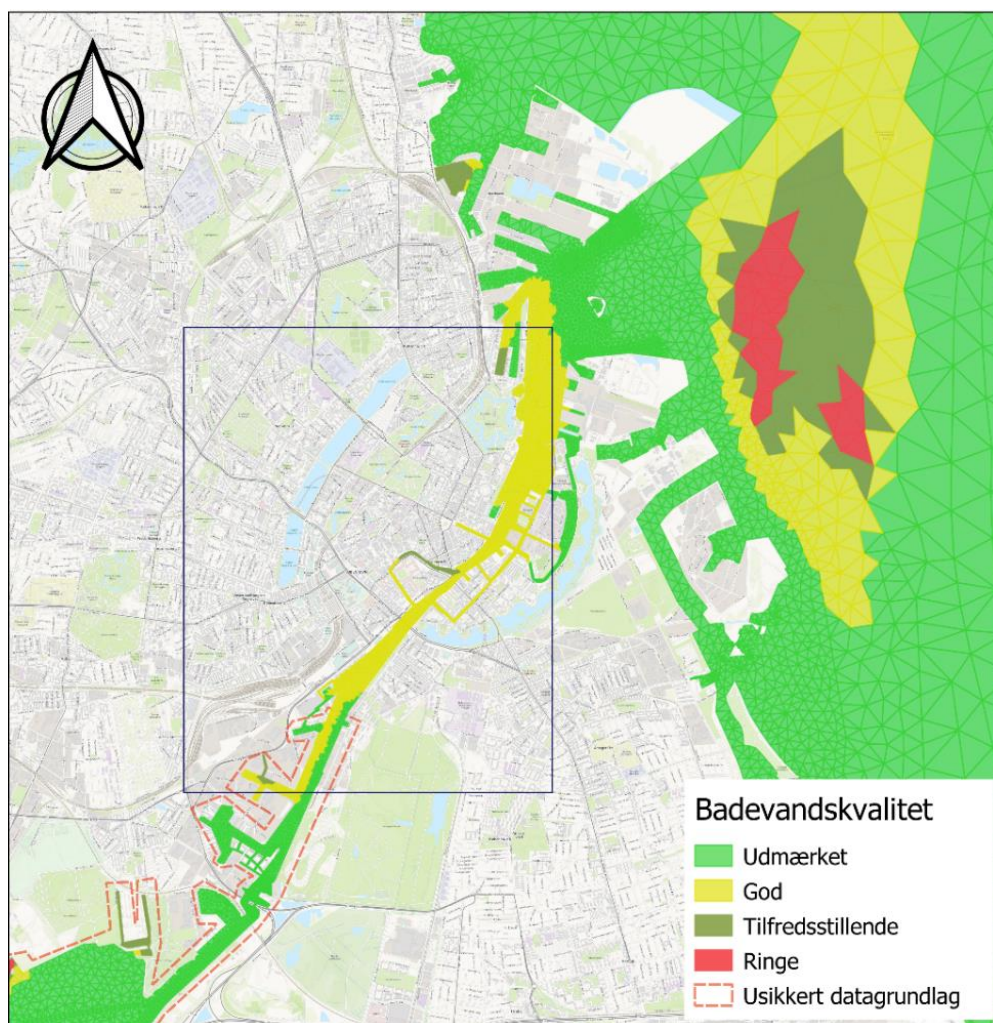


Figur 4-6 Placering af 7 af Københavns Kommunes badesteder.

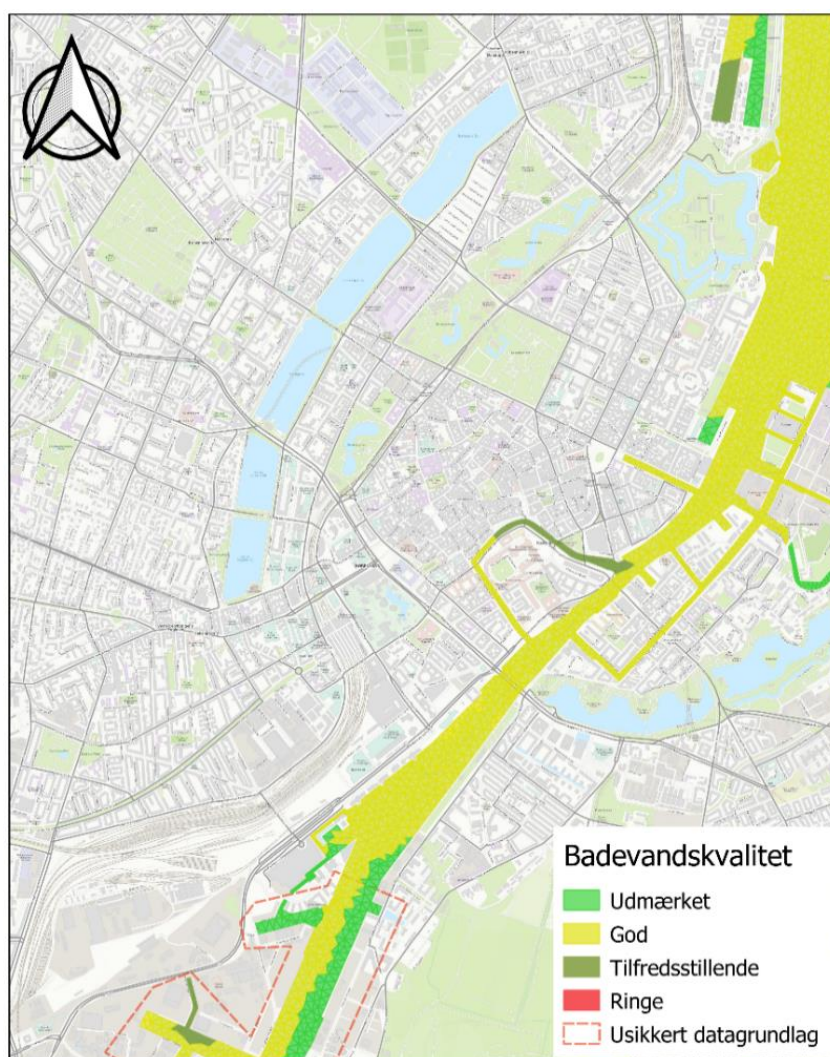
4.4 Modelresultater

Resultaterne af modellering af badevandskvalitet er rapporteret herunder. Modelleringen af badevandsforholdene medførte en iterativ proces for at finde en optimal placering af udledningen fra Lynetten, inkl. udledning fra anlæggets nødoverløb. Den valgte løsning er vist i Figur 4-7, og placeringen er også fastholdt i modelleringen af vandkvaliteten.

Badevandskvaliteten på de eksisterende strande, samt kvaliteten langs den nye Lynetteholm, er som tidligere nævnt særdeles afhængige af placeringen af de udledningspunkter, som grundet bygningen af Lynetteholm skal flyttes. Det gælder primært udledningerne fra Lynetten, som på nuværende tidspunkt har to placeringer, samt udledning fra U4 (Figur 4-5 og Figur 4-9). Påvirkningerne fra de eksisterende udledninger er vist i nedenstående figurer.



Figur 4-7 Badevandskvaliteten i området omkring Københavns Havn i basistilstanden.



Figur 4-8 Badevandskvaliteten i den indre havn i basistilstanden.

Hvis Lynettens nødoverløb ikke flyttes, vil det og U4 ligge inde i Lynetteholm, og derfor skal begge flyttes ud. I et første scenario er begge udløb flyttet ud i nærheden af periferien af Lynetteholm, og nødoverløbet er koblet sammen med Lynettens ordinære udløb og bypass, så der kun er et fælles udledningspunkt for Lynetten. Udledningerne fra Damhusåens renseanlæg er uændrede i alle scenarier, og udledningerne fra Tårnby er ikke medtaget i hverken scenarierne eller i baseline.

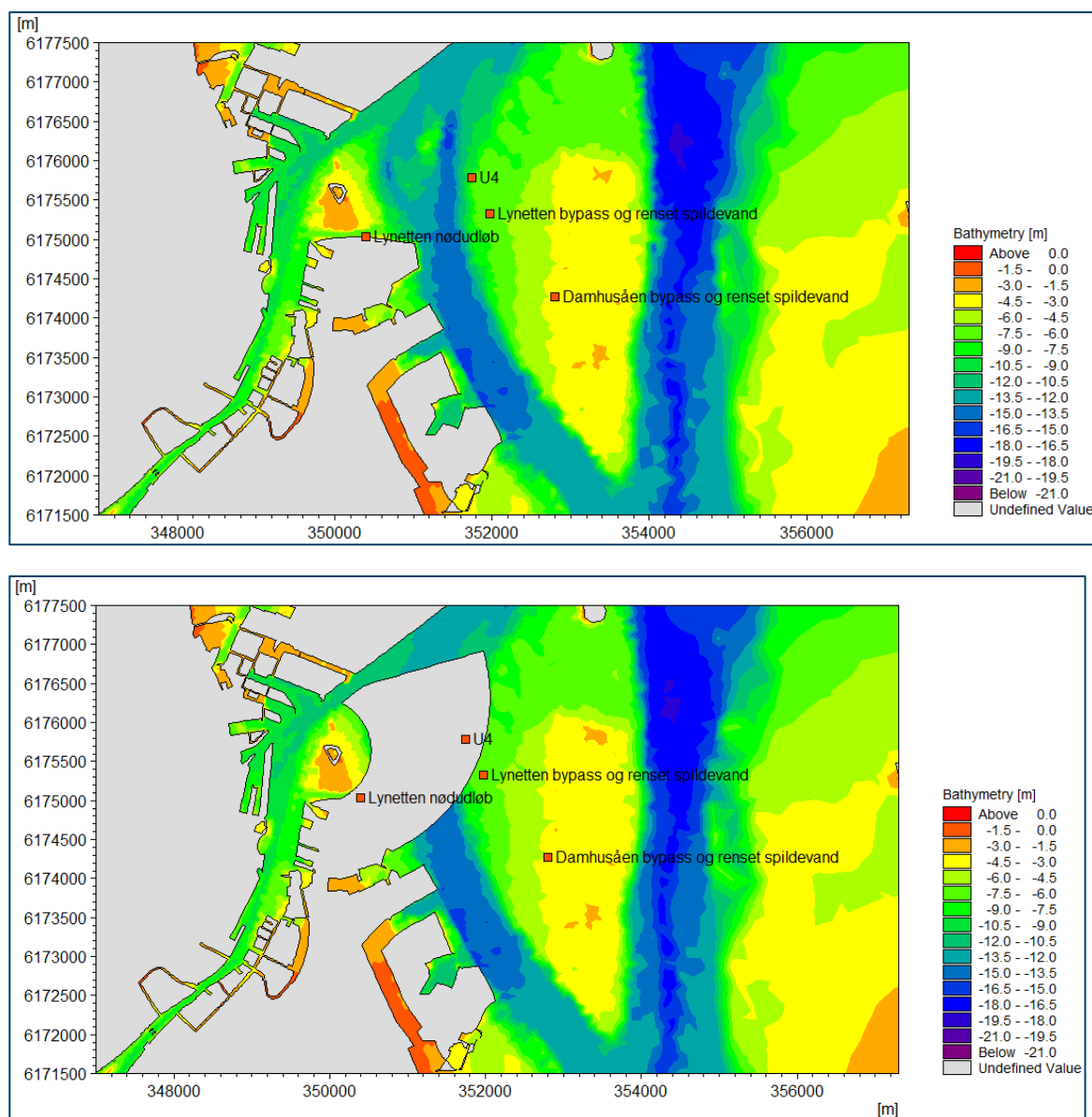
I det andet scenario er både U4 og Lynettens udløb flyttet ca. 600 m ud fra den kommende periferi (Figur 4-13), mens et tredje scenario har testet muligheden for at flytte begge udløb tættere på Lynetteholm (ca. 500 m) (Figur 4-14). Sidstnævnte placering har ligget til grund for en endelig beregning af den kommende badevandskvalitet i området, og det er også den placering, som er brugt til modellering af vandkvaliteten.

Usikkerhederne knyttet til Damhuså-modellen, som angivet i afsnit 4.2.1, betyder, at den beregnede klassifikation af vandkvaliteten i Kalveboderne og et stykke op i havnen formentlig er for optimistisk. Hvorvidt klassifikationen er en klasse for høj – eller måske 2 klasser for høj – er det desværre ikke muligt at kvantificere.

Indikationen "usikkert datagrundlag" på vandkvalitetskortene indikerer, hvor underestimeringen af bakteriebelastningen fra Damhusåen vurderes at påvirke resultaterne, jfr. afsnit 4.2.1.

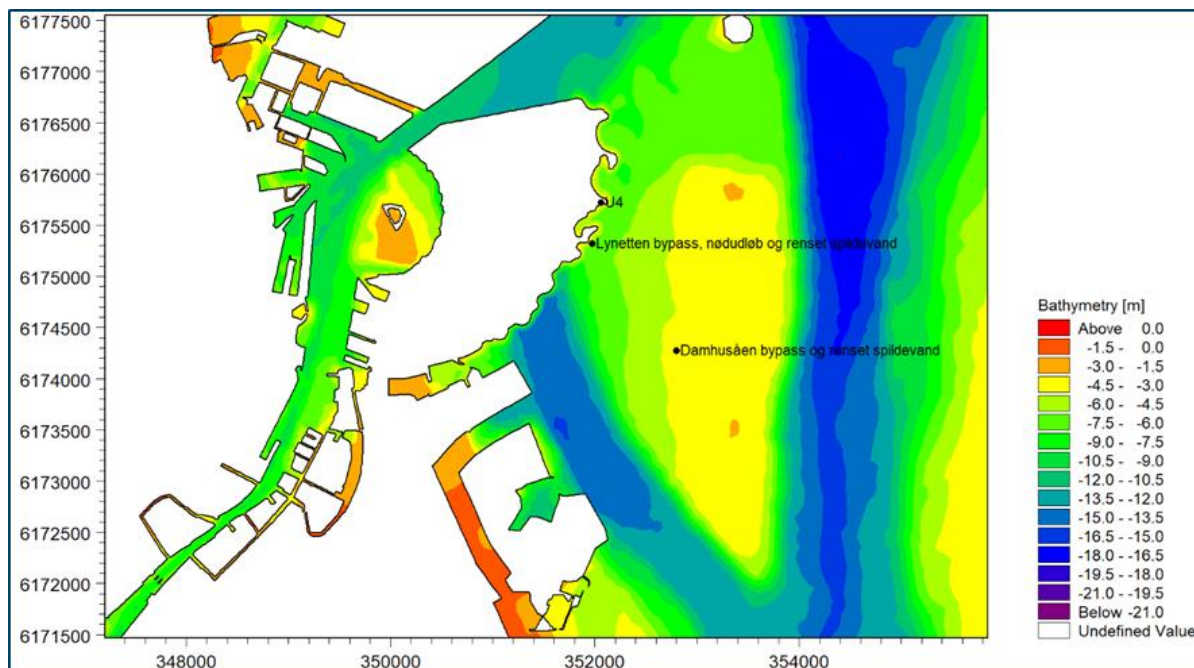
Tabel 4-3 Oversigt over overløbsfrekvenser for de forskellige udløbspunkter, 2015 – 2018, i badesæsonen 1. juni til 15. september.

Bygværk	2015	2016	2017	2018
Lynetten bypass	22	14	28	11
Lynetten nødoverløb	0	1	3	2
U4	12	11	19	7
Damhusåens bypass	24	18	29	12

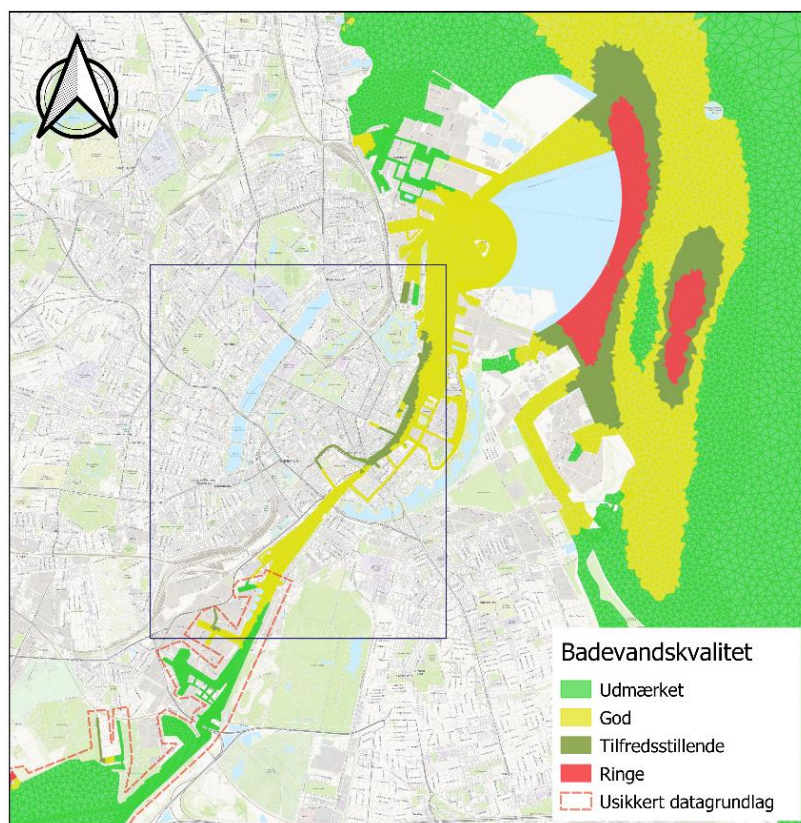


Figur 4-9 Oversigt over den nuværende placering (øverst) af de 4 udledninger, der kommer fra hhv. Lynetten (3 punkter) og Damhusåens udledning (1 punkt), samt deres placering i forhold til Lynetteholm (uden proceslandskab). Der er pt ikke behov for at flytte på udledningen fra Damhusåen.

