

11. KYSTMORFOLOGI

11.1 Metode

11.1.1 Metode til beskrivelse af den aktuelle miljøstatus

Beskrivelse af den aktuelle status for kystmorfologi er baseret på Kystdirektoratets Kystatlas, /78/. Beskrivelsen af den aktuelle miljøstatus er hovedsageligt baseret på den historiske udvikling af kystlinjen, erosion og kystbeskyttelse. Der anvendes i kystatlas /78/, en grov typologisering af kysterne, der for Københavnsområdet er angivet, som typen *sand eller klitkyst*. Dette vurderes ikke at være en repræsentativ beskrivelse af området, og denne parameter anvendes derfor ikke.

Der er desuden gennemført modellering af bølgeforhold i /82/. Analyserne i /82/ er gennemført for et undersøgelsesdesign, der afviger marginalt fra det endelige design primært i form af en mindre ændring af knækket i tragten mellem Nordhavn og Lynetteholm. Baggrundsrapport nummer 4, /85/, sammenligner de undersøgte og endelige designs, for at dokumentere at den mindre ændring af knækket i tragten mellem Nordhavn 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. Vurderinger i dette kapitel er derfor baseret på undersøgelsesdesignet.

Datagrundlaget for eksisterende forhold vurderes at være tilstrækkeligt.

11.1.2 Metode til vurdering af påvirkninger

I Tabel 8-1 er relevante kilder til miljøpåvirkninger angivet for anlægs- og driftsfasen.

Tabel 11-1 Kilder, som vurderes at kunne give anledning til påvirkning i anlægs- og driftsfasen.

Kilder til potentielle påvirkninger af kystmorfologi	Anlægsfase	Driftsfasen
Arealinddragelse til havs	X	X
Etablering af perimeter	X	

Der er gennemført numerisk modellering som grundlag for vurderingen af påvirkningerne på kystmorfologien /82/. Analyser er gennemført dels som komparative studier, hvor fremtidsscenerier er sammenlignet med eksisterende forhold. Ved anvendelse en model er det muligt at fastholde alle parametre der ikke har tilknytning til projektet og kun ændre projektrelaterede parametre hvorved effekten af fremtidssceneriet kan identificeres. De til grundlæggende modelresultater, baggrund og analyser findes i /82/.

Den anvendte viden og data om det bestemmende bølgeklime vurderes at være god.

11.2 Den aktuelle miljøstatus

Den historiske kystlinje er sammenlignet med den aktuelle kystlinje på Figur 11-1. Det ses, at kysten er stærkt modificeret. Mod syd findes Refshaleøen, Margretheholm, Prøvestenen og Amager Strandpark, der alle er opfyldte områder. Hovedparten af kyststrækningen udgøres af bolværk eller er på anden vis sikret af skråningsbeskyttelse /78/. Amager Strandpark er en sandstrand, der er kunstigt anlagt og åbnet i 2005.

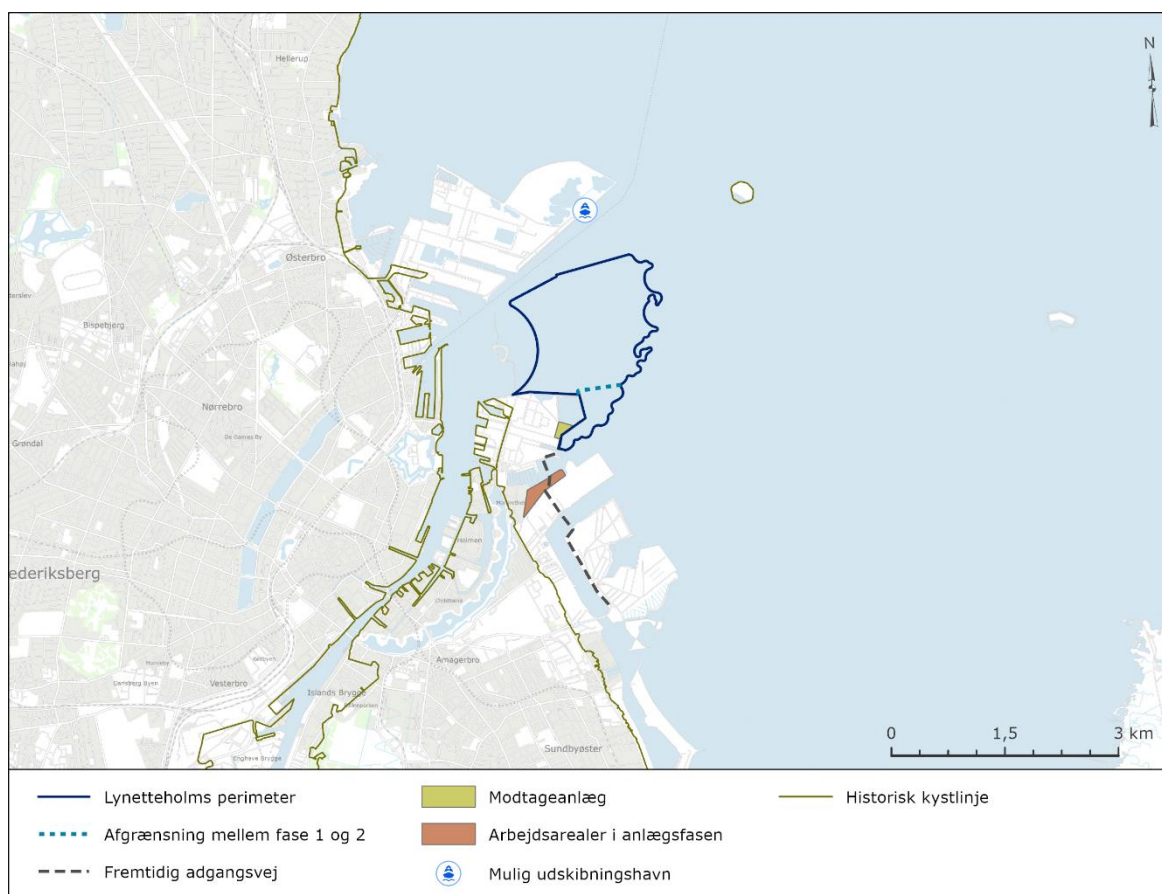
Mod nord findes Nordhavn, dele af Kalkbrænderihavn og Tuborg havn, der alle også er omkranset af en "hård" perimeter bestående af bolværk eller anden form for skråningsbeskyttelse. I Svanemøllebugten findes en 120 m lang kunstigt anlagt sandstrand.

Strækningen mellem Tuborg havn og Skodsborg havn er ligeledes sikret med moler eller skråningsbeskyttelse, /78/. Der findes flere steder sandstrande foran skråningsbeskyttelsen ved Hellerup havn, Charlottenlund Fort og enkelte private strande. Det vides ikke om disse strande sandfodres, men det vides, at der er udstedt tilladelse til privat sandfodring på strækningen.

Der er på hele strækningen angivet, at der er "lille" både kronisk og akut erosion, hvilket er den svageste klassificering af erosion der anvendes i /78/. Den akutte erosion er angivet til 0 cm/år, mens den kroniske er angivet til 5 cm/år. Det meget lille kroniske erosion kan således over tid medføre en "udpining" af strande mellem kystlinjen og en bagvedliggende fast skråningsbeskyttelse, hvilket bekræftes af den øjeblikkelige situation.

Der har tidligere være givet tilladelse til bypass Charlottenlund Søbad.

Området er karakteriseret ved "hårde" kystlinjer, der ikke er dynamiske i forhold til bølgepåvirkninger, men som dog kan være strukturelt påvirkelige hvis bølgepåvirkningen øges ud over deres styrke. Der er stedvis sandstrande, Amager Strandpark og Hellerup Strand, der er dynamisk påvirkelige af et ændret bølgeklime. begge. Begge i en afstand af ca. 4 km fra projektområdet og begge beskyttet af hhv. Prøvestenen og Nordhavn. (Ligger i læ).



Figur 11-1 Sammenligning af eksisterende forhold og den historiske kystlinje, som fremgår af ældre målebordsblade fra 1800-tallet. Den historiske kystlinje fremgår med tynd streg.

11.3 Vurdering af påvirkninger i anlægsfasen og driftsfasen

Vurderingen af kystmorfologien er foretaget på den fuldt ud etablerede perimeter og beskriver således både driftsfasen og den mest vidtgående påvirkning under anlægsfasen.

Kystmorfologien er i høj grad styret af bølgeklimaet langs kysterne. Bølgeforhold er beskrevet i afsnit 10.2.4 og reference /82/.

Etableringen Lynetteholm påvirker bølgeklimaet lokalt i området. Der forekommer en skyggeeffekt langs med opfyldningen. Middelbølgeretningen drejes derfor få grader i retning mod uret ved nordsiden af opfyldningen og få grader i retning med uret langs den sydlige del.

Der er særligt fokuseret på ændringer i bølgeklimaet i områder med sandstrande. Det skyldes, at bølger i kombination af vandstand er styrende for de kystmorfologiske processer.

Der er sandstrand ved Charlottenlund, Hellerup, Svanemøllen og Amager Strand. Øvrige strækninger af kysten er udført som "hård kyst" bestående af sten, kajanlæg eller lignende og derfor ikke påvirkelige for mindre ændringer i bølgeklimaet. I områderne med sandstrande kan der ikke identificeres signifikante ændringer i bølgeklimaet.

Der vurderes derfor ikke at være nogen påvirkning af kystmorfologien på de omkringliggende kyster herunder sandstrand ved Charlottenlund, Hellerup, Svanemøllen eller Amager Strand.

11.4 Kumulative påvirkninger

Der forekommer ikke kumulative effekter med andre projekter..

11.5 Afværgeforanstaltninger

Afværgeforanstaltninger er ikke nødvendige.

11.6 Overvågning

Overvågning er ikke nødvendig.

11.7 Sammenfattende vurdering

Tabel 11-2 Sammenfattende vurdering af påvirkningen af kystmorfologi.

Miljøpåvirkning	Sårbarhed	Påvirkningens størrelse			Betydning
		Intensitet	Geografisk udbredelse	Varighed	
Anlægsfasen					
Påvirkning af eksisterende sandstrande nord og syd for Lynetteholm	Lav	Ingen / ubetydelig	Lokal	Vedvarende	Ingen / ubetydelig
Driftsfasen					
Påvirkning af eksisterende sandstrande nord og syd for Lynetteholm	Lav	Ingen / ubetydelig	Lokal	Vedvarende	Ingen / ubetydelig

12. VANDKVALITET

12.1 Metode

12.1.1 Metode til beskrivelse af den aktuelle miljøstatus

Beskrivelsen af vandkvaliteten indenfor og omkring projektområdet er udført på basis af den eksisterende tilstand for vandområdet som anført i /86/, /87/ og /88/. Datagrundlaget for eksisterende forhold vurderes at være tilstrækkeligt.

12.1.2 Metode til vurdering af påvirkninger

Kilder, som vurderes at kunne give anledning til påvirkning af vandkvaliteten er listet i Tabel 8-1.