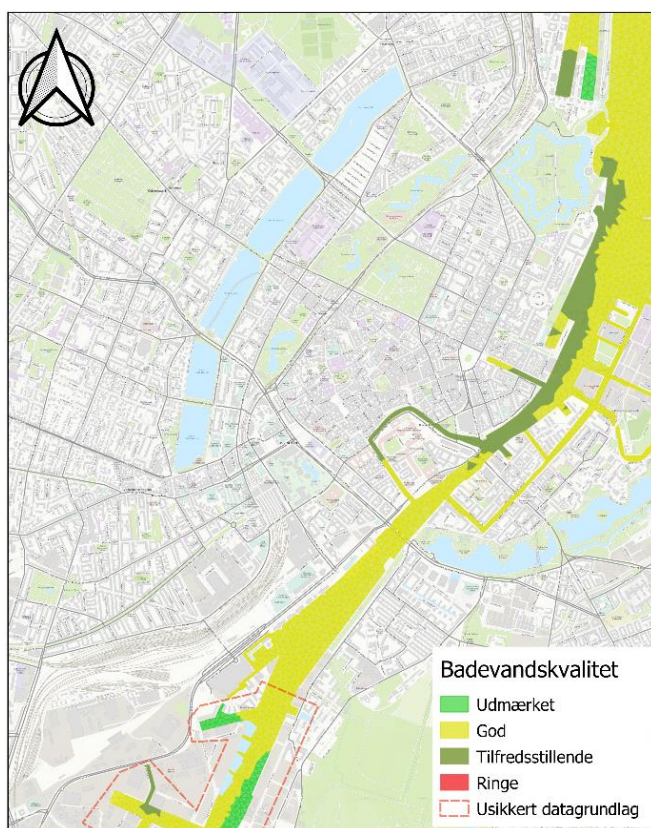
I scenariet, hvor Lynettens udledninger samt U4 er placeret lige ud for Lynetteholm (Figur 4-10), er resultatet, at der ikke vil kunne opretholdes en god/udmærket badevandskvalitet langs Lynetteholm, samt at der vil være påvirkninger inde i havnen (fx i Slotsholmskanalen og nord for Slotsholmskanalen, som det fremgår af Figur 4-11 og Figur 4-12).



Figur 4-10 Placering af Lynettens to fremtidige udløb (Scenarie 1), hvor U4 er flyttet ud i havet, og hvor nødoverløbet er lagt sammen med Lynettens nuværende udløb og bypass.

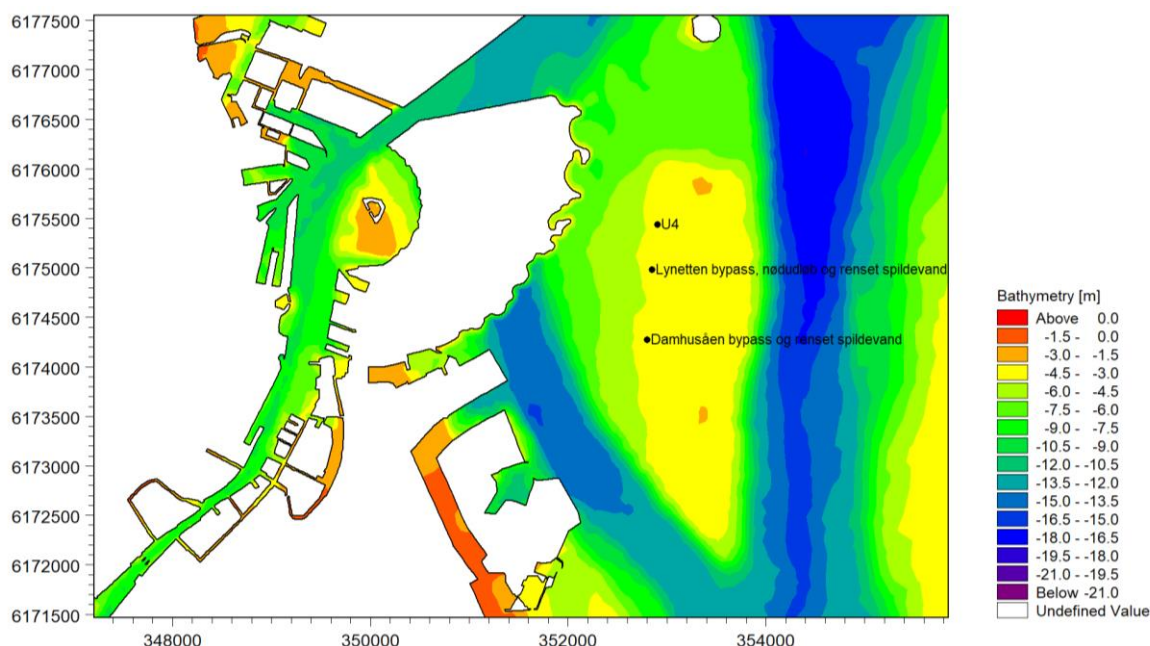


Figur 4-11 Scenarie 1: Badevandskvalitet ved udledninger, svarende til placeringer af udledningerne ved Lynetteholms periferi.



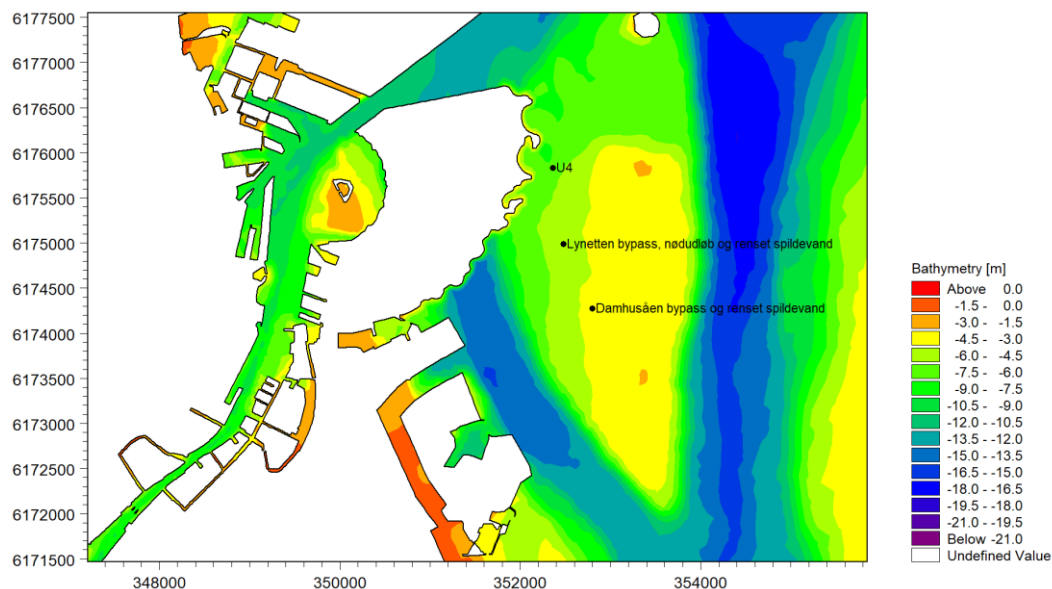
Figur 4-12 Scenarie 1: Badevandskvalitet ved udledninger, svarende til placeringer af udledningerne ved Lynetteholms periferi, indre havn.

Resultaterne fra det første scenarie viser tydeligt, at de samlede Lynette-udledninger og U4 må flyttes længere væk fra kysten for at sikre mindst god badevandskvalitet ved de eksisterende badepladser, samt eventuelt nye badepladser på den østlige side af Lynetteholm. Dette er belyst i scenarie 2, hvor de to udledninger er flyttet ca. 600 meter væk fra land. Den nye placering ses i Figur 4-13. Her er resultatet gode badevandsforhold langs Lynetteholm og ved de eksisterende badesteder. En havledning på 600 m er imidlertid vurderet at kunne gøres kortere, hvorfor der er udført yderlige beregninger, se afsnittet herunder.

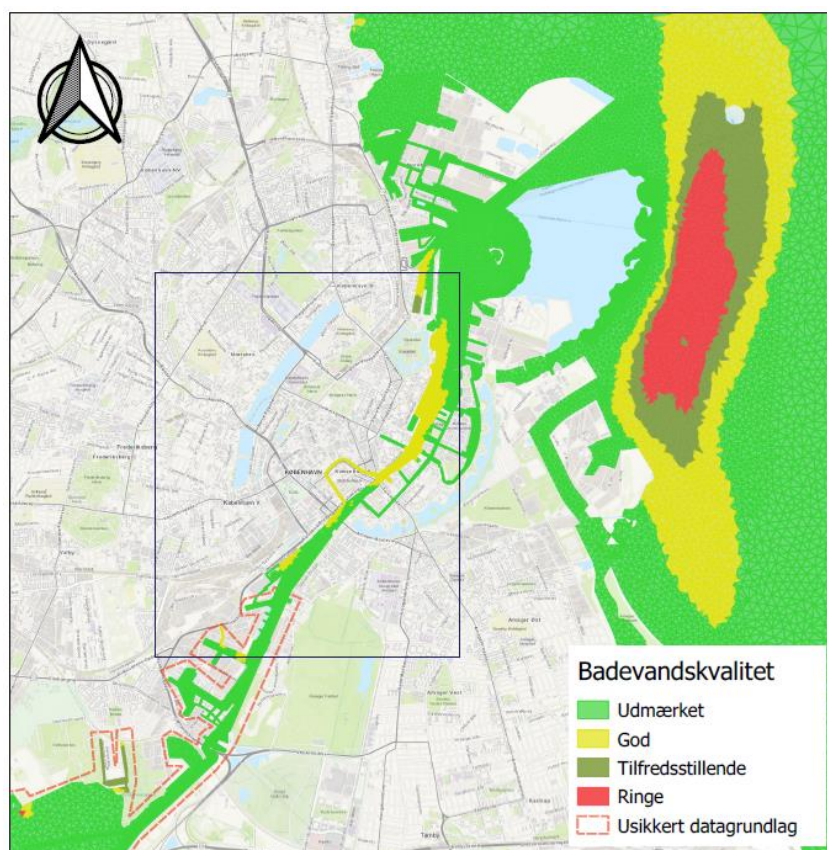


Figur 4-13 Placering af Lynettens to fremtidige udløb (scenarie 2), hvor både U4 og Lynettens nuværende udløb er flyttet længere ud. Der er ikke vist yderligere figurer af badevandskvaliteten for scenarie 2.

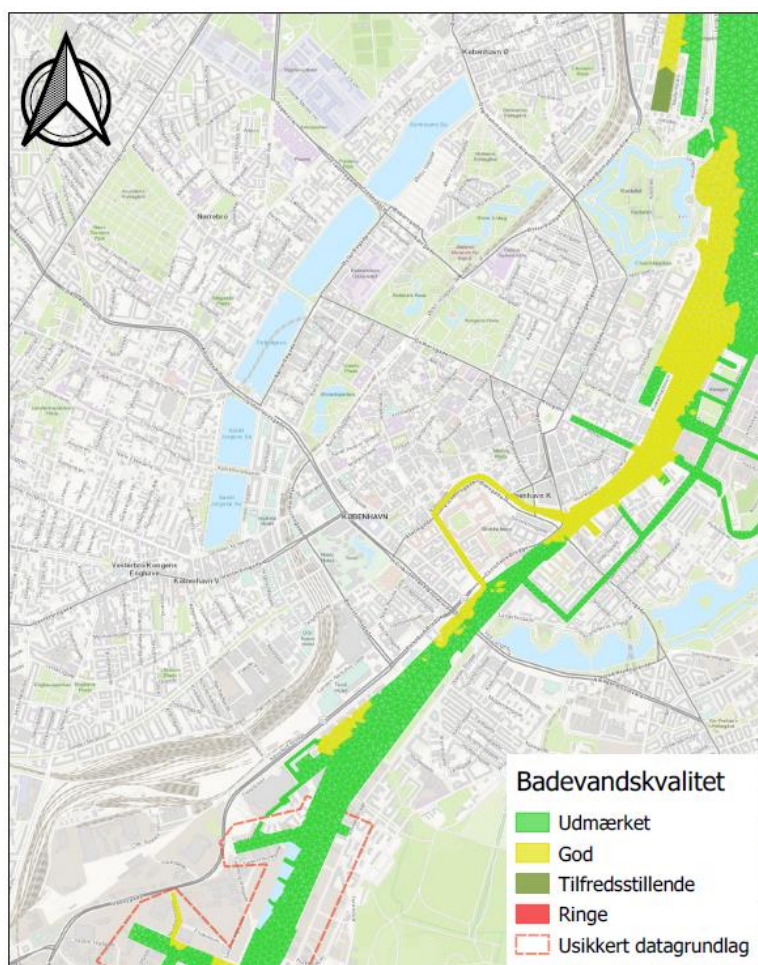
I scenarie 3 er både Lynettens kombinerede udløb og U4 flyttet tættere på land, som vist i Figur 4-14, og badevandsforholdene på alle eksisterende badesteder samt potentielle steder langs Lynetteholm vil alle have en god/udmærket klassifikation, hvilket fremgår af Figur 4-15 og Figur 4-16.



Figur 4-14 Scenarie 3: Placering af Lynettens to fremtidige udløb, hvor placeringen af begge udløb efter en iterativ modellering er flyttet nærmere Lynetteholm, men stadig i en afstand, hvor badevandskvaliteten langs Lynetteholm er udmærket.



Figur 4-15 Scenarie 3: Badevandskvalitet ved udledninger, svarende til placeringer af udledningerne ca. 500 meter fra Lynetteholms periferi.



Figur 4-16 Scenario 3: Badevandskvalitet ved udledninger, svarende til placeringer af udledningerne ca. 500 meter fra Lynetteholms periferi, indre havn.

Ud fra de forskellige scenerier vil scenarie 3 give tilfredsstillende forhold for eksisterende og eventuelt nye strande langs Lynetteholm, med en optimeret placering af en havledning, og således at der med baggrund i de eksisterende data kan opnås udmærket badevandskvalitet flest mulige steder. I forhold til referencescenariet (basistilstanden) vil scenarie 3 desuden give bedre badevandsforhold langs flere strande. Den endelige placering af U4 og Lynettens udløbspunkt kan sandsynligvis optimeres yderligere for at finde den bedste fremtidige placering med den kortest mulige havledning og derved også den billigste løsning.

5 Vandkvalitet

I dette afsnit vil vandkvaliteten i Københavns Havn og omkring Lynetteholm blive vurderet. Følgende underafsnit gennemgår modelbeskrivelse, metoder og data samt modelopsætning og resultater.

5.1 Modelbeskrivelse

Til vurdering af vandkvaliteten i Københavns Havn og omkring Lynetteholm opstilles en 3D-biogeokemisk model, der beskriver biologiske processer i det marine økosystem, heriblandt iltforhold, primærproduktion og lystilgængelighed ned gennem vandsøjlen, samt deres variation i tid og rum. Den biogeokemiske model er beskrevet i nedenstående afsnit.

5.1.1 Biogeokemisk model

Den biogeokemiske model er sat op med MIKE 3 FM (version 2019 Gold) samt det numeriske 3D-ligningsværktøj MIKE ECO Lab, som beregner de relevante biogeokemiske processer og tilhørende ændringer i fx koncentrationsniveauer. Den biogeokemiske model har en integreret transportmodel (AD) og bygger videre på den hydrodynamiske 3D-model (se afsnit 4.1.1), hvor salinitet, vandtemperatur, udløb fra kilder, strømforhold, samt vandstande indgår i modelleringen. Hovedkomponenterne (tilstandsvariablene) og processerne, der påvirker vandkvaliteten, er beskrevet i den biogeokemiske model, herunder fx eksterne faktorer som meteorologi og næringsstofftilførsel. Modellen simulerer omsætningen af organisk materiale og næringssalte både i vandsøjlen (den pelagiske fase) og på havbunden og i sedimentet (den benthiske fase). Den pelagiske fase inkluderer fytoplankton og næringssalte, og den benthiske fase omfatter organiske og uorganiske puljer af næringsstoffer i sedimentet, samt udvekslingen af næringssalte mellem de to faser. På havbunden modelleres derudover vækst og biomasse af bundvegetation, heriblandt ålegræs. Modellen er sat op til at simulere en tidsperiode på 3 år (2014-2016), og alle inputdata dækker således denne periode.

Randdata anvendt i den biogeokemiske model er fra en regional biogeokemisk model (DKBS2) med grovere opløsning end modellen benyttet i dette studie. Den regionale model dækker f.eks. hele Øresund og Østersøen, og modellen er opstillet og kalibreret/valideret af DHI.

Data for solindstråling er beregnet på baggrund af data om skydække og er i modellen inkluderet som en tidsserie, der dækker hele Øresund.

Arealfordelt atmosfærisk deposition af nitrogen er inkluderet i modellen, og data er leveret af Århus Universitet.

Som en del af den biogeokemiske model indgår resuspension af organisk og uorganisk materiale. Resuspensionen estimeres på baggrund af forskydningsspænding på havbunden, baseret på data fra en bølgemodel (MIKE SW) af signifikant bølgehøjde, bølgeperiode og gennemsnitsbølgeretning, samt dybdeintegrerede strømforhold fra 3D-modelresultaterne.

5.2 Metoder og data

I modelberegningerne til vandkvaliteten indgår de 3 typer af udledninger samt kildedata som angivet i afsnit 4.2. For at kunne bruge kildestyrker i modelleringen er der gennemført en vurdering af de kildestyrker, der indgår i vandkvalitetsmodelleringen.

5.2.1 Koncentration af næringssalte

Vandkvalitetsberegningerne er beregnet på basis af næringssaltniveauer, som enten er målt eller modelleret. Desuden er alle punktkilder påtrykt en næringssaltbelastning, som er angivet herunder i Tabel 5-1.

Tabel 5-1 Koncentrationer af totalt kvælstof (TN) og fosfor (TP) i udledningskilderne.

Udledningskilde	Type	Total N (mg/l)	Total P (mg/l)
Lynetten	Renset	5,55	0,62
	Bypass	41,98	6,17
Damhusåen	Renset	5,64	0,48
	Bypass	21,71	3,95
Overløb (Kbh. og Svanemøllen)	Overløb	8,5	1,6

5.3 Metoder og modelopsætning

Den biogeokemiske model anvendes til at vurdere vandkvaliteten i Københavns Havn samt i området omkring Lynetteholm. Den biogeokemiske model er sat op for en treårig periode (2014-2016), så modellen omfatter så varierede meteorologiske forhold som muligt og dermed giver et solidt grundlag for vurderingen af vandkvaliteten ved anlæggelse af Lynetteholm. Modelinput-data dækker ligeledes denne periode.

Initialbetingelser for bundvegetationen og sedimentkoncentrationer af næringssalte er estimeret ved at køre en MIKE ECO Lab model med initial biomasse og næringsstofkoncentrationer for hele modelområdet baseret på modeldata fra den regionale model, der også er benyttet til randbetingelser. Til estimering af sediment-initialbetingelserne er den samme MIKE ECO Lab model genkørt i tre år med henblik på at opnå stabiliserede sedimentværdier. Dette er en tilgang, som DHI benytter i mange modelopgaver af denne type.

Da der ikke findes måledata for de biogeokemiske kalibreringsparametre i modelområdet for Lynetteholm i den modellerede periode (2014-2016), er den biogeokemiske model til vurdering af vandkvaliteten for Lynetteholm valideret på baggrund af den større regionalmodel, som er udarbejdet hos DHI. Regionalmodellen er kalibreret og valideret mod målte data i Øresund og tilstødende kystvande i perioden 2002-2016.

Den anvendte model for Københavns Havn og området omkring Lynetteholm anvender samme biogeokemiske modelopsætning og konstanter, som benyttes i en modeludvikling, der indgår i Miljøstyrelsens modelarbejde bag de kommende vandområdeplaner (vandområdeplanerne 2021-2027). Disse modeller er opstillet og kalibreret/valideret for perioden 2002-2016 for en række lokalområder i de danske kystvande. Til dette projekt er modellen dækkende Lynetteholm blevet analyseret i forhold til modellerede tidsserier i regionalmodellen ud fra to stationer i modelområdet. Her er disse to tidsserier blev sammenlignet med regionalmodellen (DKBS2 calib51). De to stationer inkluderer en station med en lokalitet i Øresund, hvor der er overlap med regional-

modelområdet og en station med en lokalitet i selve Københavns Havn, hvor kun Lynetteholm-modelområdet dækker. Tidsseriesammenligningerne er præsenteret i bilag A.

Der er opstillet en baseline-simulering uden Lynetteholm repræsenterende den nuværende situation samt to scenarie-situationer med Lynetteholm (Hovedforslag 1 og Hovedforslag 2). En vurdering af effekten af tilstedeværelsen af Lynetteholm baserer sig på, om der kommer markante forskelle i koncentrationer af klorofyl-a, ilt- og lysforhold samt ålegræsbiomasse mellem den nuværende baseline og den fremtidige scenarie-situation med Lynetteholm.

5.4 Modelresultater

Vandkvaliteten i Københavns Havn og de tilstødende områder omkring Lynetteholm vurderes for to scenarier: Hovedforslag 1 uden landskab samt Hovedforslag 2 med landskab på østsiden. De to scenarier sammenholdes mod en baseline, som illustrerer betingelserne uden etablering af øen. Resultater for de pelagiske parametre er vist som dybdemidlede værdier (de første 10 lag) og for alle parametre som gennemsnitsværdier for de tre modelår (2014-2016).

5.4.1 Baseline, Hovedforslag 1 og Hovedforslag 2

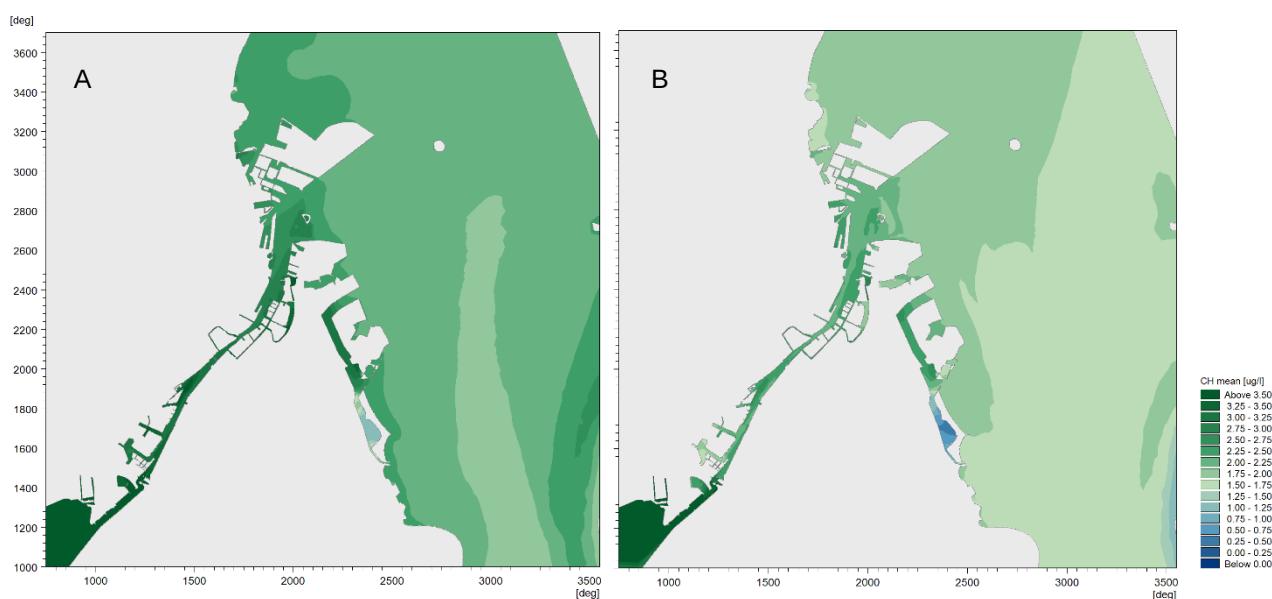
I nedenstående afsnit vises en række figurer, som behandler vandkvaliteten og de forventede påvirkninger fra udbygning af Lynetteholm. Ud over de i forrige afsnit nævnte variable vises der også gennemsnitsværdier for sommermåneder (2014-2016) for klorofyl-a og ilt (maj-september), sigtdybde (marts-september) og ålegræs (august), samt vintermåneder for uorganiske næringssalte (januar, februar, december).

Ved etablering af Lynetteholm vil der ske ændringer i vandkvaliteten grundet ændret vandskifte i dele af havnen, samt at nogle af udledningskilderne flyttes. Dermed vil der opstå områder med ændrede biogeokemiske forhold og dermed en mulighed for ændrede iltkoncentrationer på havbunden, ændringer i koncentrationer af klorofyl-a, ændringer i lys gennem vandsøjlen samt ændringer i ålegræsbiomassen. Modelresultaterne viser, at der er områder, hvor koncentrationen af klorofyl-a stiger, mens den falder i andre områder. Samlet set viser modelresultaterne imidlertid, at effekten ved etablering af øen forventes at være relativt lille, og at eventuelle stigninger i koncentrationer i et område modsvares af et fald i koncentrationer i andre områder.

I de efterfølgende underafsnit vises modelresultater i figurer for baseline-modelresultater samt ændringer ved de to hovedforslag for klorofyl-a, ilt, sigtdybde, nitrat, fosfat og ålegræs. Figurerne i hvert underafsnit repræsenterer dels baseline-forholdene og dels forskellen mellem baseline og Lynetteholm med og uden landskab.

5.4.1.1 Klorofyl-a ($\mu\text{g/l}$)

Figur 5-1 viser modellerede baseline-dybdemidlede koncentrationer af klorofyl-a ($\mu\text{g/l}$) uden implementering af Lynetteholm-øen. Årlige dybdemidlede koncentrationer (Figur 5-1A) varierer mellem minimumskoncentrationer på 0,9 $\mu\text{g/l}$ ved Amager Strand og op til 11 $\mu\text{g/l}$ i Kalveboderne og den sydlige del af havneløbet. Ved Trekroner er de modellerede baseline-koncentrationer mellem 2,4 – 3,0 $\mu\text{g/l}$ i vest samt omkring 2,2 – 3 $\mu\text{g/l}$ på østsiden. For sommermånederne (Figur 5-1B) varierer klorofyl-a mellem minimumskoncentrationer på 0,5 $\mu\text{g/l}$ ved Amager Strand og maksimumkoncentrationer op til 15 $\mu\text{g/l}$ i Kalveboderne. I området omkring Trekroner varierer koncentrationer af sommerklorofyl-a mellem 1,8 – 2,3 $\mu\text{g/l}$, med de højeste koncentrationer på den vestlige side af Trekroner. Inde i Københavns Havn varierer sommerkoncentrationer og årlige koncentrationer mellem 2,8 - 4 $\mu\text{g/l}$ (årligt) og 2 - 3 $\mu\text{g/l}$ (sommer).



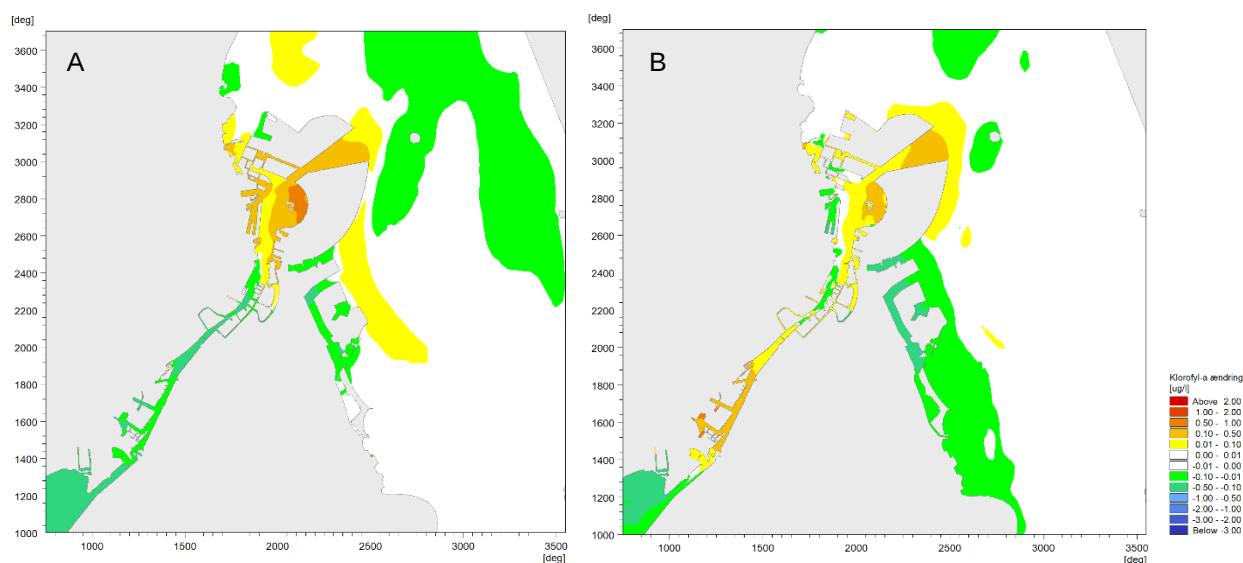
Figur 5-1 Dybdemidlet **klorofyl-a**, µg/l, årligt (A) og sommer (B, maj-september) for baseline over en treårig periode (2014-2016).

Hovedforslag 1, layout

Ændringer i sommerkoncentrationer og årlige koncentrationer af klorofyl-a er præsenteret i Figur 5-2. Ved implementering af Hovedforslag 1 (layout uden landskab) viser modellen, at koncentrationer af klorofyl-a i nogle områder reduceres og i andre lokale områder øges. I området mellem Trekroner og Lynetteholm viser modellen, at årlige minimum- og maksimumkoncentrationer af klorofyl-a øges med 0,2 - 0,5 µg/l. Dette er en lokal ændring svarende til 7 - 23% i forhold til baseline i samme lokale område. Omkring den nordlige del af Lynetteholm modelleres de årlige koncentrationer af klorofyl-a at øges med 0,1 - 0,2 µg/l, svarende til en lokal ændring på 4 - 7% i forhold til baseline.

På østsiden af Lynetteholm viser modellen, at årlige koncentrationer af klorofyl-a øges med $\leq 0,04$ µg/l, hvilket er en stigning på $\leq 2\%$ sammenholdt med baseline. Ud for den sydlige del af øen og ved den nordlige del af Amager Strand viser modellen, at årlige koncentrationer af klorofyl-a reduceres med omkring 0,06 µg/l, svarende til en 3 - 7% reduktion sammenholdt med baseline. Årlige koncentrationer inde i Københavns Havn forventes at blive reduceret mellem 0,14 - 0,24 µg/l svarende til en reduktion på 5 - 6% sammenholdt med baseline.

For ændringer i sommerkoncentrationer af klorofyl-a ved implementering af Hovedforslag 1 (Figur 5-2B) viser modellen, at klorofyl-a øges med 0,1-0,02 µg/l i området mellem Trekroner og Lynetteholm-øen (5-11% stigning i forhold til baseline), og omkring 0,1 - 0,2 µg/l ud for den nordlige del af øen, svarende til en stigning på 4 - 11% sammenholdt med baseline. På østsiden af Lynetteholm-øen viser modellen, at sommerklorofyl-a vil stige med 0,01 - 0,02 µg/l. Dette er en ændring på cirka 1% sammenlignet med baseline. Ved Amager Strand forventes det, at sommerklorofyl-a reduceres med 0,04 - 0,1 µg/l, svarende til 5 - 10% i forhold til baseline. Inde i Københavns Havn forventes det, at sommerklorofyl-a øges med 0,03 - 0,04 µg/l (omkring 1 - 2% i forhold til baseline).



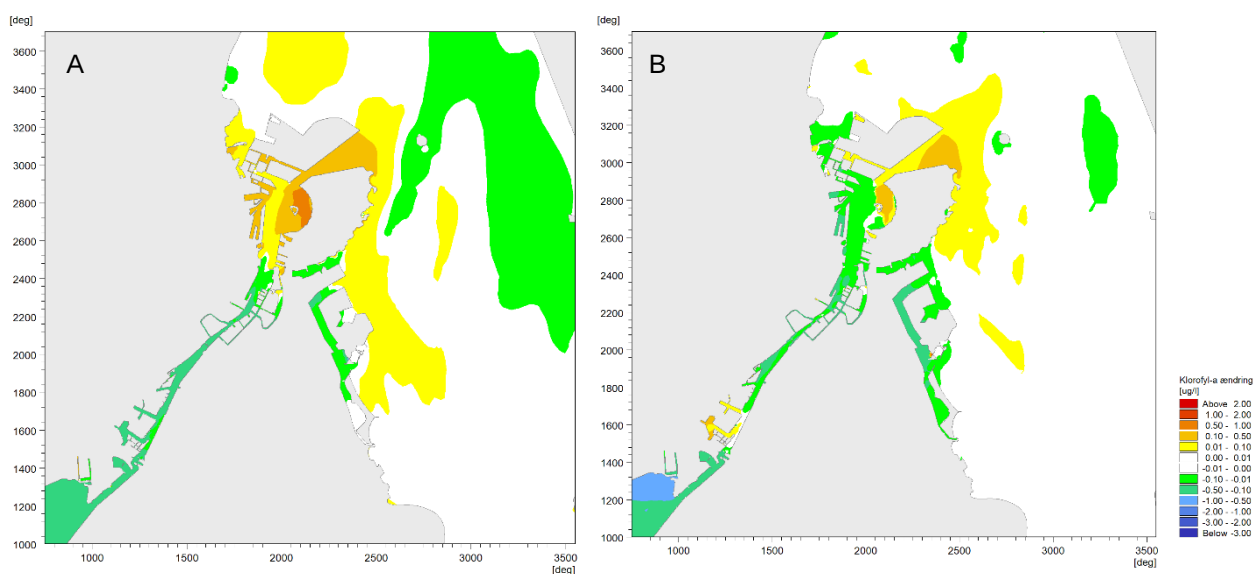
Figur 5-2 Ændringer i dybdemidlede koncentrationer af klorofyl-a årligt (A) og sommer (B, maj-september) for Hovedforslag 1 (layout uden landskab) i perioden 2014-2016. Farveskalaen viser forskel i koncentrationer ($\mu\text{g/l}$): grøn-blå er en reduktion i klorofyl-a, og gul-rød er en øgning i klorofyl-a koncentrationer.