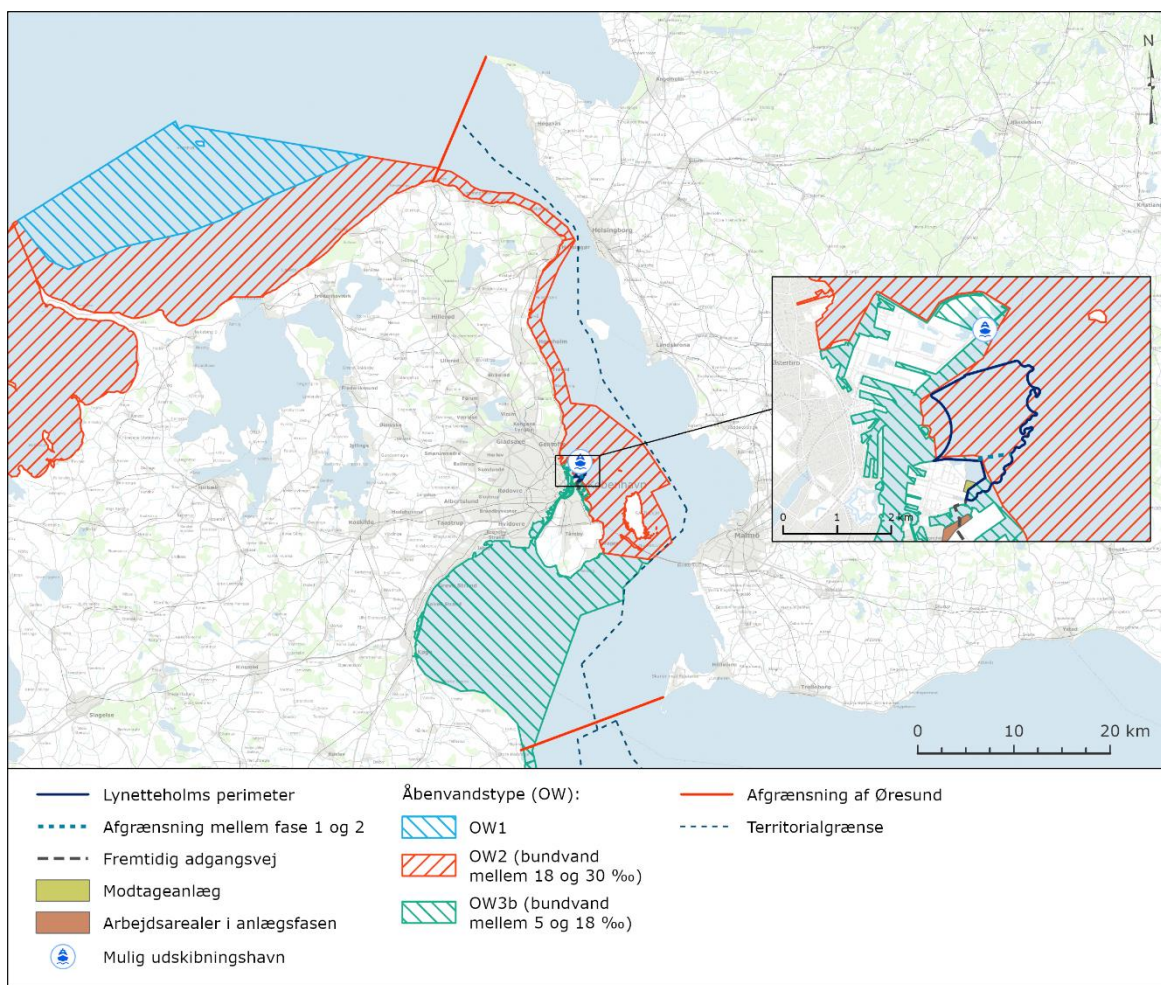
Tabel 12-1 Aktiviteter, som vurderes at kunne give anledning til påvirkning i anlægs- og driftsfasen.

Kilder til potentielle påvirkninger af vandkvalitet	Anlægsfase	Driftsfase
Arealinddragelse til havs	X	X
Frigivelse af sedimenter i vandsøjlen	X	
Frigivelse af forurenende stoffer i vandsøjlen	X	X

12.2 Den aktuelle miljøstatus

12.2.1 Karakterisering af havområdet

Den danske side af Øresund er i vandområdeplanerne (VOP) delt op i en nordlig del, svarende til det traditionelle Øresund omfattende området mellem Øresundsbroen og Helsingør, og en sydlig del omfattende Køge Bugt, se Figur 12-1.



Figur 12-1 Afgrænsning af vandområdeplanernes områder i Øresund for områder, hvor EU's vandrammedirektivet gælder. OW-signaturen står for åbenvandstype inddelt i typer efter saltholdighed, tidevandsamplitude og bølgeeksponering. To typer er beskrevet for Øresund, nemlig OW2 (bundvand mellem 18 og 30 ‰) for de kystnære åbne dele af det nordlige Øresund, mens de kystnære dele af det sydlige Øresund og Københavns Havn er af typen OW3b (bundvand mellem 5 og 18 ‰).

Vandområdeplanerne implementerer EU's vandrammedirektiv, der sammen med Havstrategidirektivet sigter på opnåelse af god tilstand i havet. Hvor vandrammedirektivets hovedsigte på havområdet er at forbedre vandkvaliteten i kystvandene, har havstrategidirektivet et mere økologisk funderet udgangspunkt for hele havområdet.

I nærværende kapitel er status, samt de potentielle påvirkninger af vandområderne jf. vandområdeplanerne, - som er benævnt "Nordlige Øresund" og "København havn", beskrevet og vurderet.

12.2.2 Status

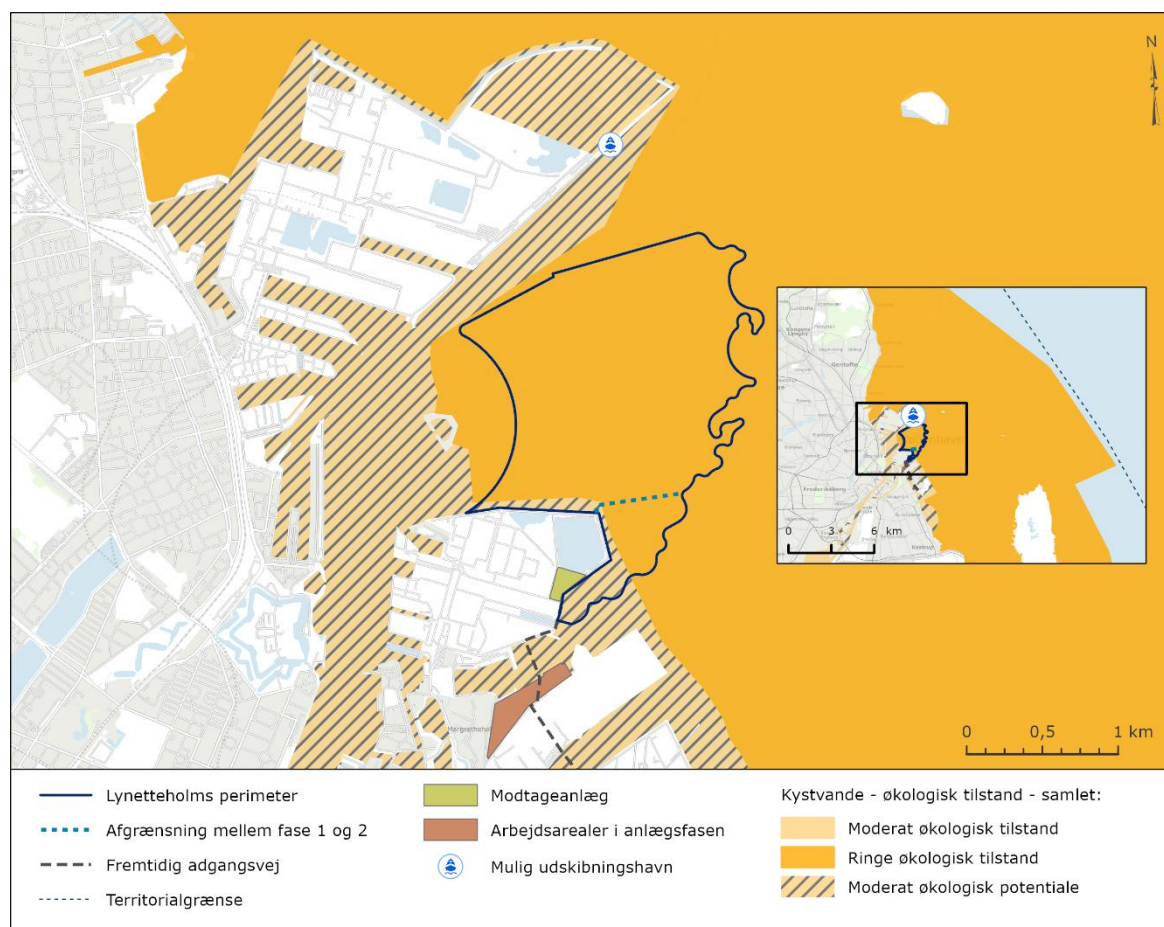
Vandområdet København havn er karakteriseret som et stærkt modificeret vandområde, hvilket betyder at de ændringer af vandområdets hydromorfologiske karakteristika, som er nødvendige for at opnå god økologisk tilstand, vil have betydelige negative indvirkninger på sejlads og havnefaciliteter i vandområdet, idet aktiviteterne må indstilles, og idet de nyttige formål, der tilsigtes med de modificerede karakteristika, ikke med rimelighed på grund af uforholdsmæssigt store omkostninger kan opnås med andre midler, som miljømæssigt er en væsentlig bedre løsning. Miljøtilstanden for København havn vurderes derfor i henhold til dets potentiale for de

pågældende parametre for kemisk og økologisk tilstand. Således er miljømålet for vandområdet København havn fastsat til "Godt økologisk potentiale", samt "God kemisk tilstand".

Den nuværende økologiske tilstand er samlet benævnt "Moderat økologisk potentiale", mens den kemiske tilstand er benævnt "Ukendt", se Tabel 12-2, Figur 12-2 og Figur 12-3.

Tabel 12-2 Nuværende Økologisk og kemisk tilstand for København havn, og vandområdet Nordlige Øresund /88/.

Parameter	København havn	Nordlige Øresund
	Økologisk potentiale/tilstand	
Ålegræs	Ukendt	Ringe
Klorofyl	Ukendt	God
Bundfauna	Ukendt	Ukendt
Miljøfarlige forurenende stoffer, MFS	Ukendt	Ukendt
Samlet	Moderat økologisk potentiale	Ringe økologisk tilstand
	Kemisk tilstand	
EU prioriterede stoffer	Ukendt	Ikke god kemisk tilstand