Hovedforslag 2, layout-landskab

For årlige koncentrationer af klorofyl-a (Figur 5-3A) viser modellen, at klorofyl-a øges med 0,2 - 0,4 $\mu\text{g/l}$ i området mellem Trekroner og Lynetteholm. Dette er en lokal ændring svarende til 7 - 18% i forhold til baseline i samme lokale område. På østsiden af Trekroner og den nordlige del af Lynetteholm forventes det, at årlige koncentrationer af klorofyl-a øges med 0,2 - 0,3 $\mu\text{g/l}$, svarende til en lokal ændring på 8 - 10% i forhold til baseline.

På østsiden af Lynetteholm forventes det, at årlige koncentrationer af klorofyl-a øges med 0,01 - 0,1 $\mu\text{g/l}$, hvilket er en stigning på 1 - 4% sammenholdt med baseline. På den sydlige del af øen og ved den nordlige del af Amager Strand viser modellen, at årlige koncentrationer af klorofyl-a reduceres med 0,01 - 0,06 $\mu\text{g/l}$ svarende til en 1 - 6% reduktion sammenholdt med baseline. Årlige koncentrationer inde i Københavns Havn forventes at blive reduceret mellem 0,1 - 0,3 $\mu\text{g/l}$, hvilket er en reduktion på 5 - 7% sammenholdt med baseline.

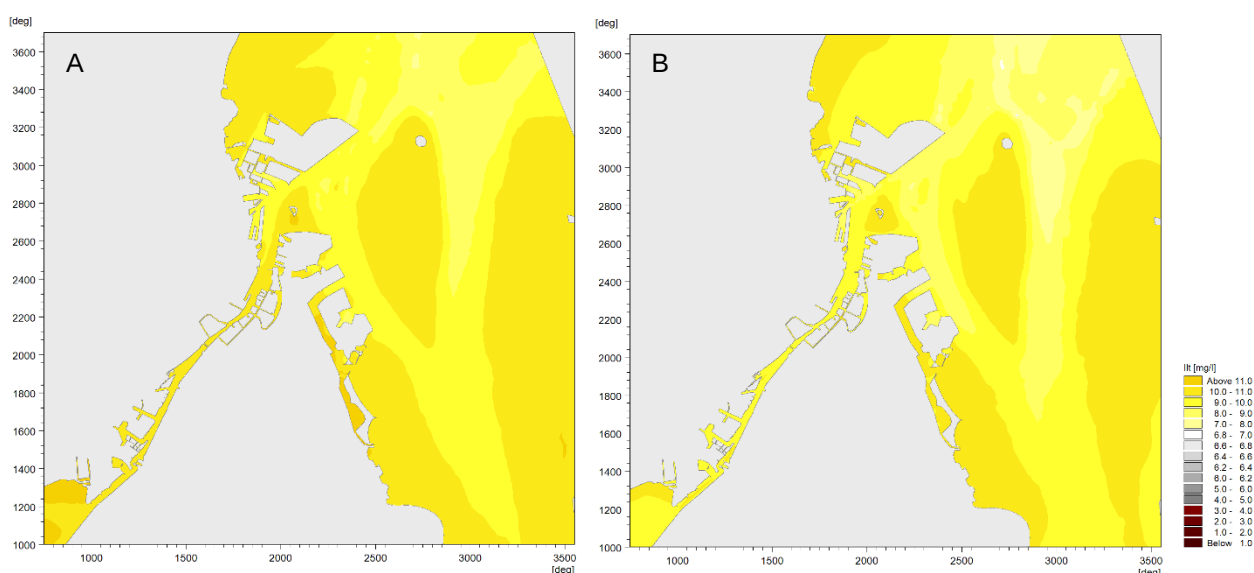
For ændringer i sommerkoncentrationer af klorofyl-a (Figur 5-3B) viser modellen, at minimum-koncentrationer af klorofyl-a i området mellem Trekroner og Lynetteholm reduceres med 0,01 $\mu\text{g/l}$ svarende til 1%, og at gennemsnitskoncentrationen i området øges med 0,17 $\mu\text{g/l}$ svarende til 11% i forhold til baseline. På nord- og østsiden af øen øges sommerkoncentrationer af klorofyl-a med 0,03 - 0,2 $\mu\text{g/l}$, svarende til 1 - 10% i forhold til baseline. Ved Amager Strand og inde i Københavns Havn forventes det, at sommerklorofyl-a reduceres med 0,02 - 0,2 $\mu\text{g/l}$, svarende til 1 - 9% i forhold til baseline.



Figur 5-3 Ændringer i dybdemidlede koncentrationer af **klorofyl-a** årligt (A) og sommer (B, maj-september) for Hovedforslag 2 (layout med landskab) i perioden 2014-2016. Farveskalaen viser forskel i koncentrationer ($\mu\text{g/l}$): grøn-blå er en reduktion i klorofyl-a, og gul-rød er øget klorofyl-a.

5.4.1.2 Opløst ilt (mg/l)

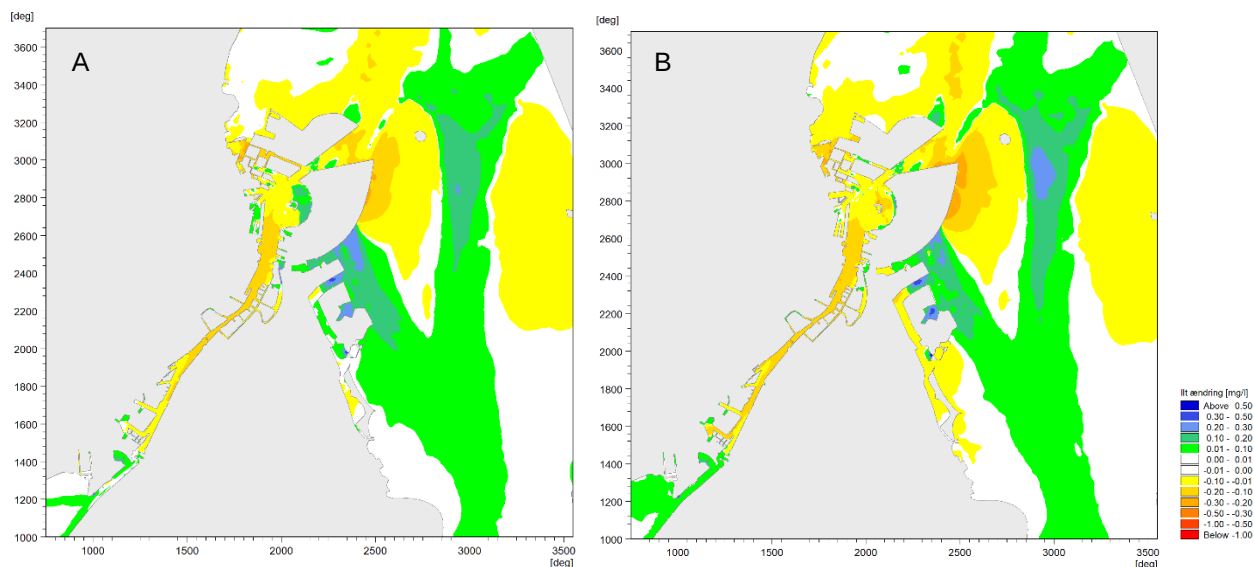
Modelresultater for opløst ilt (mg/l) ved havbunden viser, at de årlige gennemsnitskoncentrationer i baseline i området omkring Trekroner ligger mellem 9 – 11 mg/l (Figur 5-4A) og mellem 8 - 11 mg/l i sommermånederne (Figur 5-4B). Inde i Københavns Havn er års-gennemsnitlige modellerede iltkoncentrationer mellem 10 - 11 mg/l (Figur 5-4A) og mellem 9,6 - 10 mg/l i sommermånederne (Figur 5-4B). Modelresultaterne viser, at årsgennemsnitlige minimum-koncentrationer af opløst ilt er 6 – 7 mg/l vest for Middelgrundsfortet i Øresund.



Figur 5-4 Årsgennemsnit (A) og sommergennemsnit (B) af **iltkoncentrationer** (mg/l) ved havbunden i baseline-situationen over perioden 2014-2016.

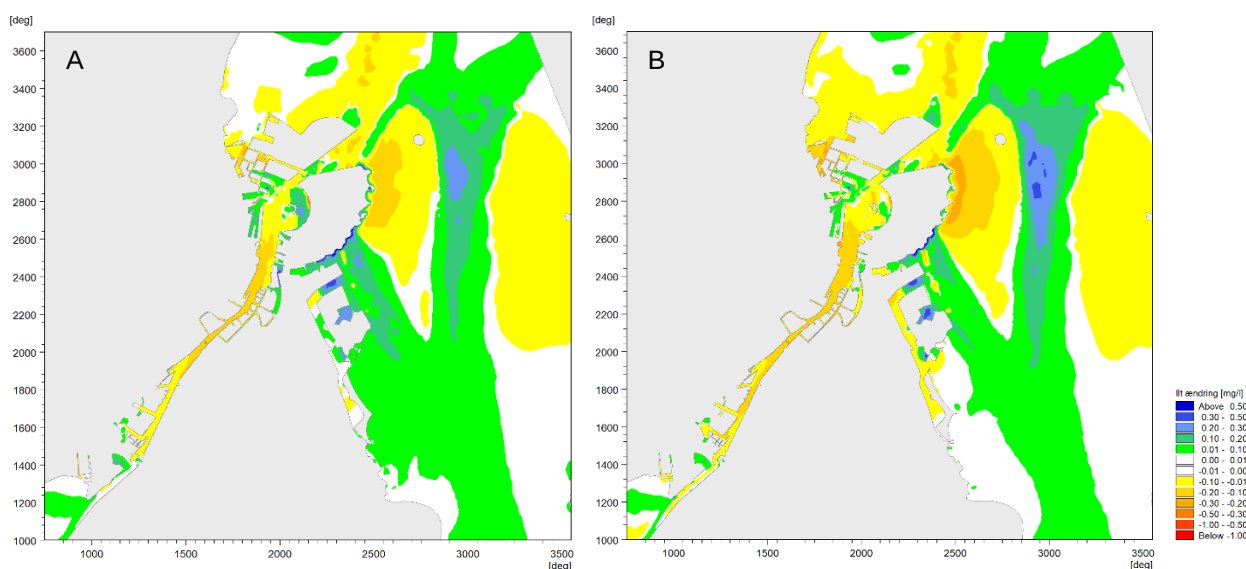
Ved implementering af Hovedforslag 1 (layout uden landskab) modelleres, at de årlige gennemsnitskoncentrationer øges med 0,01 - 0,4 mg/l i området mellem Trekroner og Lynetteholm (Figur 5-5A), svarende til 0,1 - 4% stigning sammenholdt med baseline. Den

gennemsnitlige maksimale koncentration af opløst ilt ved havbunden i dette område modelleres til at blive reduceret med 0,05 mg/l, svarende til 0,4% af den maksimale ilt koncentration i tilsvarende område i baseline. Ved den sydlige del af øen viser modelresultaterne, at sommerkoncentrationer og årlige gennemsnitskoncentrationer af ilt i bundvandet forventes at blive øget med op til 0,3 mg/l, svarende til ca. 3% af baseline (Figur 5-5). På den nordlige og østlige del af Lynetteholm modelleres reducerede sommer- og årgennemsnitskoncentrationer af ilt svarende til mellem 0,1 - 0,2 mg/l (1 - 2% af baseline-koncentrationer) (Figur 5-5). Inde i Københavns Havn forventes det, at opløst ilt vil reduceres med 0,01 - 0,2 mg/l, hvilket er mellem 0,1 – 2% reduktion sammenlignet med baseline (Figur 5-5).



Figur 5-5 Forskelle i **iltkoncentrationer** (mg/l) på havbunden ved Hovedforslag 1, årligt (A) og sommer (B, maj-september) over en treårig periode (2014-2016). Grøn-blå farve viser en øget koncentration af ilt, gul-rød viser en reduktion i koncentrationen af ilt.

Ved implementering af Hovedforslag 2 (layout med landskab) modelleres de årlige gennemsnitskoncentrationer at øges med 0,01 - 0,3 mg/l i området mellem Trekroner og Lynetteholm (2,4% sammenlignet med baseline). Gennemsnitlige minimum- og maksimum-koncentrationer af opløst ilt i dette område reduceres med 0,02 – 0,2 mg/l svarende til 0,2 – 1,6% sammenlignet med baseline i samme lokale område. På den vestlige side af øen mod Trekroner viser modelresultaterne en reduktion i årgennemsnitskoncentrationer af ilt på 0,4 mg/l, svarende til 3,6% af baselinekoncentrationen. Ved den sydlige del af øen viser modelresultater, at sommerkoncentrationer og årlige gennemsnitskoncentrationer øges med op til 0,9 mg/l, svarende til 8% af baseline (Figur 5-6). På den nordlige og østlige del af Lynetteholm viser modelresultater, at sommer- og årgennemsnitskoncentrationer af opløst ilt øges i periferien af øen mellem 0,1 - 0,4 mg/l, men at der omkring 5 meter ud for øen ses en reduktion på op til 0,1 mg/l (årgennemsnit) og 0,2 mg/l (sommergennemsnit), svarende til 1,6% og 2,4% af baseline-koncentrationer (Figur 5-4 og Figur 5-6). Inde i Københavns Havn viser resultaterne, at der vil ske en reduktion i opløst ilt med 0,01 - 0,2 mg/l (0,1 - 1,6% af baseline).



Figur 5-6 Forskelle i iltkoncentrationer (mg/l) på havbunden ved Hovedforslag 2, årligt (A) og sommer (B, maj-september) over en treårig periode (2014-2016). Grøn-blå farve viser en øget koncentration af ilt, gul-rød viser en reduktion i koncentrationen af ilt.

Ændringen af ilt ligger inden for ± 1 mg/l. Denne ændring skal ses i sammenhæng med gennemsnitskoncentrationer > 7 mg/l. Ud fra modelresultaterne forventes det derfor ikke, at der kommer områder med iltsvind ved implementering af øen (Hovedforslag 1 og Hovedforslag 2).

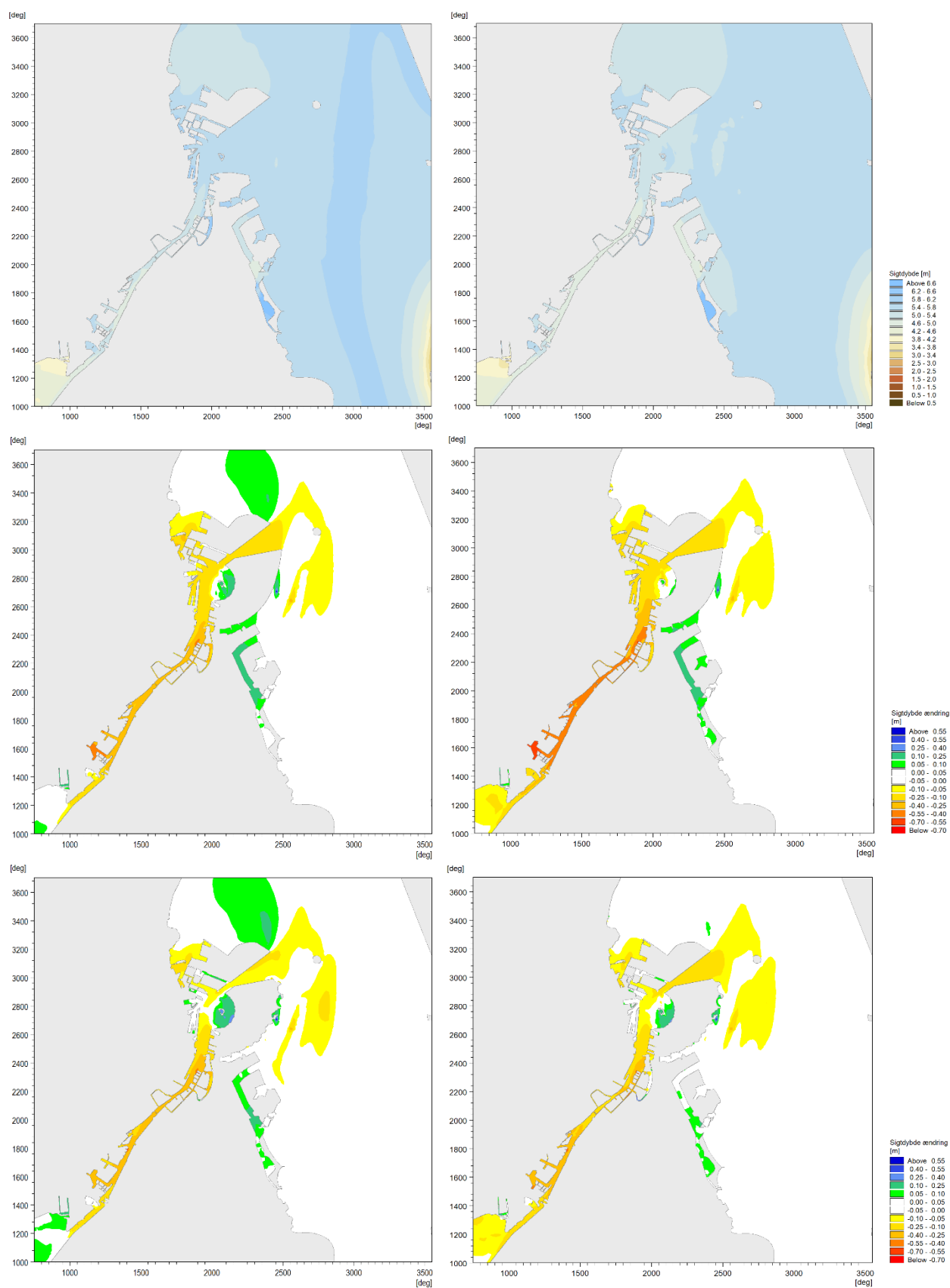
5.4.1.3 Sigtdybde (m)

Modelresultater for sigtdybde (m) er præsenteret i Figur 5-7. Modelresultaterne viser, at sigtdybder i baseline varierer mellem 5,4 - 5,7 m (årgennemsnitligt) og 5,1 - 5,6 (sommermåneder) i området ved Trekroner. Ved Amager Strand varierer den gennemsnitlige sigtdybde mellem 4,9 - 7,9 (årligt) og 4,8 - 8,3 (sommermåneder). I den sydlige del af havneløbet varierer den gennemsnitlige sigtdybde mellem 3,8 - 7,4 m (årligt) og 3,4 - 7,8 (sommermåneder). Baseline resultaterne for sigtdybden inde i Københavns Havn varierer mellem 5 - 5,5 m (årligt) og 4,7 - 5,3 m (sommer).

Ved hovedforslag 1 viser modelresultaterne, at den årlige gennemsnitssigtdybde i området mellem Trekroner og Lynetteholm i gennemsnit øges med 0,08 meter, svarende til 1,4% af baseline i samme lokale område. Den sommergennemsnitlige sigtdybde reduceres med 0,04 meter i gennemsnit for samme lokale område (0,7% sammenholdt mod baseline). Inde i Københavns Havn viser modelresultaterne, at ved Hovedforslag 1 vil gennemsnitssigtdybden reduceres mellem 0,2 - 0,4 meter svarende til 4 - 9% sammenholdt med baseline.

Ved Hovedforslag 2 viser modelresultaterne, at den årlige gennemsnitssigtdybde i området omkring Trekroner forventes at øges med 0,1 - 0,12 meter (svarende til 2,4% sammenholdt med baseline), samt ved den vestlige del af øen om sommeren (Figur 5-7). I den sydlige del af havneløbet viser modelresultaterne, at den årgennemsnitlige minimumssigtdybde øges med 0,03 meter (svarende til 2% af baseline), og at den gennemsnitlige sigtdybde i området øges med 0,9% (omkring 0,02 meter). Den maksimale sigtdybde i samme lokale område forventes at øges med 0,07 meter, svarende til 0,4% af baseline. Inde i Københavns Havn viser modelresultaterne, at ved Hovedforslag 2 reduceres den årgennemsnitlige sigtdybde mellem 0,02 - 0,03 meter (3,6 - 5,8% af baseline).

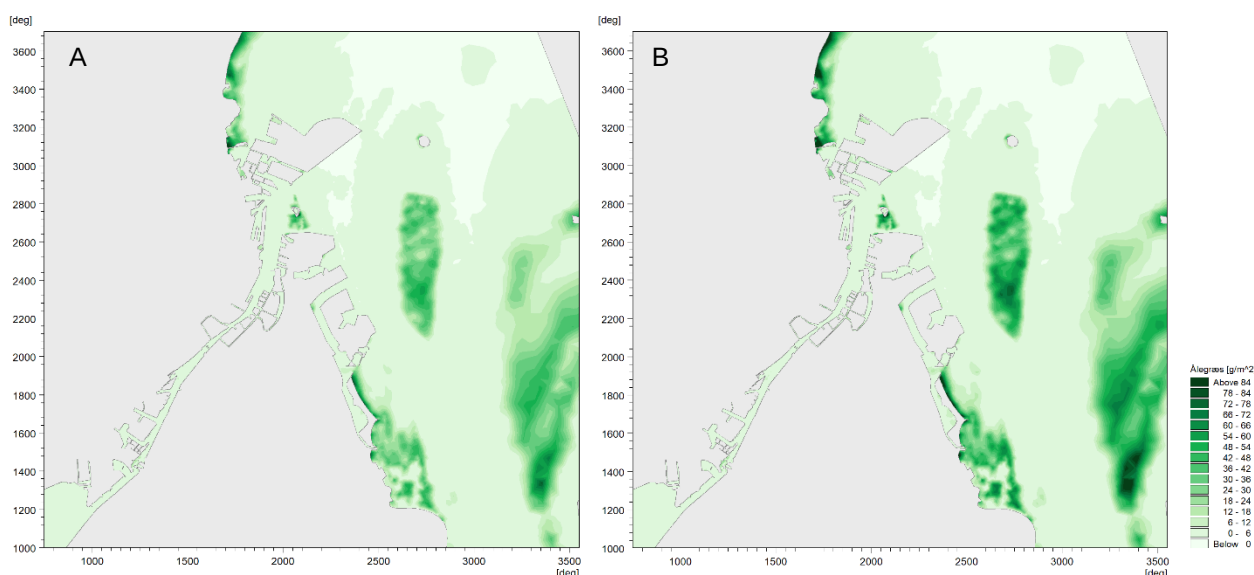
Sigtdybden påvirkes af koncentrationer af klorofyl-a, samt resuspension af organisk materiale. Reduktionen i sigtdybde skyldes, at der vil være en øget resuspension ved etablering af øen. Den øgede sigtdybde i området mellem Trekroner og Lynetteholm ved begge hovedforslag forårsages af reduceret resuspension af organisk materiale i dette område.



Figur 5-7 **Sigtddybe (SD), meter, årligt (venstre panel) og sommer (højre panel, marts-september) for baseline (øverste plots), samt forskel i meter for Hovedforslag 1 og Hovedforslag 2 (nederst). Farveskala for differensplot viser en reduktion i sigtddybe ved gul-rød og øget sigtddybe over en gennemsnitlig treårig periode (2014-2016) ved grøn-blå.**

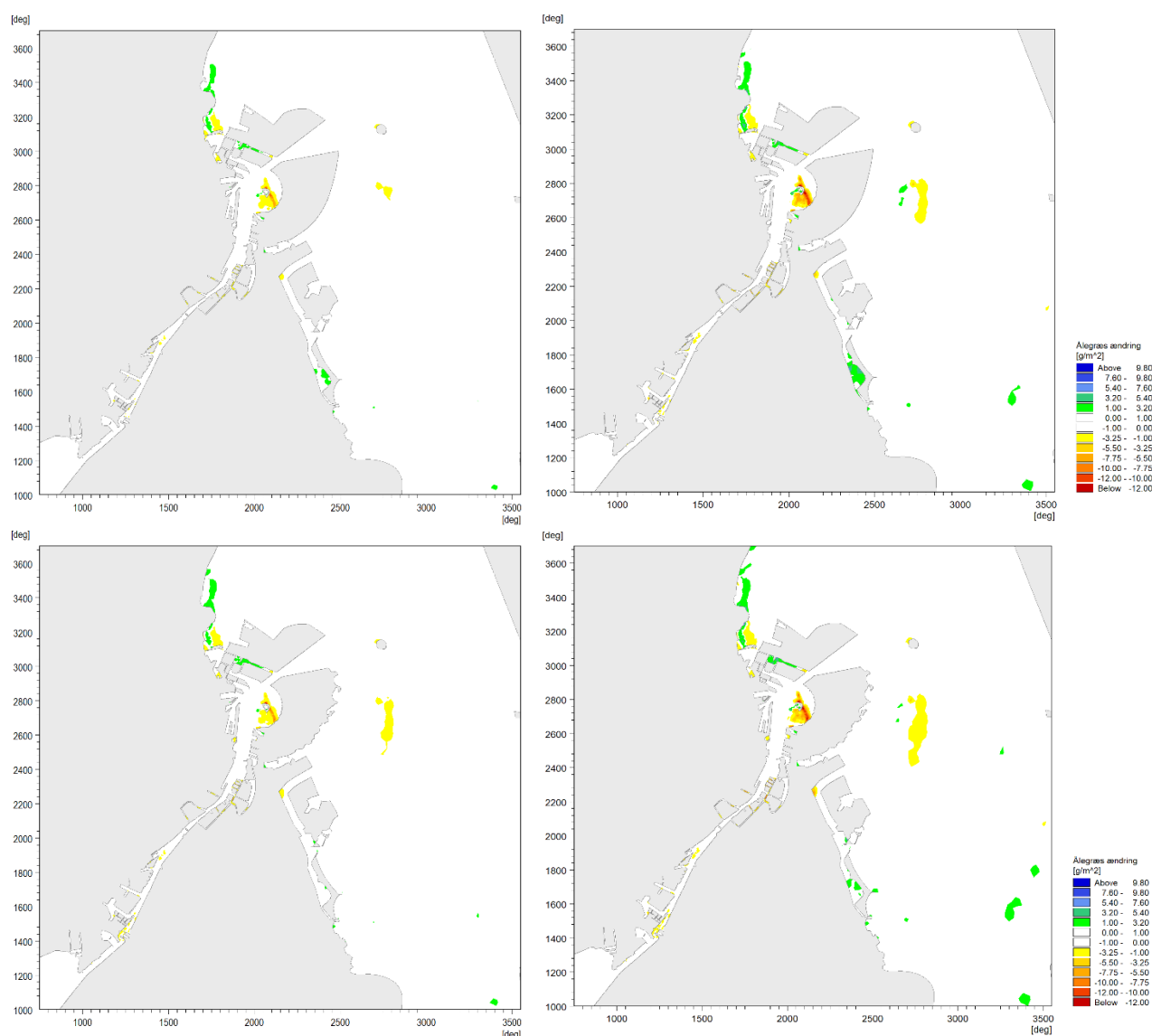
5.4.1.4 Ålegræs (g/m²)

Den modellerede ålegræsbiomasse for reference-baseline er vist i Figur 5-8. Resultater for august-ålegræsbiomasse og årsgennemsnitlig ålegræs biomasse (g/m²) viser, at biomassen primært reduceres i området omkring Trekroner med mellem 3 - 15 g/m² (se Figur 5-9), hvor der i baseline-situationen er en biomasse på 25 - 123 g/m² (Figur 5-8). I området omkring Nordhavn og Amager Strand forventes det, at biomassen øges med 1 - 5 g/m² (se Figur 5-9), hvor der i baseline på Middelgrund er en biomasse på 4 - 48 g/m² (Figur 5-8).



Figur 5-8 Biomasse af ålegræs (g/m²) for reference-baseline årligt (A) og midlet august (B) for perioden 2014-2016.

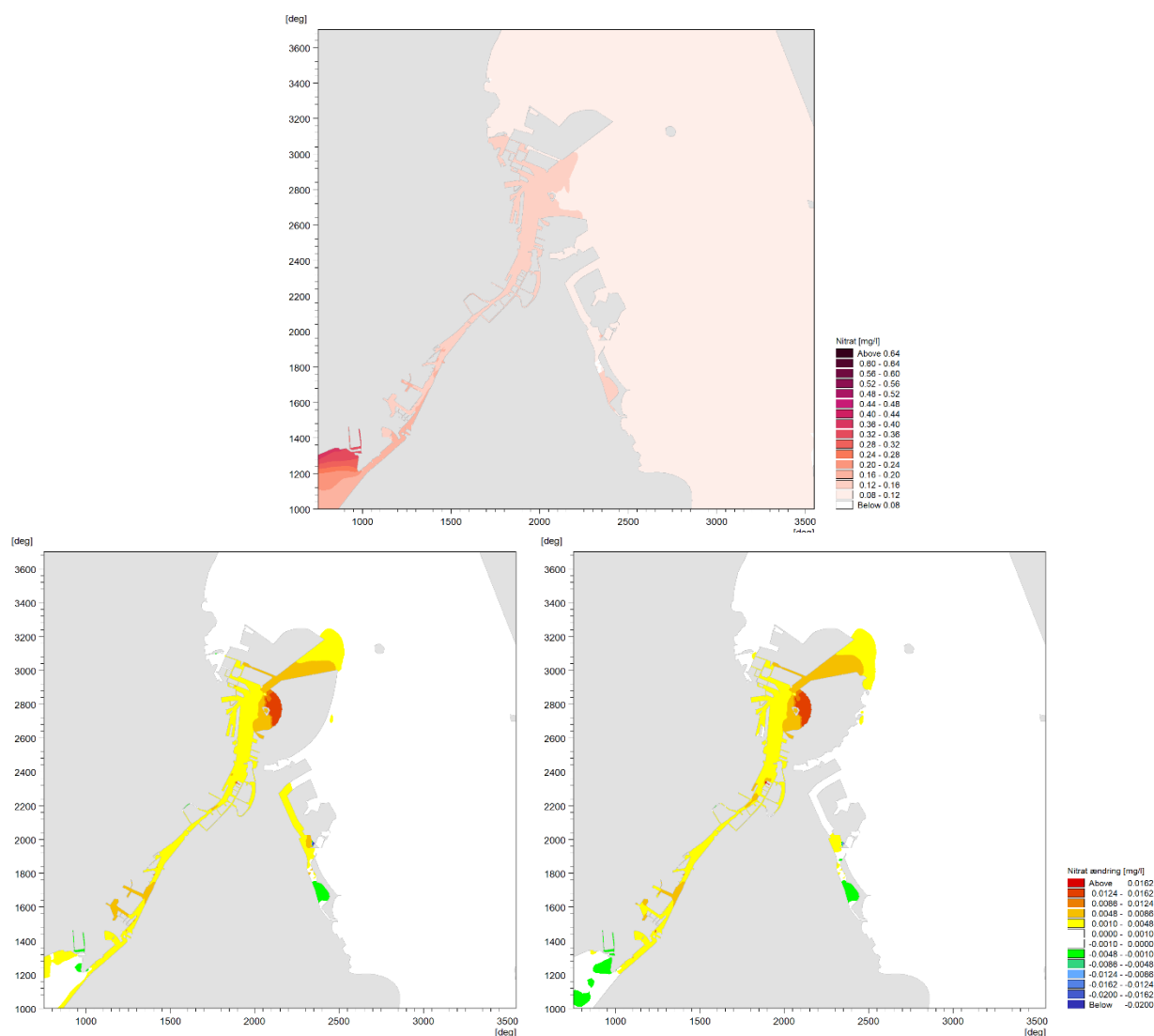
Ændringen ved Trekroner skal ses som en direkte ændring af de ændrede strømforhold i havnen, idet området går fra at være strømeksponeret til at ligge beskyttet i en bugt. Dette har derfor en indflydelse på næringssaltforholdene i området.



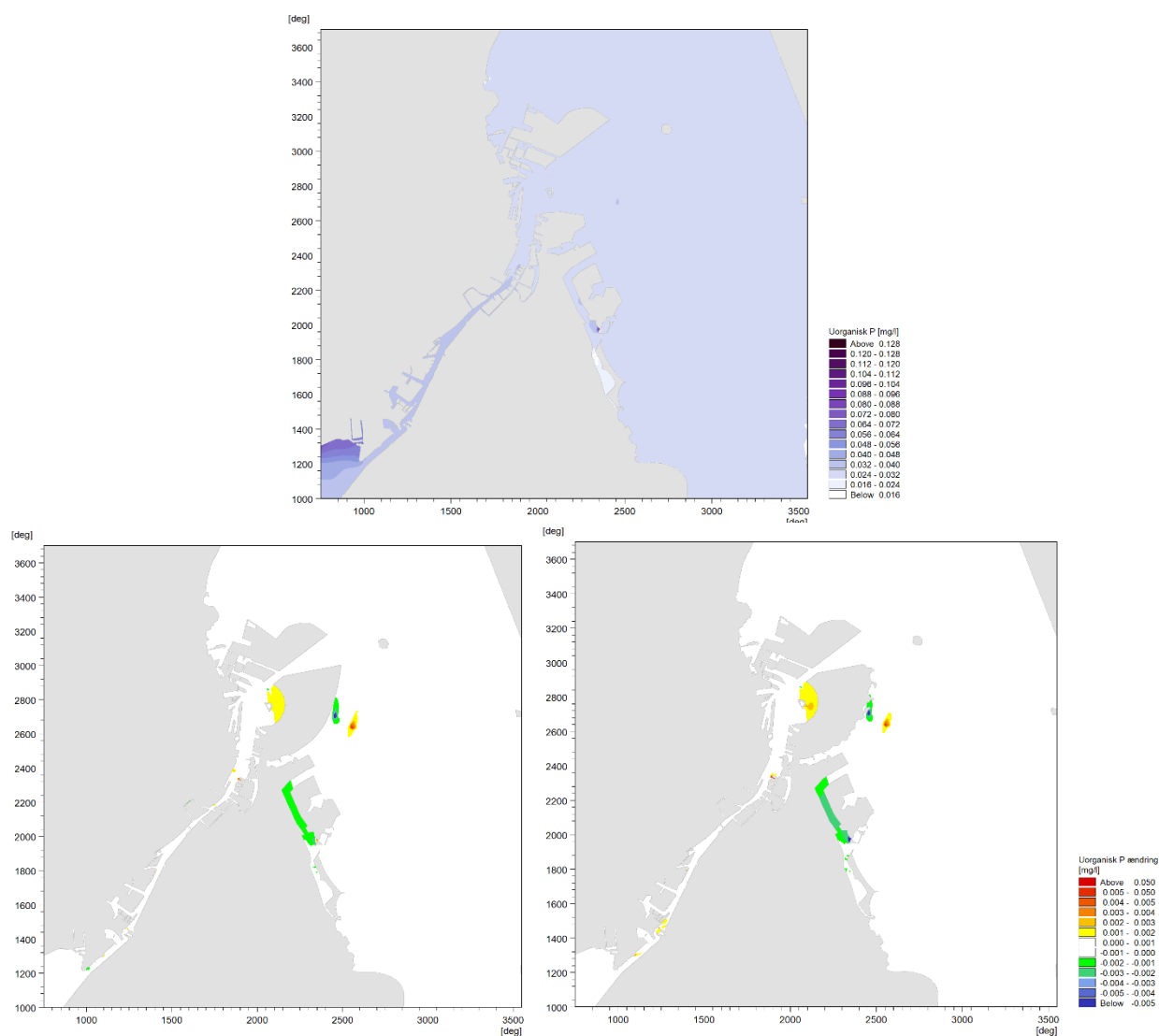
Figur 5-9 Ændring i biomasse af ålegræs (g/m²) for layout (øverste panel), og layout-landskab (nederste panel), årligt (venstre) og midlet august (højre) over en treårig periode (2014-2016). Farveskala for differensplot viser en øget biomasse ved grøn-blå og en reduktion i ålegræs biomasse ved gul-rød.