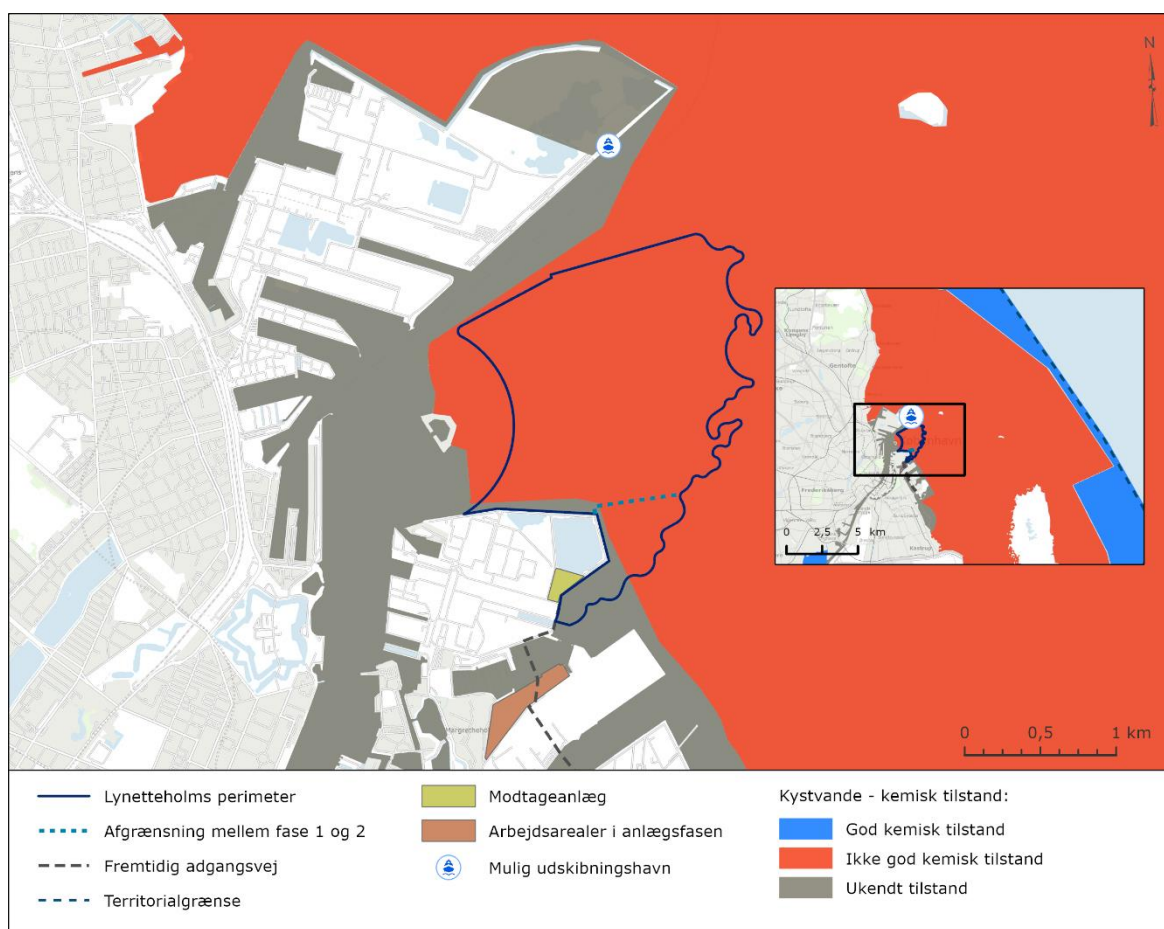


Figur 12-2 Den økologiske tilstand ifølge vandområdeplanerne /88/.

Miljømålet for vandområdet Nordlige Øresund, udenfor København havn er "God økologisk tilstand" og "God kemisk tilstand".

For vandområdet Nordlige Øresund varierer tilstanden for ålegræs, klorofyl, bundfauna og miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) mellem ringe, ukendt og god, mens den samlede økologiske tilstand er vurderet at være *ringe*, se Tabel 12-2, Figur 12-2 og Figur 12-3. En *ringe* økologisk tilstand for ålegræs i Øresund svarer til en dybdeudbredelse for Ålegræs på <5,5 m, ud fra en referencedybdeudbredelse i Øresund på 10,9 m jf. BEK nr. 1001 af 29/06/2016⁶.

Den kemiske tilstand for vandområdet Nordlige Øresund er benævnt. "Ikke god kemisk tilstand", hvilket skyldes at koncentrationen af bromerede diphenylethere (BDE) og kviksølv (Hg) overstiger miljøkvalitets kriteriet (BKK_{Biota}) i biota (fisk).



Figur 12-3 Den kemiske tilstand i henhold til EUs liste over prioriterede stoffer i følge vandområdeplanerne /88/.

Den menneskeskabte forurening er, for Øresund i almindelighed og for havneområdet omkring København i særdeleshed, afgørende for vandkvaliteten /86/. Frem til midten af 1990'erne var vandet i Københavns Havn stærkt forurenet. Knap 100 kloakudløb, oliespild og industriaffald var hovedårsagen til, at vandet var så beskidt, at det var forbudt at bade og fiske i det. Siden midten af 90'erne er der blevet bygget en række store underjordiske overløbsbassiner, hvor regn- og kloakvandet ledes hen, når kloakkerne er ved at være fyldt op. Fra overløbsbassinerne ledes

⁶ Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder.

vandet herefter til rensningsanlæg. Udledningen af næringsstoffer og organisk stof fra kloakudløb er således aftaget gennem de seneste årtier med nogle klare positive følger for havmiljøet, også i Øresund. Et vidnesbyrd herom er de mange havnebade (havnebad Fisketorvet, Sluseholmen, Islands Brygge), og badezoner (badezone Sandkaj, Søndre Refshalebassin, Bølgen, Halfdansgade, Havneviggen og Halvandet), der i de seneste år er etableret i København. Således er badezonen Sandkaj (Nordhavn), badezone Halvandet og Søndre Refshalebassin (begge Refshaleøen) beliggende i nærområdet for projektet Lynetteholm. Desuden skal nævnes badestrandene Svanemølle strand, Amager strandpark, samt Helgoland badeanstalt. Et tegn på den forbedrede vandkvalitet er også at der i dag er tilladelse til fiskeri med stang langs 37 km kajkanter i Københavns Havn. Selvom vandet i havnen er så rent at man kan bade i det, findes der stedvis forurenede sedimenter på bunden hvorfor man ikke skal spise bundfisk fanget i havnen. Således er det ikke tilladt at sætte garn eller ruser i Københavns Havn.

Forureningen i Øresund er dog langt fra nedbragt til et omfang, der har tilladt en tilbagevenden til tidligere tiders intakte økosystemer og naturrigdom. Synlige tegn på den forringede tilstand er de tilbagevendende algeopblomstringer, iltsvind, store mængder gopler og fravær af store fisk. Denne påvirkning kender ingen geografiske grænser, og vil ikke kunne bekæmpes alene ved en isoleret indsats i Københavnsområdet.

12.2.3 Vandkvalitet – eksisterende forhold (IFF)

Til belysning af baggrundstilstand af vandkvaliteten med hensyn til indholdet af forurenende stoffer er resultater fra målinger af vandkvaliteten i Københavns Yderhavn (Syd/sydvest for Trekroner, umiddelbart udfør det nordvestlige hjørne af Refshaleøen) i 2017 med målinger udført hver måned /94/, samt resultater fra målinger udført i sommeren 2020 i Kongedybet /95/ samlet i Tabel 12-3.

Tabel 12-3 Resultater fra analyse af vandprøver i µg/l for indhold af metaller og organiske forureniger i Københavns Yderhavn 2017 og Kongedybet 2020 /94/,/95/.

Stof (µg/l)	Yderhavnen /94/		Kongedybet /95/		VKK /90/		MST /99/ ¹
	Median*	Maks	Median*	Maks	Generelt	Max	Naturlig baggrund
Antal prøver	12		6				-
Benzen	<0,02	0,13	<0,020	<0,020	8	50	-
Toluen	0,067	0,17	<0,020	0,069	7,4	380	-
Ethylbenzen	<0,02	0,023	<0,020	<0,020	2	180	-
Sum af xylener	0,073	0,37	<0,040	0,074	1	100	-
Trichlormethan	<0,02	<0,02	-	-	2,5	-	-
1,1,1-trichlorethan	<0,02	<0,02	-	-	2,1	54	-
Tetrachlormethan	<0,02	<0,02	-	-	12	-	-
Trichlorethylen	<0,02	<0,02	-	-	10	-	-
Tetrachlorethylen	<0,02	<0,02	-	-	10	-	-
Naphthalen	<0,01	0,021	0,0041	0,0055	2	130	-
Acenaphtylen	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	0,13	3,6	-
Acenaphten	<0,01	<0,01	<0,001	0,0011	0,38	3,8	-
Phenanthren	<0,01	<0,01	<0,001	0,0013	1,3	4,1	-
Anthracen	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	0,1	0,1	-
Fluoren	<0,01	<0,01	<0,001	0,0012	0,23	21,2	-

Stof (µg/l)	Yderhavnen /94/		Kongedybet /95/		VKK /90/		MST /99/ ¹
	Median*	Maks	Median*	Maks	Generelt	Max	Naturlig baggrund
Fluoranthen	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	0,0063	0,12	-
Pyren	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	0,0017	0,023	-
Benzo(a)anthracen	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	0,0012	0,018	-
Chrysen	<0,01	0,02	<0,001	<0,001	0,0014	0,014	-
Benzo(b+j)fluoranthen	-	-	<0,001 ²	<0,001 ²	0,00017	0,017	-
Benzo(k)fluoranthen	-	-	<0,001	<0,001	0,00017	0,017	-
Benz(a)pyren	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	0,00017	0,027	-
Indeno(1,2,3-cd)pyren	-	-	<0,001	<0,001	0,00017	-	-
Dibenzo(a,h)anthracen	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	0,00014	0,018	-
Benzo(ghi)perylene	-	-	<0,001	<0,001	0,00017	0,00082	-
Metallerne vist som: filtrerede/ufiltrerede prøver. Kriterier i /5/ er for filtrerede metalanalyser.							
Arsen	1,1/1,3	1,7/2,6	1,3/1,4	1,6/1,6	0,6 ³	1,1 ³	-
Barium	16/16	18/20	8,8/13	16/17	5,8 ³	145	17(50)
Bly	<0,5/<0,5	1,3/2,8	1,8/1,5	4,2/4,4	1,3	14	0,145
Cadmium	<0,05/ <0,05	<0,05/ <0,05	0,11/0,11	0,14/0,14	0,2 ^{3/4}	0,45	0,025
Chrom III	<0,5/<0,5	1,6/3,7	0,71/1,8	1,4/13	3,4	124	0,5/2,5
Chrom VI	<0,5/<0,5	0,5/5,0			3,4	17	
Kobber	<1/<1	1,9/3,5	(5,4/7,6)**	(27/32)**	1 ³ (4,9 ⁴)	2 ³ (4,9 ⁴)	0,5
Kviksølv	<0,05/ <0,05	0,24/0,39	<0,002/ <0,001	<0,002/ <0,001	-	0,07	-
Molybdæn	3,7/4,1	7,0/7,0	5,9/6,3	6,7/8,0	6,7 ³	587	-
Nikkel	<1/<1	1,7/3	2,5/5,2	4,8/11	8,6	34	-
Selen	<1/<1	<1/<1	0,61/0,65	0,62/0,85	0,08 ³	31 ³	-
Tin	-/<1	-/1,4	-	-	7,4	380	0,003-0,04
Vanadium	<1/<1	1,8/2,4	-	-	4,1 ³	57,8	0,9
Zink	<5/<5	10/21	(8,5/9,8)**	16/22	7,8 ³	8,4 ³	1/-
ΣDimethylphenoler ₆ isomere	-	-	<0,12	<0,12	1,31	132	-
PCB7	-	-	<0,010	<0,010	-	-	-
TBT	-	-	<0,001	0,007	0,0002	0,0015	-
<p>Blå markering hvor detektionsgrænse er større end generelt krav, Orange markering > generelt krav og røde markering > max krav /90/.</p> <p>*Data er præsenteret som medianværdier fremfor gennemsnitsværdier, fordi flere dataserier inkluderer mange værdier under detektionsgrænsen, hvorved undgåes inkluderet en kunstig defineret værdi for data under detektionsgrænsen.</p> <p>**Værdierne er uventede høje og vurderes ikke at være repræsentative for baggrundsbelastningen.</p> <p>- . Ingen data</p> <p>¹) Baggrundsværdier jf. datablade som baggrund for kvalitetskriterier. Det bemærkes at værdier repræsenterer forskellige vandmiljøer, årstal og lande. For flere metaller er det ikke entydigt om værdier gælder for total eller opløst.</p>							

Stof (µg/l)	Yderhavnen /94/		Kongedybet /95/		VKK /90/		MST /99/ ¹
	Median*	Maks	Median*	Maks	Generelt	Max	Naturlig baggrund
²⁾ For Kongedybet er kun bestemt benzo(b)fluoranthen ³⁾ Kvalitetskravet er denne koncentration af stoffet tilføjet den naturlige baggrundskoncentration. ⁴⁾ Kvalitetskravet angiver den øvre koncentration af stoffet uanset den naturlige baggrundskoncentration.							