5.4.1.5 Uorganiske næringssalte (PO₄ og NO₃, µg/l)

Modelresultater af dybdemidlede vintergennemsnitlige koncentrationer af nitrat og fosfat (NO₃ og PO₄) viser, at nitrat (NO₃) øges med cirka 5 - 16 µg/l i området omkring Trekroner og mellem 5 - 9 µg/l i den nordvestlige del af øen for både layout og layout-landskabscenariet (se Figur 5-10), og at fosfat (PO₄) reduceres med 1 - 2 µg/l på den vestlige periferi af øen (se Figur 5-11). Dette skal ses i forhold til baseline, hvor den gennemsnitlige vinterkoncentration af nitrat ligger på 80 - 200 µg/l og koncentrationen af fosfat ligger på 32 - 40 µg/l.



Figur 5-10 Dybdemidlede vinterkoncentrationer (mg/l) af **Nitrat**, NO_3 , for reference-baseline (øverst) samt forskel i koncentrationer for layout (nederst, venstre) og layout-landskab (nederst, højre). Farveskala for differensplot viser en øget koncentration ved gul-rød og reduceret koncentration ved grøn-blå.



Figur 5-11 Dybdemidlede vinterkoncentrationer (mg/l) af **uorganisk P**, PO₄, for reference-baseline (øverst) samt forskel i koncentrationer for layout (nederst, venstre) og layout-landskab (nederst, højre). Farveskala for differensplot viser en øget koncentration ved gul-rød og reduceret koncentration ved grøn-blå.

6 Risiko for ophobning af tang

I det følgende afsnit vil potentielle ændringer i ophobning og drift af tang som resultat af udbygning af Lynetteholm blive vurderet.

6.1 Modelbeskrivelse

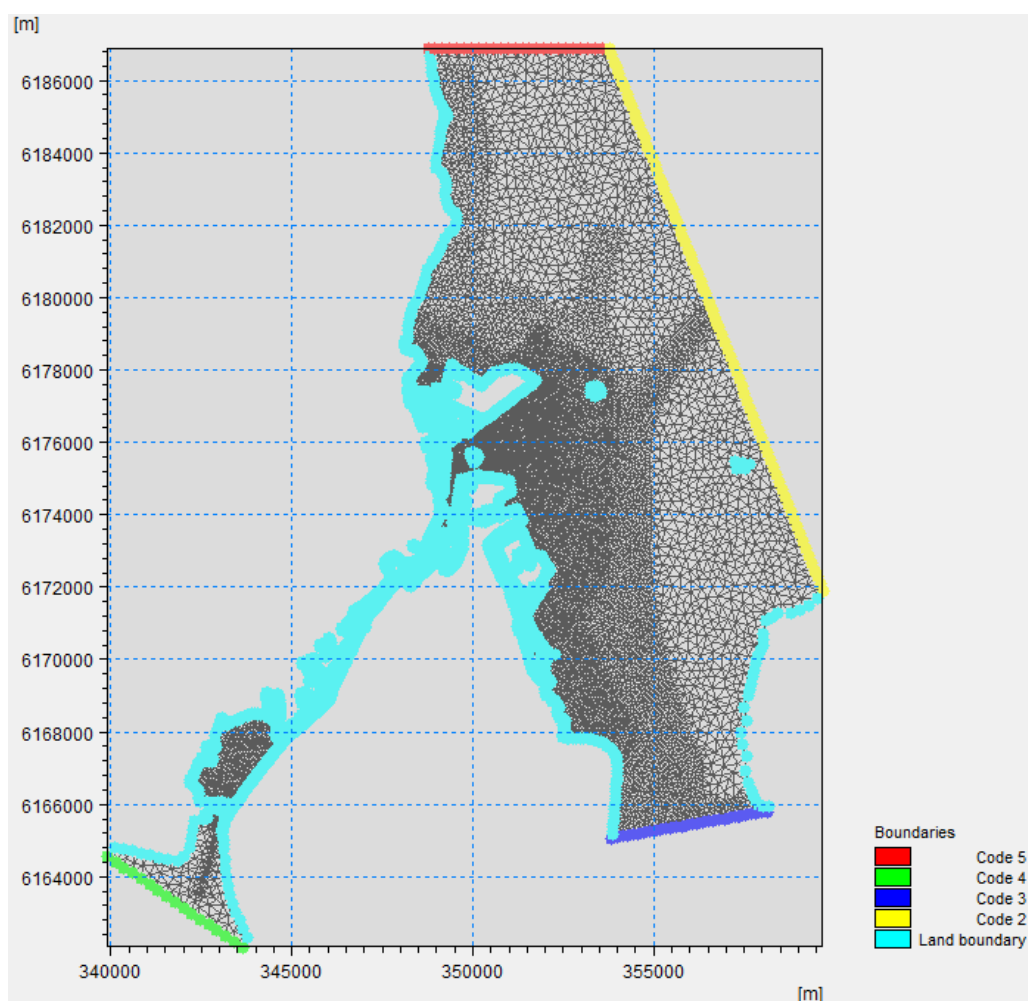
For at simulere drift og ophobning af tang på badesteder er der anvendt en ABM-model (Agent-Baseret Model), som er indbygget i DHIs MIKE ECO Lab.

Modellen består af 1 komponent (agent), som repræsenterer "tang", der består af en blanding af drivende løstliggende makroalger, løsrevne dele fra fastsiddende makroalger samt løsrevne rodfæstede planter, typisk ålegræs. Tangen kan bevæge sig frit inden for modellens rande, samt overskride randene. Tang, der driver ud af modelområdet, er permanent ude af beregningerne, ligesom der i beregningerne ikke driver tang ind i modelområdet over randene.

Modellen opererer med 4 tvangsfunktioner, som påvirker tangen: Strømhastighed og -retning samt vindhastighed og -retning. Disse 4 faktorer er taget fra den hydrodynamiske model (se afsnit 4.1.1).

6.2 Metoder og modelopsætning

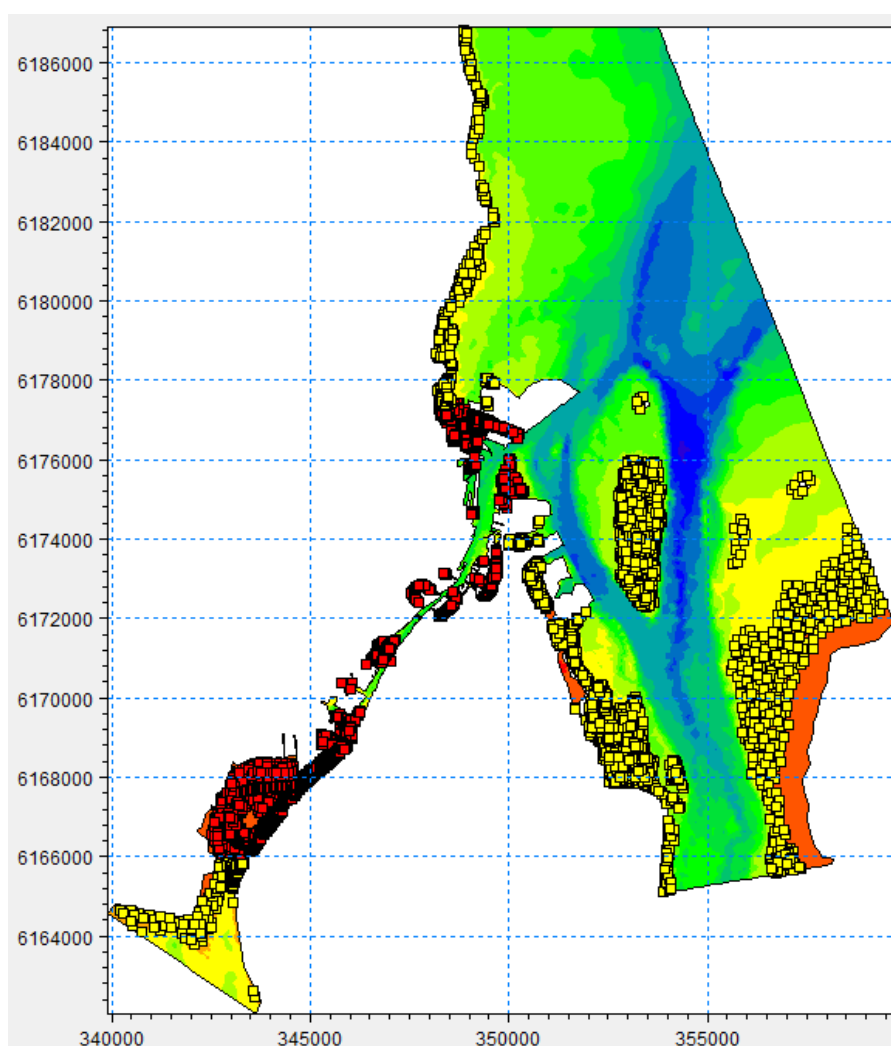
Modellen dækker et område på 154 km² og har 4 rande (Figur 6-1).



Figur 6-1 Model området, hvor land-/vandgrænsen er vist som en blå streg. Makroalgerne kan drive ud af modellen over de 4 rande (gul, blå, grøn, rød).

Modellen er opsat for perioden 2014-2015, hvor makroalgerne blev frigivet på dag 1 i hver måned, og driften af tangen blev så fulgt i én måned. Tangen er blevet frigivet fra områder i modellen, hvor eutrofieringsberegninger har vist en primærproduktion af alger og ålegræs på minimum 2 g C m^{-2} (Figur 6-2). Frigivelsen er sket i centrum af hver beregningscelle.

Der er defineret 2 typer frigivelsesområder for hhv. Københavns Havn og kanaler (3.040 røde punkter) og for Øresundskysten (25.790 gule punkter). Denne opdeling er lavet for at kunne skelne mellem tang produceret i nærområdet og tang produceret langt fra det område, hvor tangen evt. lander. Der er i modellen frigivet i alt 56.190 tang-agenter fordelt med 30.400 tang-agenter fra havneområdet og 25.790 tang-agenter fra Øresundsområdet.



Figur 6-2 Placering af de punkter, hvor der sker frigivelse af alger. Røde = fra Københavns Havn og kanaler og gule fra Øresundskysten.

Tangen (tang-agenterne) flyttes af strøm og vind. Tang-agenterne kan danne ophobninger på mindre strøm- og vindeksponeerede lokaliteter, hvis de ikke flytter sig. Ophobninger af tang-agenter er her defineret, hvis agenterne ikke flytter sig efter hhv. 1, 7, 14 og 21 dage. Derved er det muligt at beskrive potentielle ophobningssteder. Modellen arbejder med, at 50% af tang-agenterne, som ophobes, ikke igen kan gå i drift, og de fjernes derfor fra modellen. Erfaringsmæssigt vil f.eks. en del af den tang, som skylles ind på en strand eller ind i en stenmole, forblive der og over tid blive fragmenteret til mindre dele og nedbrudt biologisk. På nogle udsatte lokaliteter kan dette ske under udvikling af svovlbrintelugt.

Tangen driver ikke kun i overfladen men i hele vandsøjlen. Dette er forsøgt simuleret ved, at frigivelsen af tang-agenter sker i forskellige dybder (0m, 2m, 4m and 6m). Der er lavet en baseline-simulering uden Lynetteholm repræsenterende den nuværende situation og en scenarie-situation med Lynetteholm. En vurdering af effekten af tilstedeværelsen af Lynetteholm baserer sig dels på, om der sker en ophobning af tang på fremtidige rekreative områder, såsom strande, samt på, om der andetsteds forekommer markante forskelle på tang-ophobninger mellem den nuværende basissituation og den fremtidige scenarie-situation med Lynetteholm.

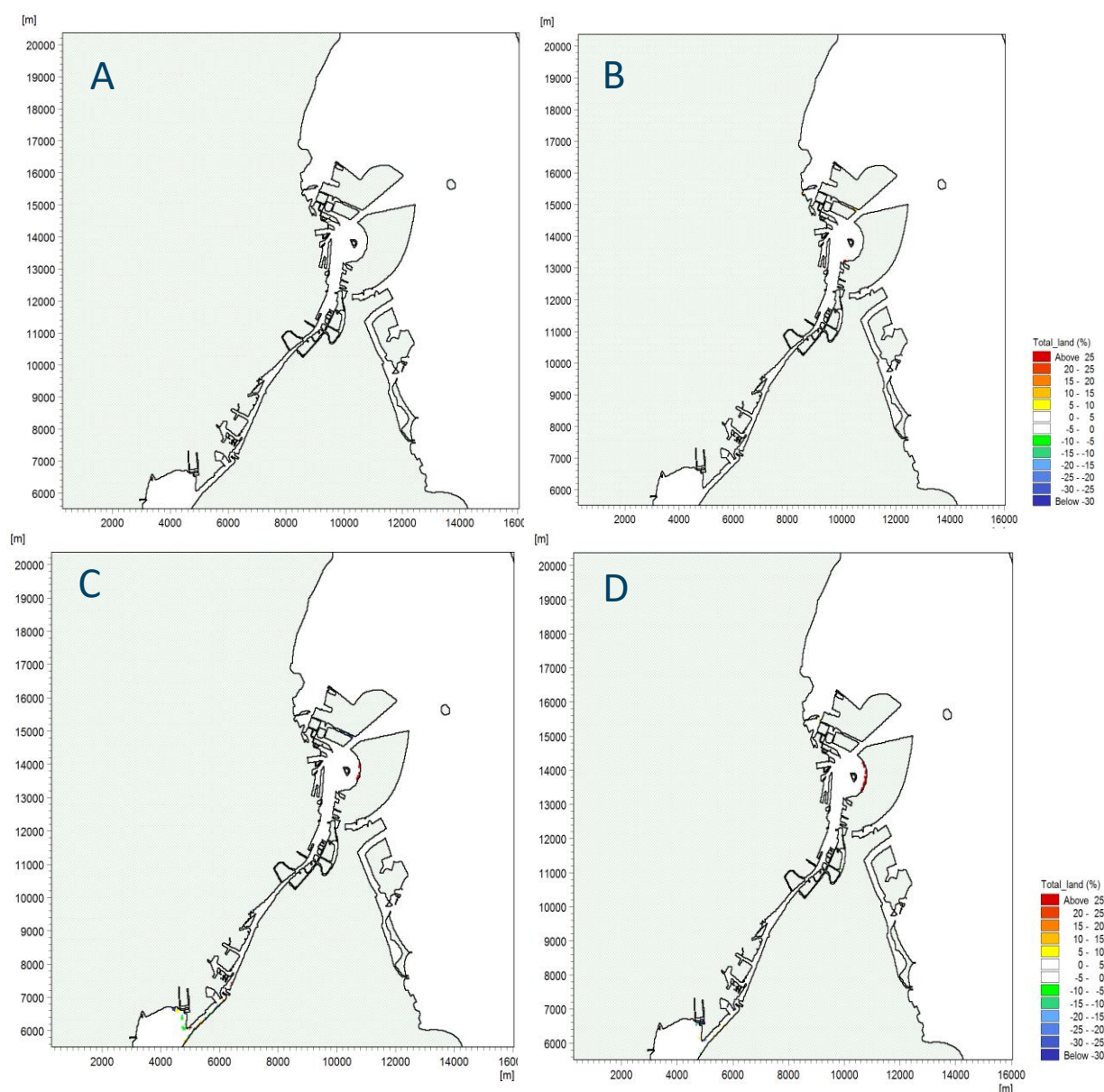
6.3 Modelresultater

Som et led i modelarbejdet er der gennemført en vurdering af, hvordan tang vil drive rundt i projektområdet efter bygning af Lynetteholm.

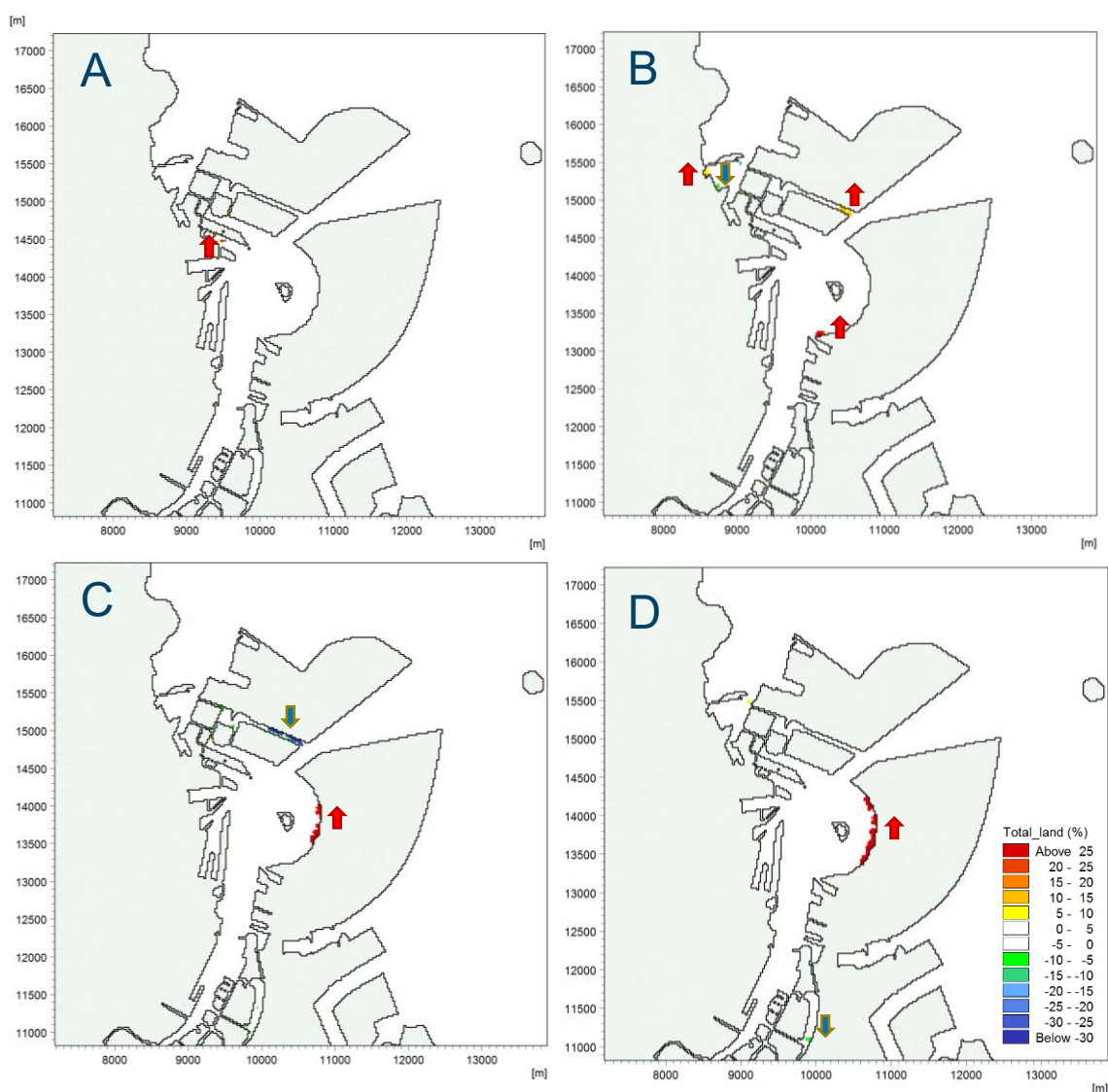
Modellen blev udviklet, så den kunne følge drift af tang fra Københavns Havn og ud i de omgivne områder, som vist i Figur 6-2, ved at frigive partikler, som repræsenterer tang fra de områder, som egner sig til tangvækst i forhold til vandkvalitetsmodellerne. Der er kørt to scenarier med de to forskellige projektlandskaber for Lynetteholm.

6.3.1 Hovedforslag 1, layout

Modellens resultater af tangvækst og drift af tang i Københavns Havn viser en mulig forøgelse af ophobning af drivende tang i den vestlige del af Lynetteholm samt i den nordlige del af havnen bag Lynetteholm omkring Trekroner fort og ved Langelinie (Figur 6-3 og zoom-in i Figur 6-4). De viste ændringer i figuren er %-ændringer i forhold til en situation uden Lynetteholm.



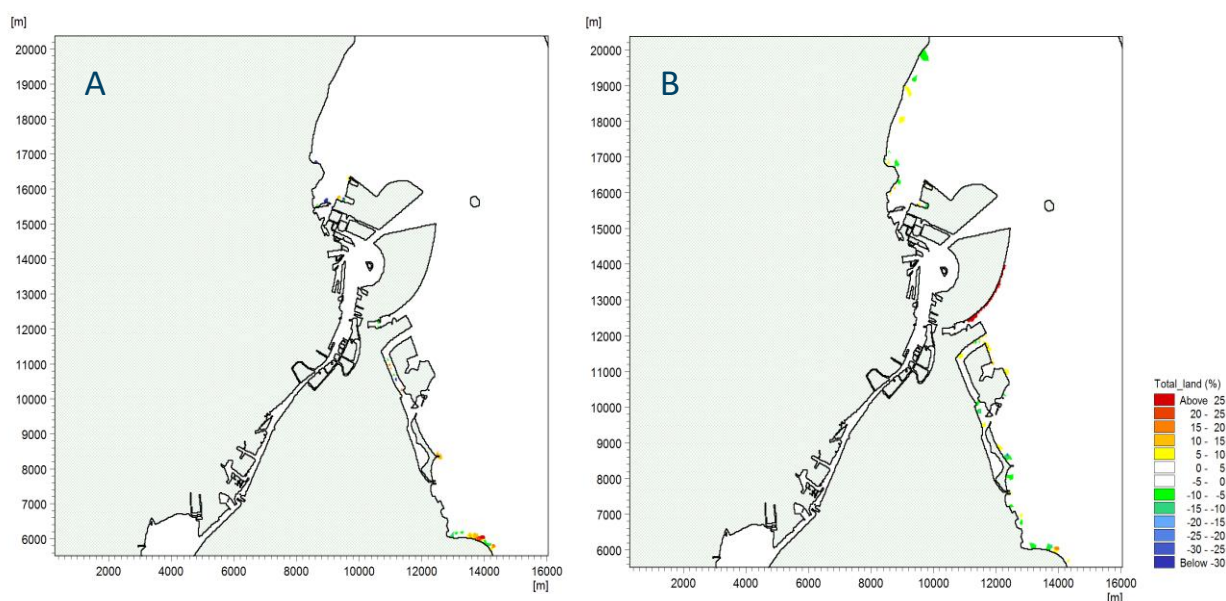
Figur 6-3 Modelleret tang-akkumulation i forskellige havneområder i april (A), maj (B), juni (C) og august (D), baseret på simpel strømningsdrevet drift for tang, som er vokset op i havnen. Resultaterne er vist som procentændring i driften med og uden Lynetteholm. Positive værdier udtrykker en forøgelse af drift/akkumulation, mens negative værdier angiver en formindsket drift og akkumulering. Se zoom-in i Figur 6-4.



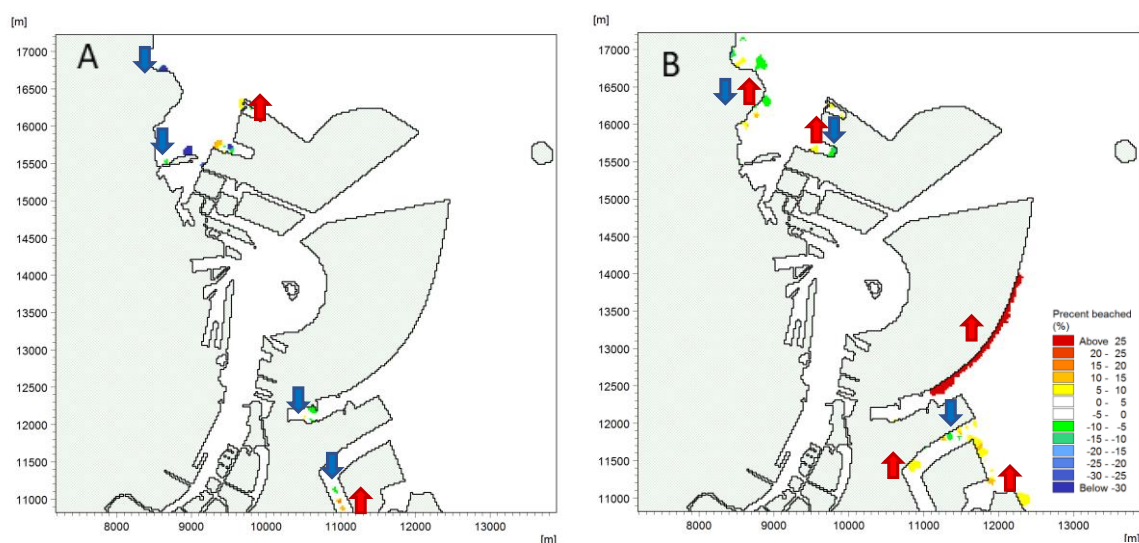
Figur 6-4 Zoom af drift af tang i havneområdet i april (A), maj (B), juni (C) og august (D). Røde pile angiver en forøgelse, blå pile en reduktion i forhold til baseline.

Drivende tang, der fanges langs havnemoler, f.eks. langs ydersiden af Langelinie, vil lægge sig på bunden. Drivende tang, der fanges langs stensætninger, f.eks. omkring Trekroner, vil derimod blive fanget mellem stenene. Dette fænomen gør sig gældende fra juni til september i varierende grad, mens der ikke ses de samme ændringer i april. I figurene er ændringer på +/- 5% ikke medtaget.

Modberegninger af tang, der driver udefra og ind i havnen, antyder også, at der i sommerperioden fra april-september ikke sker drift af tang fra Øresund og ind i havnen. Der er således ikke en akkumulation af tang på den vestlige inderside af Lynetteholm (Figur 6-5 og zoom-in i Figur 6-6). På den østlige yderside af Lynetteholm kan der i september forekomme en ophobning af tang.



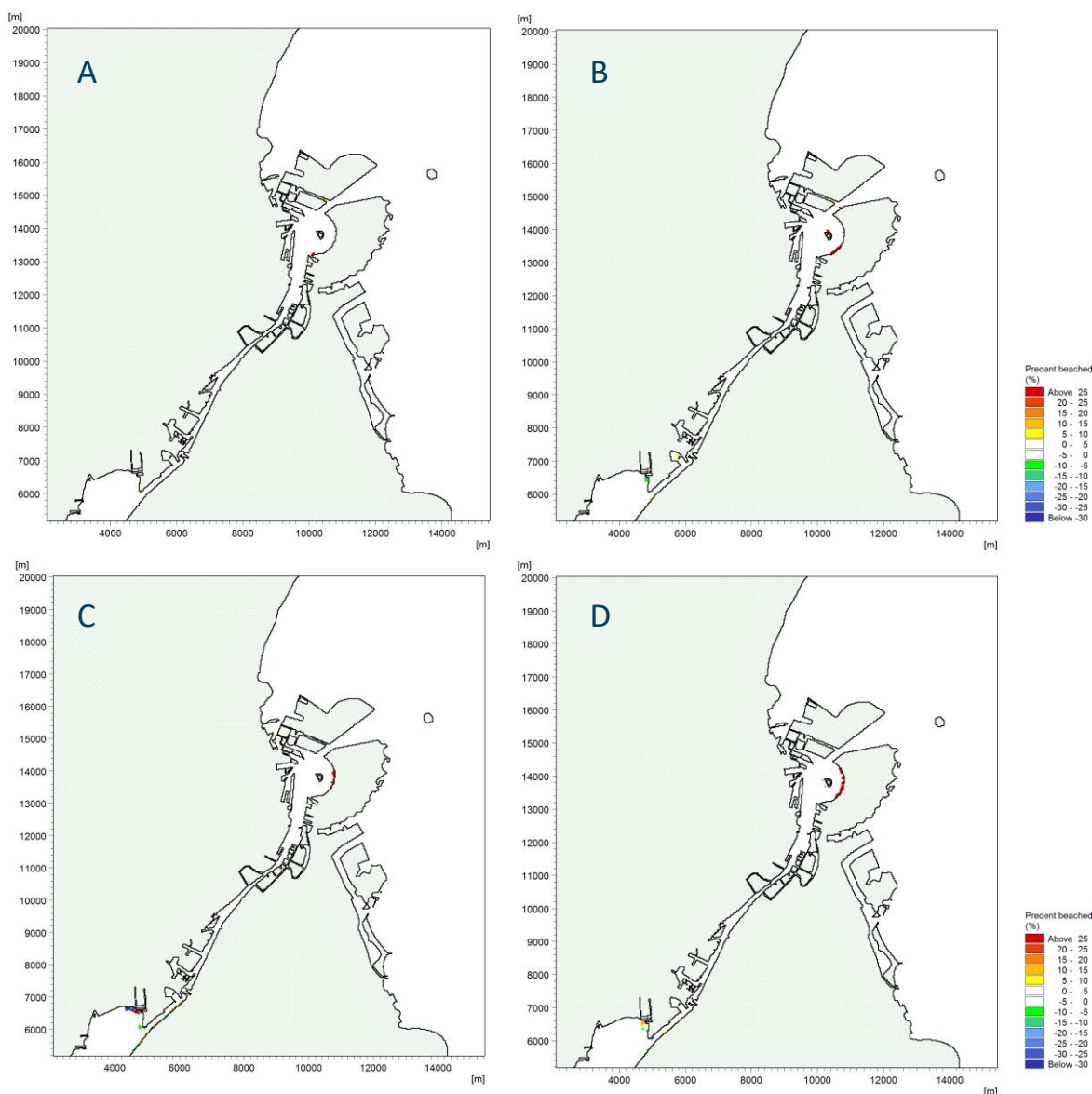
Figur 6-5 Forventede tang-akkumulationsområder i maj (A) og september (B), baseret på simpel strømdrevet drift af alger fra Øresund. Resultaterne er vist som procentændring i driften med og uden Lynetteholm. Positive værdier udtrykker en forøgelse af drift/akkumulation, mens negative værdier angiver en formindsket drift og akkumulering.



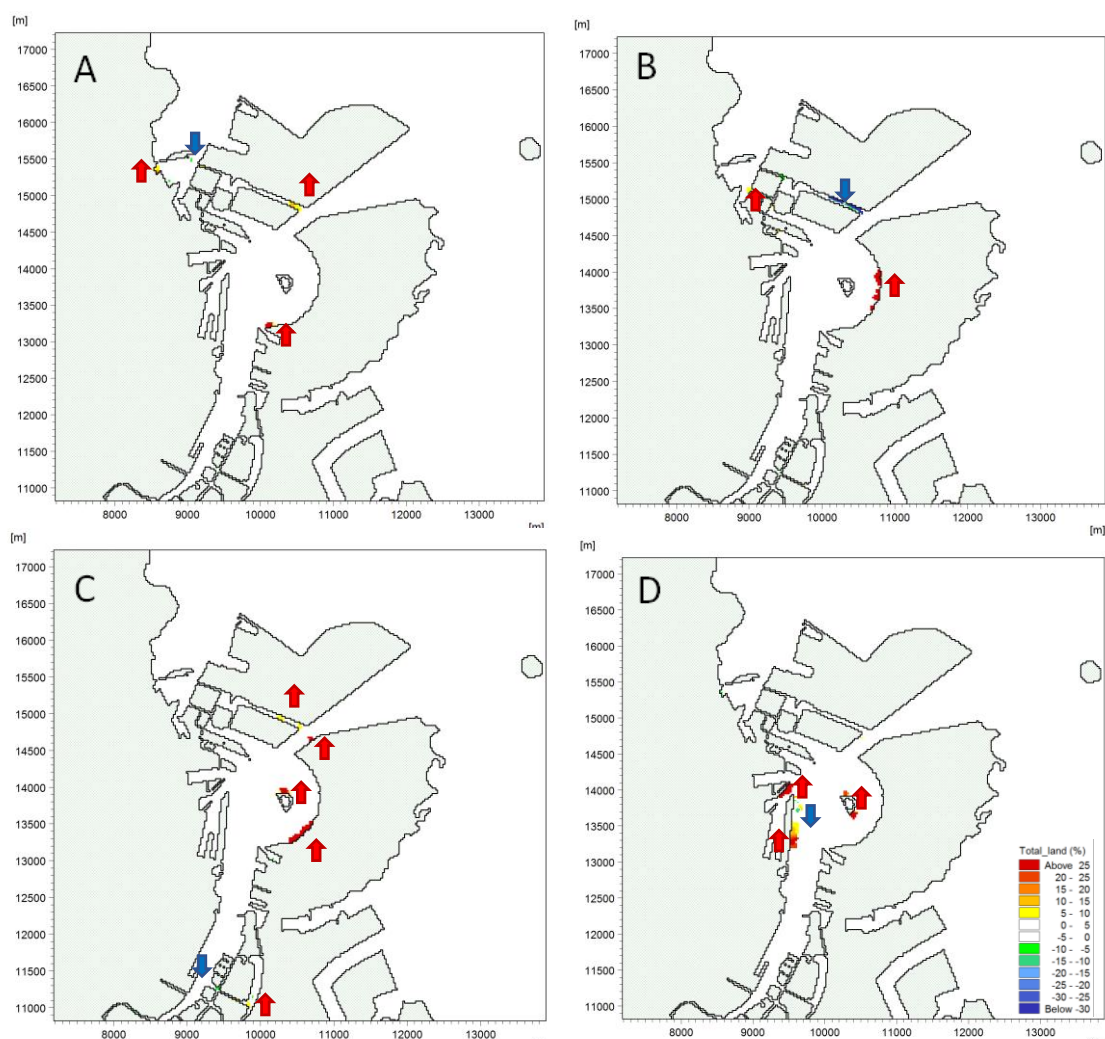
Figur 6-6 Zoom af drift af tang i Øresund i maj (A) og september (B). Røde pile angiver en forøgelse, blå pile en reduktion i forhold til baseline.