Af resultaterne fra Yderhavn og Kongedybet ses lave indhold af PAH'er. De høje detektionsgrænser for PAH-analyser udført på Yderhavnen gør det dog ikke muligt at vurdere data mod miljøkvalitetskravene. Analyser af metallerne er udført på både filtrerede og ufiltrerede prøver, som kun afviger i mindre grad. Flere metaller overskrider miljøkvalitetskravet både i Yderhavnen og i Kongedybet. I Kongedybet blev der udtaget 3 prøver fra hhv. 1 meters og 13 meters dybde. Der blev ikke observeret en entydig forskel mellem dybderne og resultaterne for begge dybder er derfor samlet i Tabel 12-3. Værdierne fra Kongedybet for særligt kobber og zink er høje, mest markant for kobber. Det vurderes at være sandsynligt at vandet kan være påvirket af vand fra det nærliggende fælles kloakudløb fra renseanlæggene Damhusåen og BIOFOSS Lynetten, hvor det er kendt at tilført overfladevand kan have høje koncentrationer af kobber og zink /104/. Det vurderes derfor at disse værdier ikke er repræsentative for baggrundsbelastningen.

12.3 Vurdering af påvirkninger i anlægsfasen

Aktiviteterne i anlægsfasen som vurderes at kunne give anledning til påvirkning af vandkvaliteten er listet i Tabel 12-1, og er vurderet at resultere i følgende kilder til påvirkninger:

- Tab af vandareal.
- Påvirkning af vandkvalitet med sediment.
- Påvirkning af vandkvalitet med forurenende stoffer
- Påvirkning af vandkvaliteten med næringsstoffer.
- Påvirkning af vandkvaliteten med iltforbrugende stoffer.

12.3.1 Tab af vandareal

Anlægget Lynetteholm vil resultere i inddragelse af marint vandområde med areal på 2,75 km² (275 ha) ved middelvandspejl, og have et fodaftryk på eksisterende havbund på 2,96 km² (296 ha).

Sammenfattende vurderes påvirkningen af vandkvaliteten, som har høj sårbarhed, overfor påvirkningen, - tab af vandareal, - at være af lokal udbredelse, vedvarende, og med stor intensitet for det berørte vandområde. Således vurderes den samlede påvirkning af vandkvaliteten indenfor det berørte område at være moderat. Den overordnede påvirkning af vandkvaliteten for området lokalt/regionalt udenfor området for Lynetteholm er vurderet nedenfor.

12.3.2 Påvirkning af vandkvalitet med sediment

Påvirkningen af vandkvaliteten, herunder turbiditeten (sigtbarhed) under anlægsfasen ved frigivelse af sediment til vandsøjlen vil forekomme i tilknytning til følgende aktiviteter:

- Opgravning af sediment langs perimeteren.
- Opfyldninger med sand, grus, stenmaterialer i forbindelse med etablering af dæmning/fangedæmning/kaj langs perimeteren.
- Nedramning af spuns, etablering af jordankre mv. omkring perimeteren.

- Omlægning af spildevands- og overløbsledninger mv.
- Fjernelse af bølgebrydere og sydlig fyr ved Trekroner.

Opgravningen af sediment langs perimeteren, som vil foregå over én eller flere perioder indenfor anlægsperioden, vurderes at være den aktivitet som vil medføre den væsentligste påvirkning af vandkvaliteten med suspenderet sediment, både hvad angår varighed og spilmængder.

For de øvrige forhold, som nævnt ovenfor, er det vurderet at spredning og ophvirvling af sediment til vandfasen vil have relativ kort varighed, ligesom mængden af sediment der bringes i suspension vurderes at være begrænset i forhold til mængderne ved opgravningen langs perimeteren.

Opgravning af sediment (blød bund) langs perimeter

For at sikre tilstrækkelig geoteknisk stabilitet for Lynetteholm, er det således nødvendigt at lave en bundudskiftning langs de områder af den ydre perimeter, hvor der etableres dæmninger. Mængderne for bundudskiftning ses af Tabel 12-4.

Tabel 12-4 Mængden af sediment som er planlagt opgravet langs perimeteren for Lynetteholm.

Enhed	Mængden af sediment der opgraves		
	Rent	Forurenet	Total
m ³	1.341.750	383.349	1.725.099
Tons ¹	1.019.731	306.988	1.326.719

¹: Densitet med variation 775 – 1.020 kg/m³

Mængderne af sediment der skal opgraves ved bundudskiftningen, er inddelt i en øvre forurenet del, som er planlagt deponeret i Lynettens sedimentdeponi, og en nedre ikke-forurenet del, som er planlagt klappet på godkendt klappelands til havs.

Ved opgravningen af sediment vil der ske spild og spredning af sediment omkring arbejdsområdet. Til vurdering af omfanget heraf er der blevet udført hydrodynamisk modellering for opgravningen af sediment langs perimeteren for Lynetteholm /96/.

Som forudsætning for den udførte hydrodynamiske modellering er der konservativt valgt at forudsætte at gravearbejdet udføres i en lang sammenhængende cyklus, hvor der arbejdes 24/7 med brug af et uddybningsfartøj. I praksis vil der ikke blive arbejdet 24/7, men det er muligt at der i stedet vil anvendes mere end et uddybningsfartøj. Gravekapaciteten for uddybningsfartøjet er antaget at være 500 m³/time. Uddybningen forventes foretaget med skovl, hvorved der vil være et jævnt spild fordelt over vandsøjlen i forbindelse med at skovlen føres op og et lokalt spild ved overfladen, idet der vil være et ekstra spild når skovlen går igennem vandoverfladen og op i luften, hvor en del af vandet dræner af. Materialet læsses på pram og da sedimentet har et højt vandindhold kan der også forventes et overløb fra prammen, se Tabel 12-5.

Tabel 12-5 Overordnede forudsætninger for den hydrodynamiske modellering /96/.

Forudsætninger for den hydrodynamiske modellering	
Arbejdscyklus	24 timer/7 dage
Produktionsrate	500 m ³ /time
Gravespild i vandsøjlen	4%
Gravespild ved overfladen (tørvægt < 1.000 kg/m ³)	6%
Gravespild ved overfladen (tørvægt ≥ 1.000 kg/m ³)	4%

Gravearbejdet startes ved den østlige perimenter og bevæger sig i retning mod nord, hvorefter den nordlige perimenter afgraves i retning mod vest og sluttelig afgraves den vestlige perimenter i retning mod syd. Gravecyklussen udføres således, at der i første ombæring kun afgraves den øverst liggende forurenede del af sedimentet. Hvorefter gravecyklus gentages for den underliggende ikke-forurenede del.

Til erstatning for afgravede sediment efterfyldes der med sand indvundet til havs til det omkringliggende bundniveau.

Gravearbejdet vil blive udført i vinterhalvåret, hvor vandtemperaturen er lav. I modelberegningerne er de benyttede faldhastigheder derfor beregnet ud fra en antagelse om en vandtemperatur på omkring 5 °C.

Varigheden af de definerede gravescenarier er beregnet med udgangspunkt i produktionsraten, arbejds cyklus og gravemængderne. Varighederne er angivet i Tabel 12-6.

Tabel 12-6 Varighed af gravearbejder langs perimenteren for Lynetteholm for udførte modelsimuleringer.

Varighed af gravearbejder for udførte modelsimuleringer		
Varighed (timer)		
Forurennet sediment	Rent sediment	Total
767	2.481	3.450

I Tabel 12-7 er vist hvilke forhold der er udført hydrodynamisk modellering for i relation til afgravningen af bundsediment langs perimenteren for Lynetteholm. Således er der udført modellering for ren og total mængde af spildt sediment, for den samlede varighed for overskridelse af 2, 5, 10, 15 mg/l i vandsøjlen, hvor 2- 5 mg suspenderet sediment/l svarer til hvor sedimentfaner vil være synlige, 10 – 15 mg/l hvor nogle fiske- og fuglearter påvirkes. Desuden er angivet aflejringsstykkelsen (mm) for den del af sedimentet som spildes og som efterfølgende sedimentere/aflejres på havbunden.

Den grovkornede fraktion af sediment der spildes under opgravningen af sediment langs perimenteren for Lynetteholm vil aflejres umiddelbart omkring perimenteren, mens den finkornede fraktion (<40 µm) af sediment der spildes, vil blive spredt over et større område med strømmen og først blive aflejret i læ områder hvor strømmen er lav.

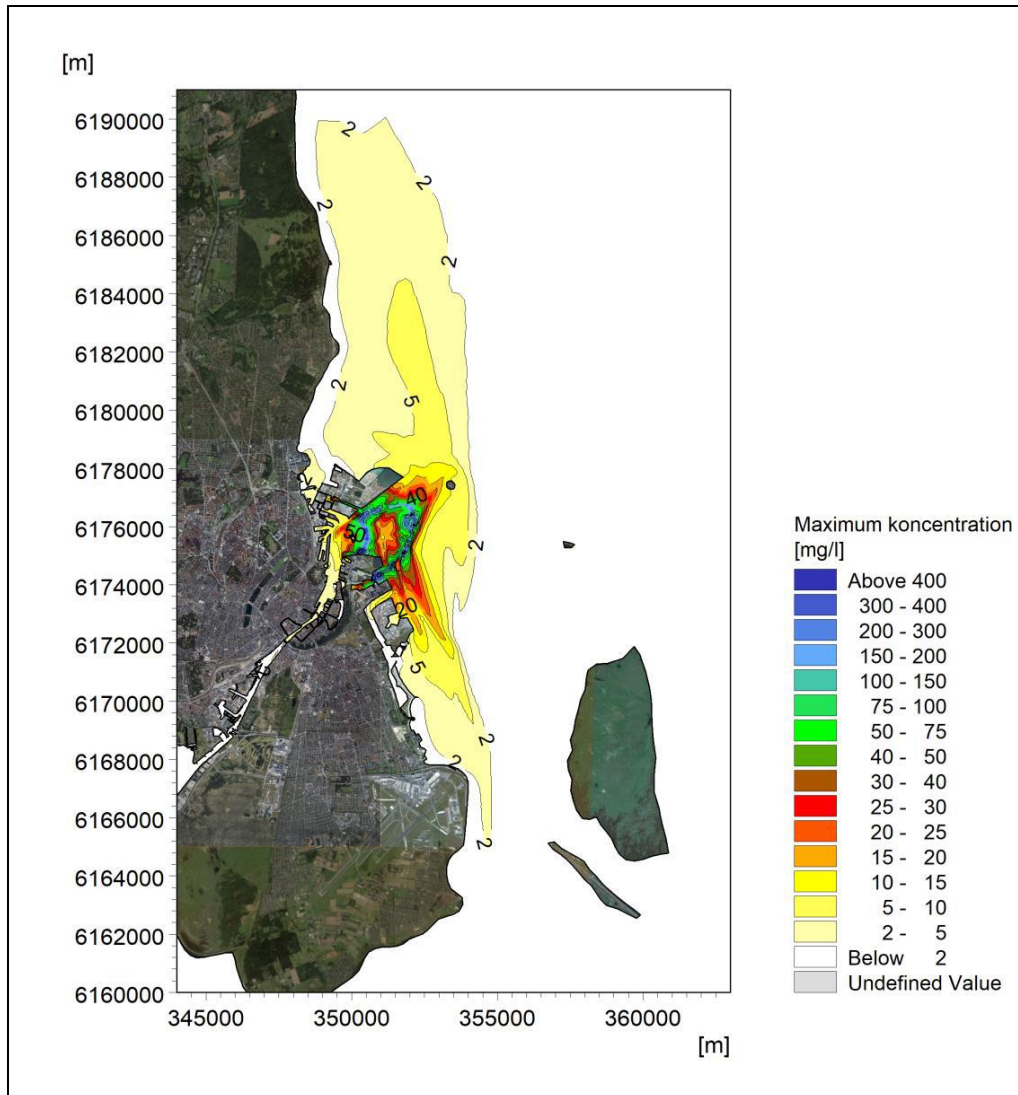
Tabel 12-7 Scenarier for den hydrodynamiske modellering som beskrevet i ref. /96/.