6.3.2 Hovedforslag 2, layout-landskab

I denne modelsimulering er der arbejdet med det proceslandskab, som har en række strukturer på østsiden af Lynetteholm. Beregningen af produktion og drift af tang i havnen viser ikke nævneværdige forskelle fra den forrige beregning uden proceslandskab, se Figur 6-7.

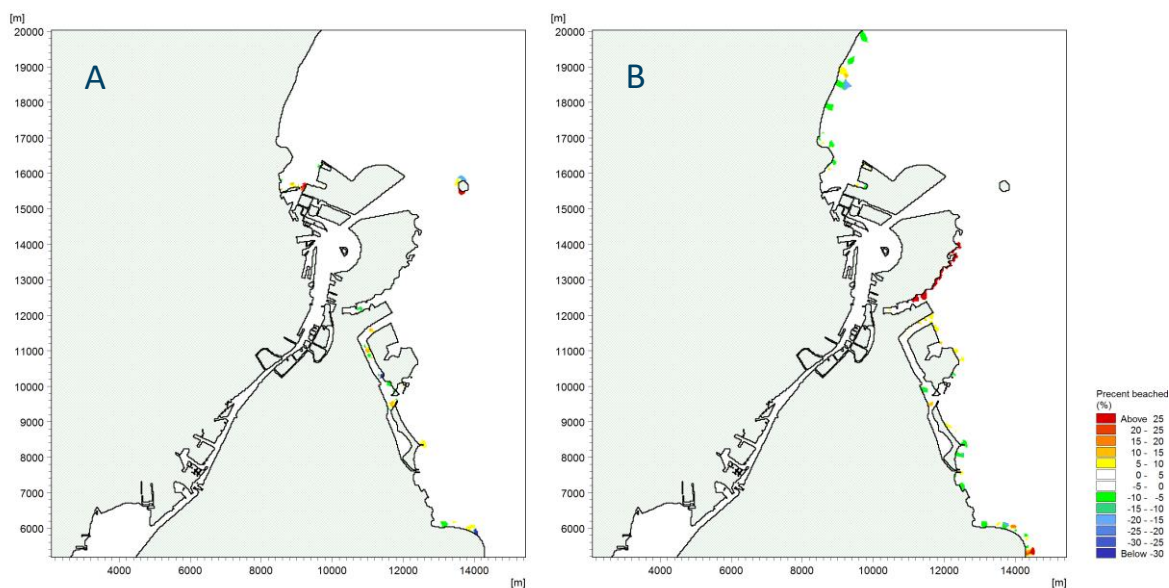


Figur 6-7 Forventet tang-akkumulering og -drift i havneområderne i maj (A), juni (B), juli (C) og september (D), baseret på simpel strømdrevet drift for alger, som er opvokset i havnen. Resultaterne er vist som procentændring i driften med og uden Lynetteholm. Positive værdier udtrykker en forøgelse af drift/akkumulering, mens negative værdier angiver en formindsket drift og akkumulering. Se figur herunder (Figur 6-8) for et zoom-in.

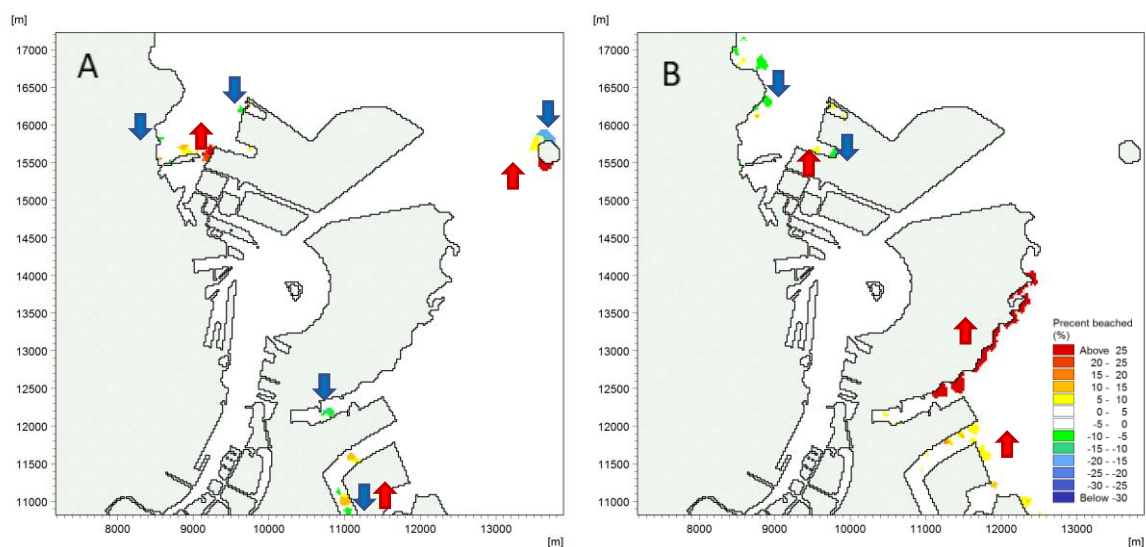


Figur 6-8 Zoom af havneområderne med proceslandskab med forventet tang-akkumulering og -drift i maj (A), juni (B), juli (C) og september (D). Røde pile angiver en forøgelse, blå pile en reduktion i forhold til baseline.

Tilsvarende sker der heller ikke drift og akkumulation af tang ind i havnen fra Øresund på de vestlige strukturer af Lynetteholm. Derimod kan der i september forekomme en akkumulering af tang på østsiden af Lynetteholm, se Figur 6-9 og Figur 6-10.



Figur 6-9 Forventet tangakkumulering og drift i juli (A) og september (B), baseret på simpel strømddrevet drift for alger, som er opvokset i Øresund. Resultaterne er vist som procent ændring i driften med og uden Lynetteholm. Positive værdier udtrykker en forøgelse af drift/akkumulation, mens negative værdier angiver en formindsket drift og akkumulering.



Figur 6-10 Zoom af Øresundsområderne med proceslandskab med forventet tangakkumulering og -drift i juli (A) og september (B). Røde pile angiver en forøgelse, blå pile en reduktion i forhold til baseline.

Som det fremgår af ovennævnte eksempler, er al drift og akkumulation af tang i havnen og på ydersiden af Lynetteholm styret af strømforholdene begge steder. Der er tale om en teoretisk vurdering, da der ikke findes faktiske målte data, som kunne bruges til at eftervise resultaterne.

Der er en klar tendens til, at tangpartikler generelt driver mod nord og forlader modelområdet. Den fremherskende strømretning er nordgående i Øresund, hvilket er årsagen til, at tangdriften også er nordgående. De to forskellige udformninger af den østlige side af Lynetteholm har tilsyneladende ikke den store indvirkning på akkumuleringen af tang.

7 Diskussion

Der er gennemført en række beregninger for at finde en optimal placering af de nye udledningspunkter, så de i mindst muligt omfang vil kunne påvirke badevandskvaliteten på de eksisterende badepladser. Ved at flytte udledningspunkterne ca. 500 meter ud fra den kommende kyst vil man kunne opretholde uændrede badevandskvaliteter på kommunens eksisterende badepladser.

Når det gælder påvirkninger af badevandskvaliteten i anlægsfasen, så kan der opstå korte perioder med forhøjet koncentration af suspenderet gravemateriale, dog formodentlig kun omkring bade stedet ved halvandet

Hvad angår vandkvaliteten, vil der som udgangspunkt ske små ændringer, hvor de tydeligste er ændringer i vandkvaliteten ved Trekroner, som i den fremtidige situation vil ligge i en beskyttet bugt inde i havnen. Dette vil medføre nedsatte strømforhold omkring øen og dermed mindre vandskifte, hvorfor der ses lokale ændringer i bl.a. årsgennemsnitligt klorofyl-a, som vil stige med ca. 1 µg/l (op til 23% sammenholdt med baseline). I den sydlige del af havnen er der et tilsvarende fald i klorofyl-a koncentrationen.

Iltforholdene i havnen vil ændre sig med 0,1 – 1,0 mg/l. I den nordlige del af havnen vil der ske et fald i koncentrationen på 0,1 – 1,0 mg/l, bortset fra området omkring Trekroner, hvor der vil være en øgning af iltkoncentrationen, der skyldes en øget primærproduktion. Ændringer i bølge- og strømforhold vil ændre resuspension af organisk materiale, hvor der i området omkring Trekroner ses en reduktion i resuspension, hvilket øger sigtddybden med cirka 0,5 m. Inde i havnen reduceres sigtddybde med cirka 0,1 – 0,6 m.

Vandkvalitetsændringerne synes ikke at påvirke vækst af ålegræs i havnen, udover ved Trekroner. Nord for havnen ved Tuborg vil der ske en svag forøgelse af ålegræsproduktionen.

Ændringer i primærproduktionen vil afspejles i ændringer i næringssaltniveauerne, hvor der i den nordlige del af havnen vil ske et fald i nitrat, da en del af nitraten vil indgå i primærproduktionen. Ændringer i fosfat er stærkt begrænset med en lille stigning omkring Trekroner og et meget lille fald i fosfatkoncentrationen ud for Lynetteholm i Øresund.

De ændrede strømforhold i havnen efter bygning af Lynetteholm vil påvirke den strøm- og vinddrevne transport af tang (ålegræs og makroalger). I Trekroner-bugten vil der potentiel kunne ske en øget ophobning af tang langs Lynetteholm i sensommeren. Tilsvarende vil der i sensommeren kunne ske en øget ophobning af tang på østsiden af Lynetteholm og specielt i Hovedforslag 2 (design med proceslandskabet), idet udformningen af dette potentielt vil kunne fange drivende tang.

8 Konklusion

En samlet vurdering af påvirkninger af badevandsforhold, vandkvalitet og ophobning/drift af tang som konsekvens af udbygningen af Lynetteholmen, viser, at der er tale om begrænsede påvirkninger i både negativ og positiv retning, og det forventes, at ikke mindst kommunens eksisterende badepladser fortsat vil kunne opretholdes med en uændret kvalitet i fremtiden.

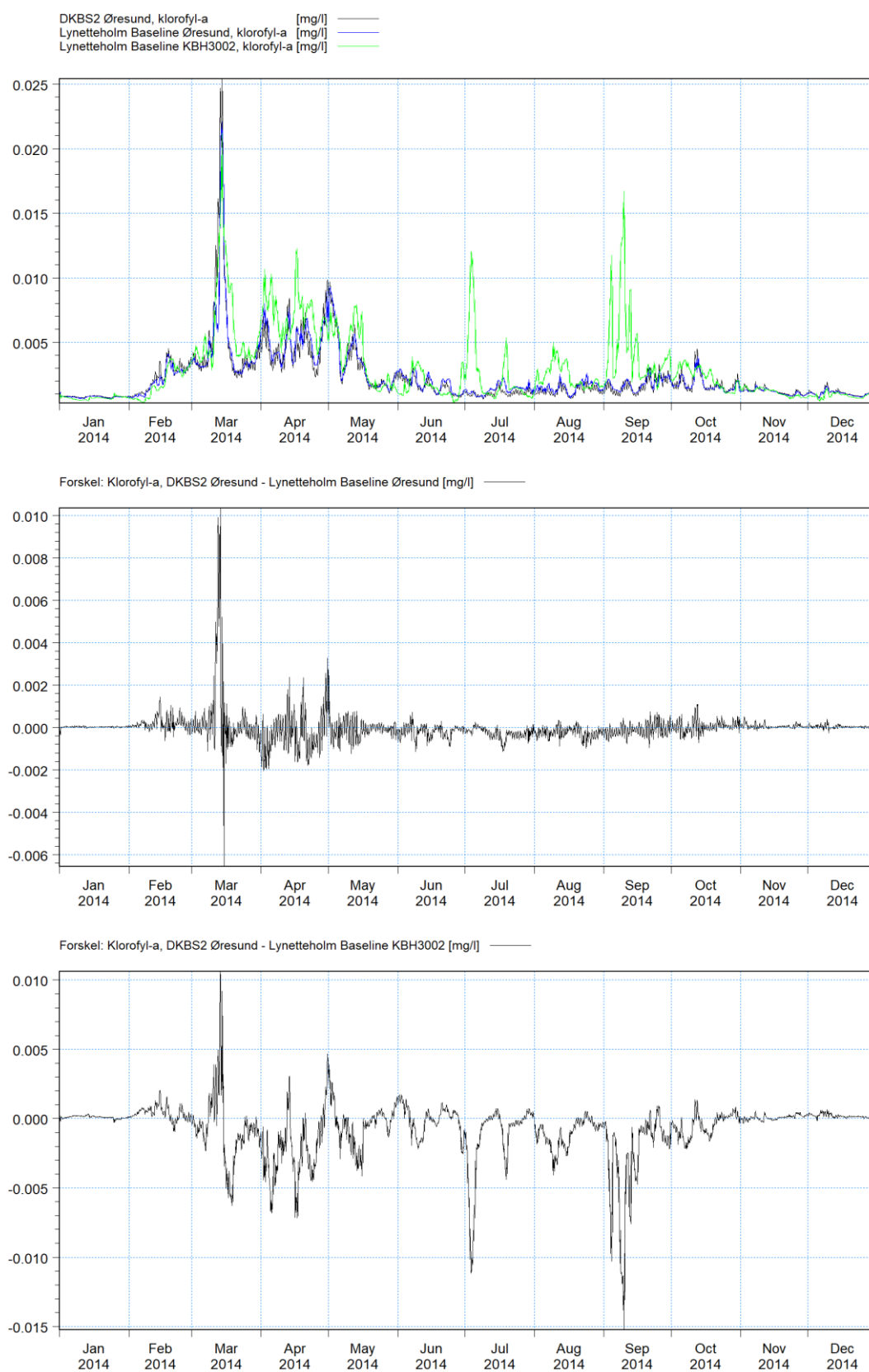
9 Referencer

- /1/ BIOFOS, Udledninger til Øresund, Fortyndingsvurdering". DHI Rapport, 2018.
- /2/ BIOFOS, Udledninger til Øresund, Badevandskvalitet". DHI Rapport, 2018.
- /3/ "Bekendtgørelse om badevand og badeområder", BEK nr. 917 af 27/06/2016.
- /4/ "Strand i Valbyparken, Analyse af den fremtidige badevandskvalitet". DHI Rapport, december 2015.
- /5/ "Badevandsovervågning - Vurdering af badevandsprofiler og varslingssystemer". Anders Erichsen, Hanne Kaas, Jesper Dannisøe, Ole Mark og Claus Jørgensen. Miljøstyrelsen, Miljøprojekt 1101, 2006.
- /6/ "Anlæg af Lynetteholm, VVM -Teknisk Baggrundsrapport nr. 1, Marine konsekvensvurderinger", DHI Rapport, maj 2020.
- /7/ DCE (2014); Baggrunds niveau for barium, zink, kobber, nikkel og vanadium i fersk- og havvand. Rapport til Naturstyrelsen.

A Bilag: Biogeokemisk modelvalidering

Modellen for Københavns Havn og området omkring Lynetteholm er valideret på baggrund af en større regional model (DKBS2), som er udviklet af DHI, og som indgår i Miljøstyrelsens modelarbejde bag de kommende vandområdeplaner (2021-2027). Der eksisterer ikke målinger i modelområdet indenfor den periode, hvor modellen er afviklet, og derfor har vi foretaget en sammenligning – en slags validering – af modelresultater mod andre modeldata. Det er ikke en validering i ordets egentlige betydning, men den er foretaget for at sikre, at modellen 'opfører' sig, som vi forventer.

Den regionale model, DKBS2, er kalibreret/valideret for perioden 2002-2016. Den lokale model dækkende Lynetteholmen anvender samme biogeokemiske modelopsætning og konstanter, som benyttes i modeludviklingen til vandområdeplanerne 2021-2027. Lynetteholm-modellen er analyseret i forhold til modellerede tidsserier i regionalmodellen DKBS2 ud fra to stationer i Lynetteholm-modelområdet. De to stationer inkluderer én med lokalitet i Øresund, hvor begge modeldomæner dækker (UTM-33, 731431 E, 6185744 N) samt station KBH3002 i selve Københavns Havn, hvor kun Lynetteholm-modelområdet dækker. Sammenligning af klorofyl-a og nitrat for de to stationer er vist i Figur A- 1 og Figur A- 2. Den relativt høje koncentration af nitrat modelleret på station KBH3002 i slutningen af juni, start september og slut oktober 2014, skyldes udledning fra overløb inde i Københavns Havn. Dette blev bekræftet med en AD-transportkørsel, hvor der blev udledt en konstant koncentration fra alle overløb i perioden fra 1. juni til 1. november 2014 med et tidsinterval på 15 minutter.



Figur A- 1 Tidsserier for klorofyl-a (mg/l) på station i Øresund (UTM-33, 731431 E, 6185744 N) (tidsserier fra DKBS2 og Lynetteholm baseline-model) og KBH3002 (tidsserier kun fra Lynetteholm baseline-model) for 2014.



Figur A- 2 Tidsserier for nitrat (mg/l) på station i Øresund (UTM-33, 731431 E, 6185744 N) (tidsserier fra DKBS2 og Lynetteholm baseline-model) og KBH3002 (tidsserier kun fra Lynetteholm baseline-model) for 2014.