Scenarier for den hydrodynamiske modellering	
Gravescenarier for afgravning langs perimenteren for Lynetteholm	
-	Afgravning af forurennet sediment
-	Afgravning totalt af forurennet og rent sediment
Vandsøjlen	
-	Dybdemidlet maksimumkoncentration ved gravespild (maks. mg/l)
-	Varighed af overskridelse af 2 mg suspenderet sediment/l under gravearbejdets udførelse (timer)
-	Varighed af overskridelse af 5 mg suspenderet sediment /l under gravearbejdets udførelse (timer)
-	Varighed af overskridelse af 10 mg suspenderet sediment /l under gravearbejdets udførelse (timer)
-	Varighed af overskridelse af 15 mg suspenderet sediment /l under gravearbejdets udførelse (timer)

Havbund

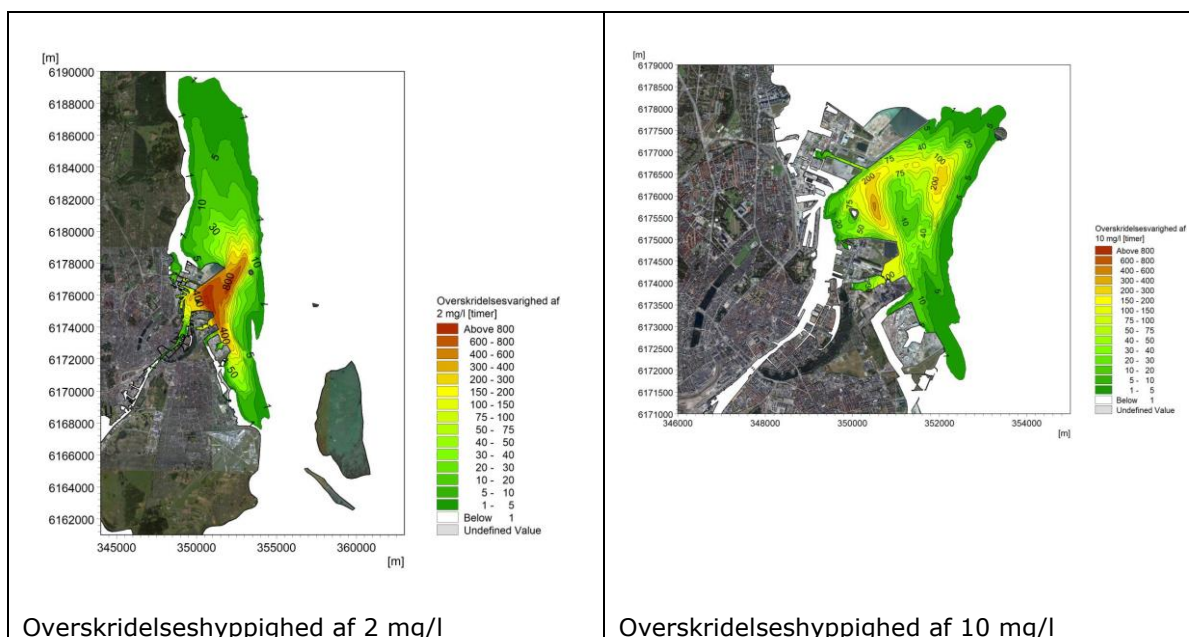
- Aflejringstykkelser (mm) beregnet under forudsætning af tørdensitet på 400 kg/m^3

Et billede af sedimentets største udstrækning fås ved at udtrække den maksimale dybdemidlede sedimentkoncentration i løbet af hele graveperioden, se Figur 12-4.



Figur 12-4 Modelleret dybdemidlet maksimum sedimentkoncentration (mg/l) ved gravespild /96/.

Af Figur 12-4 fremgår at sedimentspildet vil være koncentreret til området omkring perimeteren, omkring Københavns Havn, med sedimentfaner langs sejlrenderne. Der ses at der udfør og langs kysten vil ske spredning af sediment op til nord for Taarbæk, og mod syd ned til syd for Dragør. Udenfor havneområdet vil varigheden og koncentrationen af suspenderet sediment imidlertid være kort og lav, se Figur 12-5 som viser varighed for overskridelse af 2 mg og 10 mg sediment/l, hvor den samlede varighed af gravearbejderne er 3.450 timer.



Figur 12-5 Overskridelseshyppighed (timer) af 2 mg/l og 10 mg/l ved gravearbejdets udførelse /96/.

Tabel 12-8 viser det påvirkede vandareal (ha) med overskridelse af 2, 5, 10 og 15 mg/l i henholdsvis 24 og 48 timer, samt i 1 og 2 uger.

Tabel 12-8 Påvirket vandareal (ha) med overskridelse af koncentration af suspenderet sediment total (rent og forurenet) /96/.

Påvirket vandareal (ha) med overskridelse af koncentration af suspenderet sediment (rent og forurenet) på 2, 5, 10, 15 mg/				
Koncentration (mg/l)	Samlet overskridelsesvarighed			
	24 timer	48 timer	1 uge	2 uger
2	2.364	1.693	964	642
5	881	726	347	92
10	510	333	68	5
15	288	183	15	0,7

Af Tabel 12-8 fremgår det arealet hvor koncentration af suspenderet sediment vil være 2 mg/l eller 15 mg/l i op til 2 ugers varighed vil være fra 642 ha til 0,7 ha.

Sammenfattende vurderes påvirkningen af vandkvaliteten, som har en lav sårbarhed overfor påvirkningen, - "opgravning og spredning/ frigivelse af sedimenter til vandsøjlen", - at være af lokal - regional udbredelse, af kort varighed, samt af lille intensitet. På baggrund heraf vurderes den overordnede betydning af påvirkningen at være lille.

12.3.3 Påvirkning af vandkvalitet med forurenende stoffer

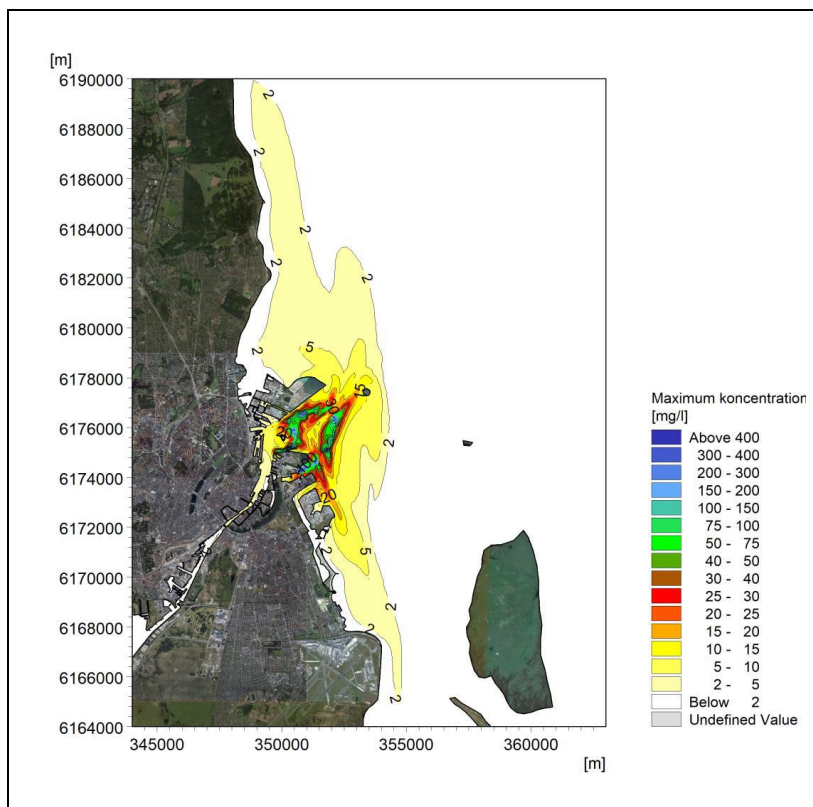
Påvirkningen af vandkvaliteten ved frigivelse af forurenende stoffer, iltforbrugende stoffer og næringssalte til vandfasen i forbindelse med spild/opvirling af sediment, vil generelt kunne forekomme fra samme aktiviteter som beskrevet for afsnit 12.3.2. Tilsvarende afsnit 12.3.2 vurderes påvirkningen af vandkvaliteten med tilførsel af forurenende stoffer primært at skyldes opgravningen af sediment/blød bund langs perimeteren for Lynetteholm.

Derudover vil omlægningen af Lynetteledningen (U1/U4 ledningen), medføre en ændring mht. udledningsforholdene, og spredningen/opblandingen af det rensede spildevand fra Lynetten (U1)/fra overløbsvand (U4). Således er udledningen planlagt længere mod øst sammenlignet med i dag, se Figur 12-19 og Figur 12-20 /72/.

For de øvrige aktiviteter som beskrevet i 12.3.2, er det vurderet at spredning, og ophvirvling af forurenende stoffer og næringssalte til vandfasen vil være kortvarig, ligesom mængden af forurenende stoffer og næringssalte som bringes i opløsning vurderes begrænset i forhold til de mængder som vil blive håndteret ved opgravningen af forurenede sediment langs med perimeteren for Lynetteholm /96/. Således er området hvor Lynetteholm etableres et område der gennem en meget stor del af Københavns havns historie har været brugt til at dumpe affald. Desuden har området virket som et naturligt sedimentationsområde, hvor blandt andet tungmetaller og miljøfremmede stoffer er endt i sedimentet.

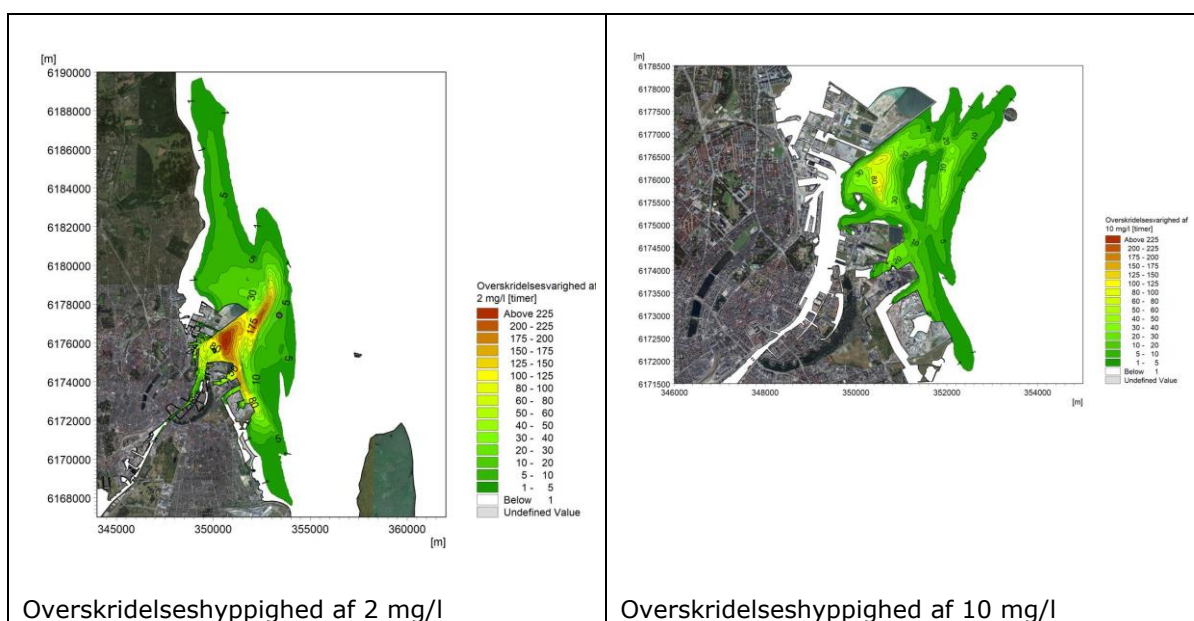
12.3.3.1 Opgravning af forurenede sediment langs perimeteren

Den forurenede del af sedimentet som bringes i deponi for havnesediment, udgør kun en mindre del af den samlede gravemængde og fjernes før den ikke-forurenede del, da forureningen er beliggende i de øvre sedimentlag. Graveperioden for den forurenede del udgør 767 timer. Et billede af sedimentfanens største udstrækning kan fås ved at udtrække den maksimale dybdemidlede sedimentkoncentration i løbet af hele graveperioden. Maksimumkoncentrationen ved gravearbejdet er vist i Figur 12-6. Det ses af figuren og ved sammenligning af plot fra de fulde gravescenarier Figur 12-4, at maksimumkoncentrationens udbredelse ikke påvirkes synderligt af om der graves i 14 dage eller over måneder /58/.



Figur 12-6 Modelleret dybdemidlet maksimum sedimentkoncentration (mg/l) af forurenet sediment ved gravespild /96/.

Sedimentfanens udbredelse og påvirkning ved afgravning af det forurenede bundsediment er illustreret ved hjælp af varighedsplot, hvori det angives i hvor lang tid en given dybdemidlet sedimentkoncentration udløst af gravearbejdet vil være overskredet, se Figur 12-7 med varighedsplot for overskridelse af koncentration på 2 mg/l, og 10 mg/l.



Figur 12-7 Overskridelseshyppighed (timer) af 2 og 10 mg forurenet sediment/l ved gravearbejdets udførelse /96/.

Grænsen for en synlig sedimentfane går typisk et sted mellem 2-5 mg/l. Det ses, at de største overskridelsesvarigheder optræder i området øst for Trekroner og i Kronløbet. Der vil være perioder, hvor sedimentfanen vil være synlig i Yderhavnen. De højeste varigheder med overskridelse af 2 mg/l udgør et sted mellem 190-200 timer, hvilket skal ses i forhold til den samlede graveperiode på 767 timer. Kortvarigt kan sedimentfanen have en udstrækning mod nord helt op til Skodsborg og mod syd ned til Kastrup Lufthavn (op til få timers varighed). For de højere sedimentkoncentrationsniveauer (10 mg/l) finder overskridelserne primært sted i graveområdets nærhed. Sedimentudbredelsen ind i Havneløbet er i disse plot af yderst begrænset omfang.

Tabel 12-9 viser det påvirkede vandareal (ha) med overskridelse af 2, 5, 10 og 15 mg/l i henholdsvis 24 og 48 timer, samt i 1 og 2 uger. Heraf fremgår at vandarealer med >2 mg forurenede sediment/l vil forekomme med en varighed på <1 uge, og at vandarealer med >10 mg forurenede sediment/l vil forekomme med varighed af få dage. Således er det beregnet at varighed for vandareal på 159 ha (1,59 km²) med 10 mg forurenede sediment/l er på omkring 1 døgn.

Tabel 12-9 Påvirket vandareal (ha) med overskridelse af koncentration af forurenede suspenderet sediment /96/.

Påvirket vandareal (ha) med overskridelse af koncentration af suspenderet forurenede sediment på 2, 5, 10, 15 mg/l				
Koncentration (mg/l)	Samlet overskridelsesvarighed			
	24 timer	48 timer	1 uge	2 uger
2	1.178	809	17	0
5	503	228	0,2	0
10	159	43	0	0
15	54	14	0	0

I forbindelse med ophvirvling og spild af sediment under anlægsfasen vil langt størsteparten af forureningsspredningen ske partikulært og bundet til sedimentet. Dette er beskrevet ved varigheder og udbredelser i ovenstående. En noget mindre andel af forureningen vil spredes som opløste komponenter.

For at beregne potentialet for andelen af opløste komponenter er der taget udgangspunkt i miljøkemidata fra sedimentundersøgelserne på Lynetteholmen i 2020. Der er beregnet median- og 95% percentil-værdier for de 160 miljøkemiske analyser af sedimentprøverne som basis for omregning til vandkoncentrationer. Omregning fra sediment til vand er baseret på fordelingskoefficienter (K_d-værdier) anført i den norske vejledning for risikovurderinger af forurenede sedimenter /89/. Fordelingskoefficienterne er justeret efter medianværdien for indhold organisk stof i sediment på Lynetteholmen. De beregnede teoretiske vandkoncentrationer ses af Tabel 12-10.

In-situ vandkoncentrationer under sedimentspild ved anlægsfasen vil afvige fra de teoretiske beregnede værdier, idet:

- de beregnede værdier i Tabel 12-10 er gældende under ideelle betingelser, f.eks. i stillestående porevand i ligevægt med sedimentet.
- ved spredning af sedimentet i vandfasen vil der opstå andre ligevægtsbetingelser end forudsat i beregningerne, hvorved massebalancerne påvirkes. Desuden er hastigheder for reaktionsligevægte for f.eks. tungmetaller langsomme og derved opnås ikke nødvendigvis fuldstændig ligevægt mellem faserne før sedimentet genudfældes.

- målte vandkoncentrationer kan overvurdere den aktuelle opløste andel af stofferne, fordi fine partikler kan påvirke den påviste mængde, selv ved filtrering med 0,45 µm filter.

Tabel 12-10 Vandkoncentrationer (µg/l) - Teoretisk bestemte og fra udvaskningstest.

Stof	Teoretisk		Udvaskning		VKK /90/	
	Median	95%	Median	95%	Generelt	Maks.
Naphthalen	1,0	15	<0,01	0,030	2	130
Acenaphtylen	0,71	17	0,023	0,12	0,13	3,6
Acenaphten	0,12	2,7	<0,01	0,12	0,38	3,8
Phenanthren	0,20	3,7	0,029	0,16	1,3	4,1
Anthracen	0,12	2,3	<0,01	0,11	0,1	0,1
Fluoren	0,13	2,3	<0,01	0,040	0,23	21,2
Fluoranthren	0,0080	1,7	0,059	0,95	0,0063	0,12
Pyren	0,27	2,4	0,086	0,90	0,0017	0,023
Benzo(a)anthracen	0,011	0,16	0,011	0,38	0,0012	0,018
Chrysen	0,018	0,20	0,031	0,30	0,0014	0,014
Benzo(b+j)fluoranthren	0,0073	0,10	0,073	0,83	0,00017	0,017
Benzo(k)fluoranthren	0,0055	0,068			0,00017	0,017
Benz(a)pyren	0,0082	0,089	0,042	0,32	0,00017	0,027
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,0020	0,025	0,029	0,30	0,00017	-
Dibenzo(a,h)anthracen	0,00068	0,011	<0,01	0,037	0,00014	0,018
Benzo(ghi)perylene	0,0052	0,040	0,039	0,30	0,00017	0,00082
Bly	0,093	1,0	10	33	1,3	14
Cadmium	0,003	0,024	0,22	0,89	0,2 ^{1/2}	0,45
Chrom, total	0,081	0,25	1,8	8,2	3,4	124
Kobber	0,61	3,4	7,5	24	1 ¹ (4,9 ²)	2 ¹ (4,9 ²)
Kviksølv	0,0010	0,014	0,24	13	-	0,07
Nikkel	0,96	2,2	2,6	5,1	8,6	34
Zink	0,42	2,6	15	92	7,8 ¹	8,4 ¹
Barium	0,028	0,12	47	128	5,8 ¹	145
PCB7	<0,0011	0,021	<0,050	0,11	-	-
TBT	<0,044	6,0	<0,001	0,017	0,0002	0,0015

Orange markering > generelt krav og røde markering > maks. krav /90/
¹⁾ Kvalitetskravet er denne koncentration af stoffet tilføjet den naturlige baggrundskoncentration.
²⁾ Kvalitetskravet angiver den øvre koncentration af stoffet uanset den naturlige baggrundskoncentration.

De beregnede vandkoncentrationer er sammenlignet med data fra udvaskningstest og VKK i bekendtgørelse om miljømål /90/, se Tabel 12-10. Der ses overskridelser for PAH'er, og for metallerne i forbindelse med udvaskningstestene. I den teoretiske beregning er det kun kobber blandt metallerne, som fører til en overskridelse af VKK. Ved sammenligning med baggrundskoncentrationerne målt i Kongedybet i 2020, se Tabel 12-3, er baggrundskoncentrationer for PAH'er noget lavere, typisk <0,001 µg/l. For metallerne er baggrundskoncentrationer for Bly, Kobber, Zink og Barium fundet i koncentrationer over det generelle eller maksimale kvalitetskrav jf. /90/. Dog er baggrundsniveauerne generelt lavere end niveauerne bestemt ved udvaskningstestene.

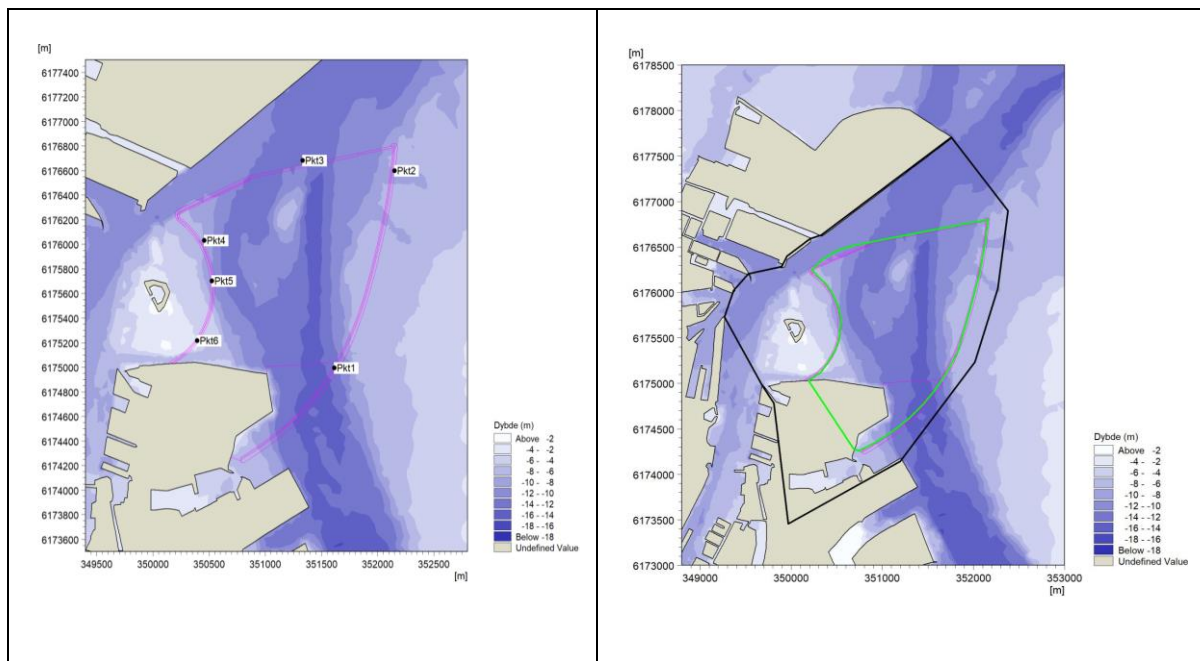
Undersøgelsen af potentialet for udvaskning af forureningskomponenter er gennemført på 20 sedimentprøver /91/. De gennemførte udvaskningstest er i henhold til EN/DS 12457-1, som anvendes i forbindelse med karakterisering af affald efter deponeringsbekendtgørelsen /92/. Testen bruges i henhold til bekendtgørelsen til at teste for udvaskning af tungmetaller med demineraliseret vand. Således skal der tages forbehold for testens resultater når den her er brugt til udvaskningstest på marine prøver for tungmetaller, organiske forureningskomponenter og andre parametre. Resultaterne fra udvaskningsforsøgene viser at niveauerne for PAH'er ligger lidt under ligevægtsværdierne for de lettere PAH'er og over for de tungeste PAH'er. Hvad angår tungmetallerne udvaskes generelt højere koncentrationer end de beregnede. For barium og kviksølv op mod en faktor x1000 og faldende til x2 for nikkel. Kviksølv vil i organiske sedimenter som sedimentet der skal opgraves langs perimeteren bindes stærkt, som de teoretiske beregninger og teorien angiver /93/.

Spredning af tungmetaller

Til beskrivelse og vurdering af spredningen af tungmetaller i det marine miljø er der udført hydrodynamisk modellering, hvor forudsætninger, og resultater er beskrevet nærmere i ref. /58/, ligesom der i sedimentafsnittet afsnit 9 er beskrivelse af forureningen (metaller og organiske stoffer) i sedimentet som opgraves langs perimeteren. Som det fremgår af /58/ og sedimentafsnittet 9 i nærværende rapport er det især metallerne kviksølv, zink, kobber, bly og cadmium som er vurderes som de mest kritiske parametre. I forbindelse med påvirkning af vandkvalitet er det valgt at modellere og vurdere spredningen af følgende miljøkritiske metaller: kviksølv (Hg), kobber (Cu) og zink (Zn). Disse findes i relative høje koncentrationer i den andel af havnets sedimenter som skal bortgraves, som jf. Tabel 12-10 kan medføre de relativt højeste vandkoncentrationer, og som er mest kritiske i forhold til overholdelse af miljøkvalitetskravene /90/.

Således er der i ref. /58/ udført beregninger og modellering for ovennævnte metaller i vandfasen med udtræk af tidsserier fra 6 punkter langs perimeteren hvor gravearbejdet udføres, ligesom der er defineret områder hvor udbredelsen/spredningen af metallerne er vist. Områderne, se Figur 12-8, er defineret som:

- Delområde 1: Hele modelområdet.
- Delområde 2: Havneområdet.
- Delområde 3: Lynetteholmområdet.



Figur 12-8 Venstre: Lynetteholmområdet med position af de 6 punkter til udtræk af tidsserier. Højre: Afgrænsningsområder brugt til massebalance beregninger/vurderinger. Delområde 2: sort polygon. Delområde 3: grønne polygon, forenklet visning af gældende scenarie. Hele modelområdet er ikke vist se /58/.

Det skal anføres, at der er gennemført modellering på afgravning af de forurenede sedimenter som vil blive afgraved først, hvilket svarer til cirka 20-25 % af den samlede mængde, der forventes afgraved. Der er derfor ikke direkte taget højde for, at sedimentspild fra opgravning af det forurenede sediment (12.327 tons) vil blive overlejret med spild fra opgravning af det uforurenede sediment (43.950 tons), svarende til en yderligere sedimentation på 3-3,5 gange. Konsekvensen heraf vil være en vertikal "fortynding" ned gennem det aflejrede sediment /58/.

For nedenstående vurderinger for metallerne kviksølv, kobber og zink er 95% percentilen for de målte sedimentkoncentrationer ref. /95/, /58/ og jf. Tabel 9-3 i kapitlet "Sediment", anvendt ifm. vurdering af spredningen af metaller i vandfasen, og vurderet i forhold til de lovgivningsmæssige VKK_{Maks} (bek. 1625), da der er tale om pulsudledninger under gravefasen.

Aflejringen/sedimentation er vurderet på baggrund af mediankoncentrationen fra de 160 sedimentprøver udtaget fra det forurenede sediment der skal opgraves /58/.

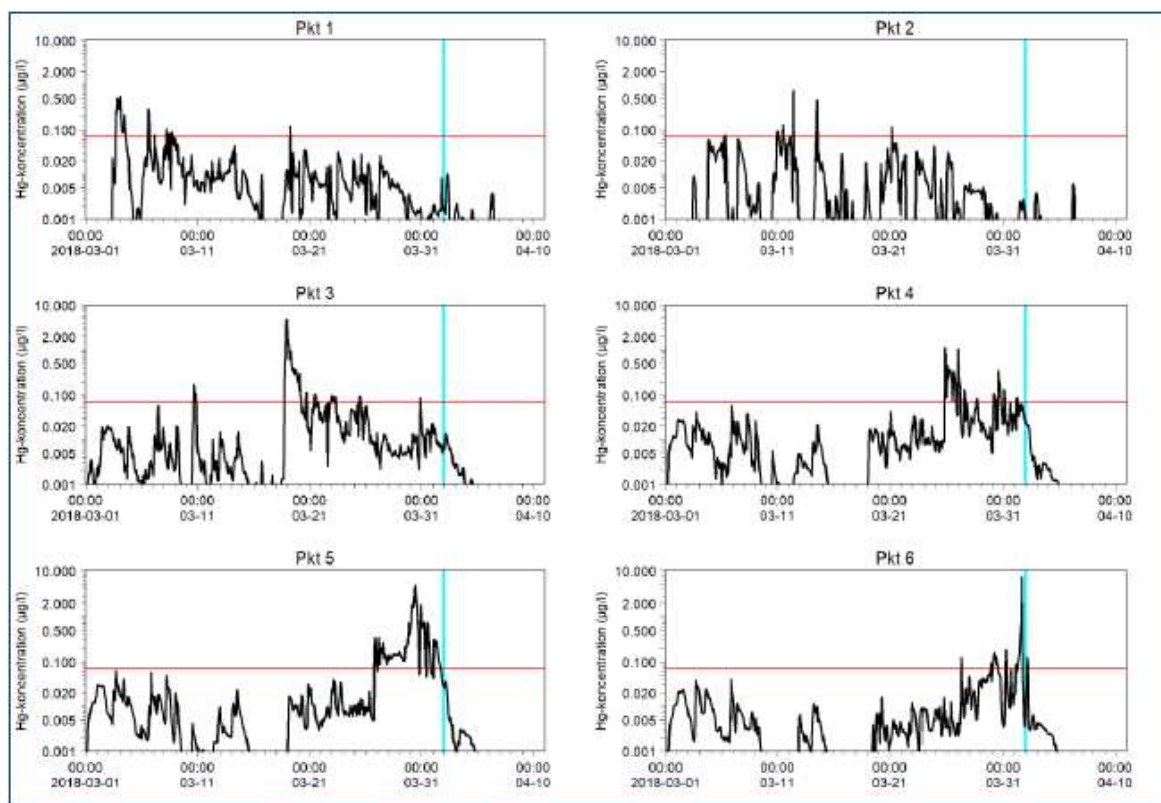
Kviksølv

For kviksølv vil gravearbejderne medføre et spild på totalt 2,7 kg kviksølv, og bidrage til hhv. en forhøjet sedimentkoncentration og vandsøjlekoncentration. Kviksølv i vandsøjlen vil binde sig til suspenderet stof og efterfølgende sedimentere /58/.

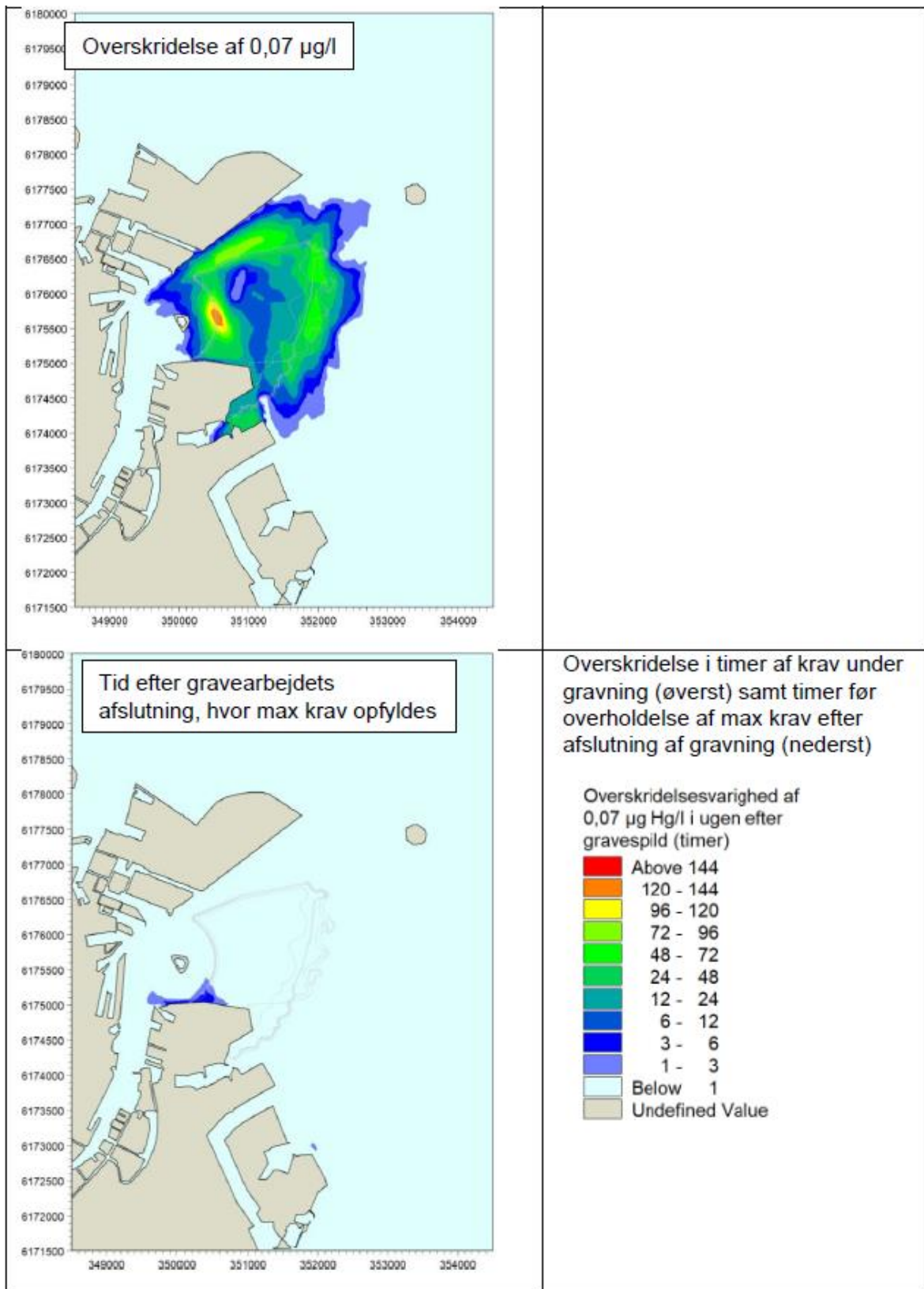
For kviksølvkoncentrationen i vandsøjlen vil der umiddelbart udenfor hvor opgravningen af sediment udføres være en periode på få timers varighed med en overskridelse af maksimum kvalitetskriteriet (VKK_{Maks}) på 0,07 µg/l /90/, se Figur 12-9 og Figur 12-10. Efter ophør af opgravningen af forurenede sediment vil koncentrationen i vandsøjlen i løbet af få timer for hele modelområdet være under 0,07 µg/l, se Figur 12-9.

Der er ikke noget godt kendskab til indholdet af kviksølv i vandfasen i de danske vandområder herunder Øresund. I Øresund er der ganske få målinger af baggrundskoncentration af kviksølv.

De seneste udførte målinger i 2020 målt af COWI i Lynetteholm området viste koncentrationen af kviksølv for målingerne lå under detektionsgrænsen på $<0,001 \mu\text{g/l}$ /95/, /100/. Der vil således under graveaktiviteterne være forhøjede koncentrationer i graveområdet og ud i Øresund, som så falder til under detektionsgrænsen kort tid (timer) efter gravearbejdets ophør /58/.



Figur 12-9 Kviksølv i vandfasen ($\mu\text{g/l}$). Tidsserier fra 6 punkter langs gravelinjen, se Figur 12-8 for placering af positioner. Rød vandret linje angiver vandkvalitetskriteriet $0,07 \mu\text{g/l}$ jf. /90/.

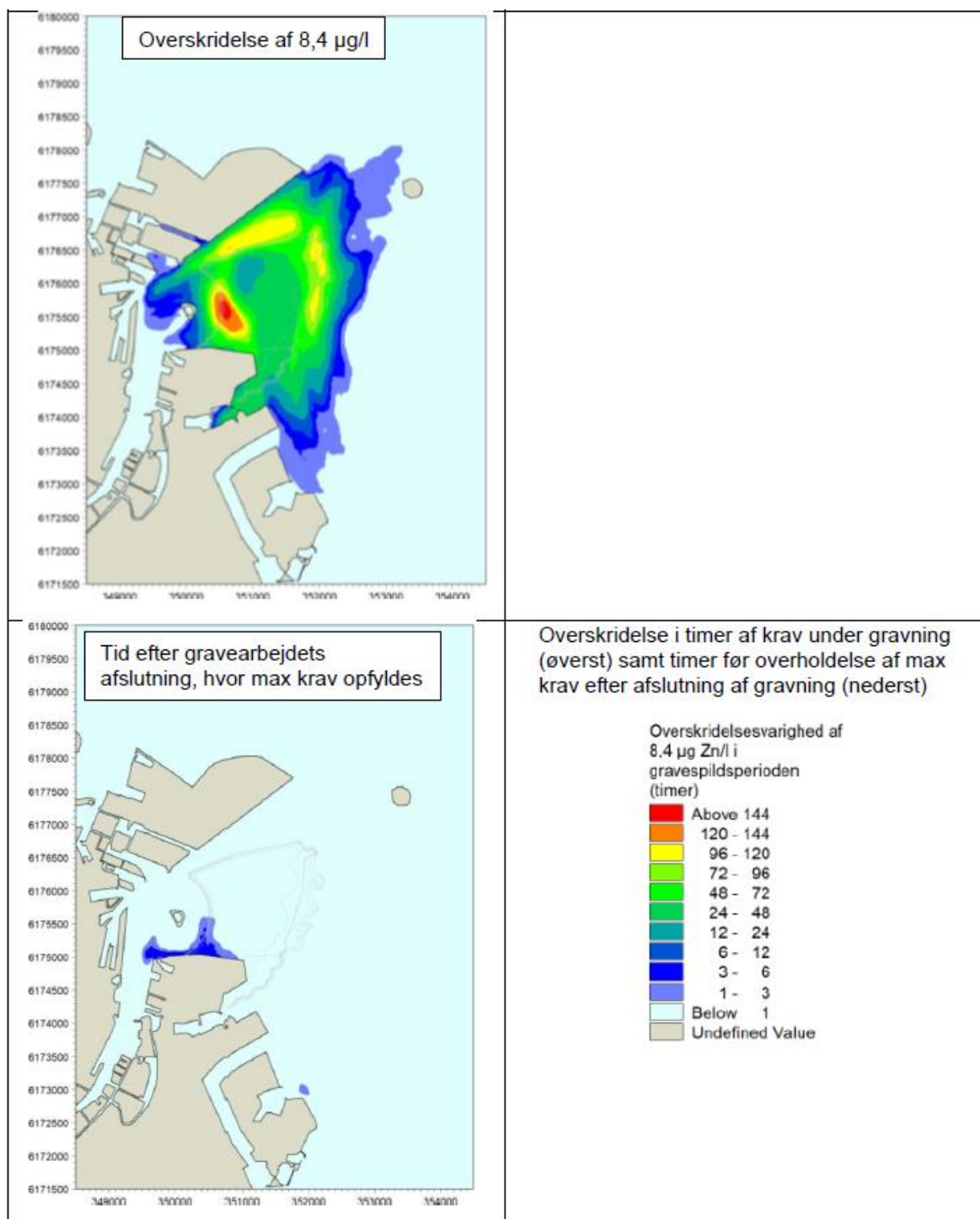


Figur 12-10 Kviksølv i vandfasen. Øverst: Antal timer med overskridelse af 0,07 µg/l (maksimum kvalitetskrav) jf. /90/. Nederst: Tid efter gravearbejde til overholdelse af maksimum kvalitetskravet /96/.

Zink

For zink er spild fra gravearbejderne i forurenede sediment beregnet til at være på 1.171 kg. Zink vil i lighed med kviksølv i vandsøjlen binde sig til suspenderet stof og efterfølgende sedimentere /58/.

For zinkkoncentrationen i vandsøjlen vil der periodisk være en overskridelse af kravgrænsen på 8,4 µg/l uden tillæg af baggrunds-koncentrationen af få timers varighed, udenfor området hvor opgravning udføres, Figur 12-11. Efter gravearbejdets ophør vil koncentrationen i vandsøjlen i hele modelområdet være under 8,4 µg/l efter 3 – 12 timer. Der er dog ikke taget stilling til overskridelsen, når den udledte koncentration skal tillægges baggrunds-koncentrationer. I tolkning af påvirkningerne fra udledning fra Lynetteholm i driftsfasen er der regnet med en "I forvejen forekommende" koncentration (IFF) på 21 µg/l, hvilket er næsten 3 gange højere end kravværdien.

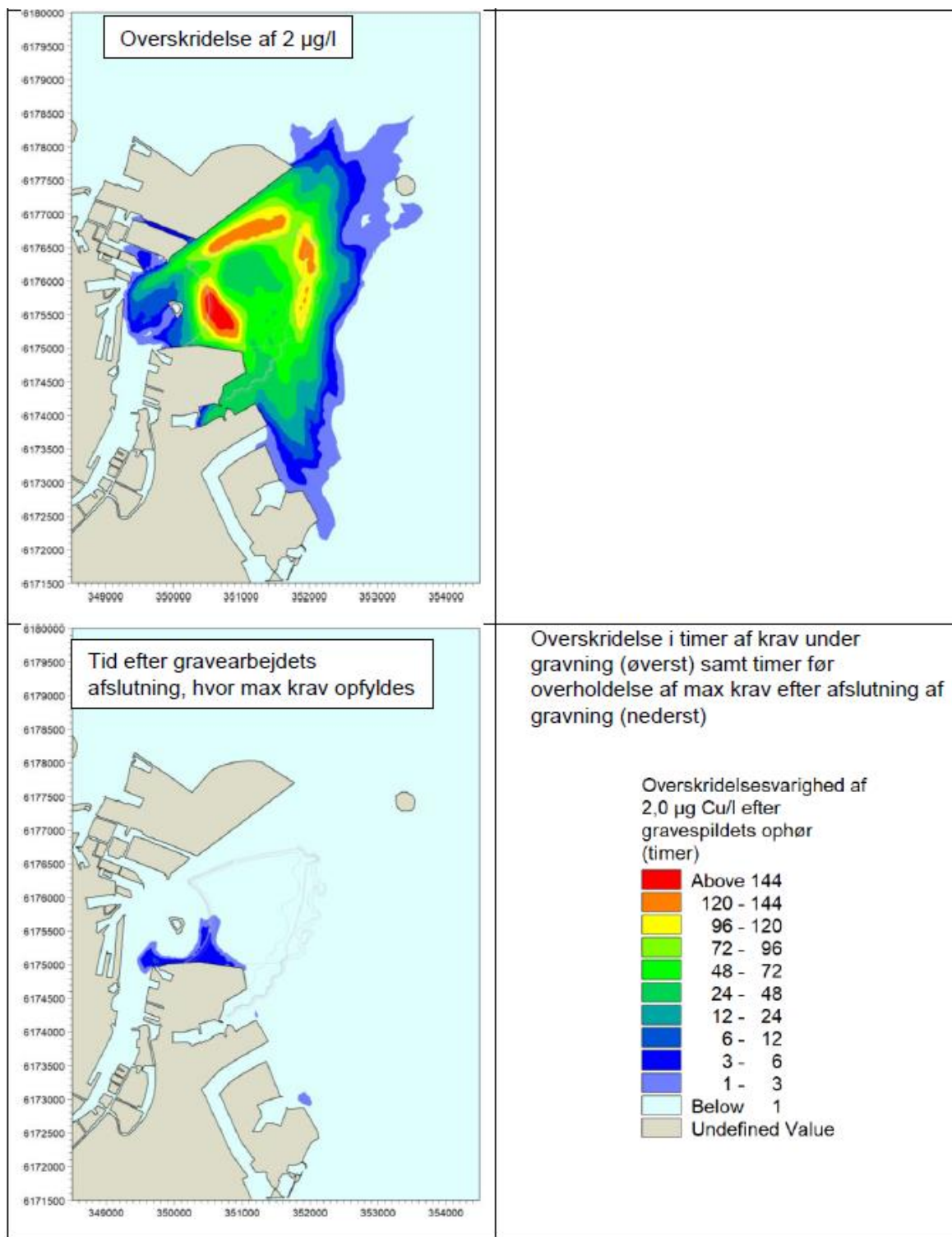


Figur 12-11 Zink i vandfasen. Øverst: Antal timer med overskridelse af 8,4 µg/l (maksimum kvalitetskrav jf. /90/). Nederst: Tid efter gravearbejdets ophør hvor maksimum kvalitetskravet overskrides /96/.

Kobber

For kobber er det beregnet at afgravningen af forurenet sediment vil medføre et spild på 376 kg, som vil bidrage til hhv. en forhøjet sedimentkoncentration og vandsøjlekoncentration. Kobber i vandsøjlen vil som de øvrige metaller i vandsøjlen binde sig til suspenderet stof og efterfølgende sedimentere.

For kobberkoncentrationen i vandsøjlen vil der periodisk være en overskridelse af få timers varighed, udenfor området hvor opgravning udføres, af kravgrænsen (2 µg Cu/l) plus naturlig baggrund (0,5 µg Cu/l), som i alt er på 2,5 µg Cu/l, Figur 12-12. Tilsvarende vil maksimumkvalitetskravet for kobber i området på 2,5 µg/l efter gravearbejdets ophør være overskredet med få timers varighed.



Figur 12-12 Kobber i vandfasen. Øverst: Antal timer med overskridelse af 2,0 µg/l (maksimum kvalitetskrav jf. /90/. Nederst: Tid efter gravearbejdets ophør hvor maksimum kvalitetskravet overskrides /96/.

For koncentrationerne af metaller i vandfasen i og ved graveområdet er der overskridelser af de forskellige lovgivningsmæssige krav i kort periode på mellem 0 - 5 dage under selve gravearbejdet, mens der mindre end 1 uge efter opgravningen af forurenede sediment ikke vil være nogen forøget påvirkning fra gravearbejderne i vandfasen. De fraktioner af metallerne, der frigives til selve vandsøjlen, og som ikke er knyttet til partikler, vil gradvist blive knyttet til partikler og derved sedimentere ud i Øresundsområdet, men i ganske små mængder pr. arealenhed, og i lighed med de andre stoffer bundet til sedimentet vil de resuspendere og blive ført til nye områder.

Det er vigtigt at tilføje, at undersøgelserne af tungmetaller i sediment og vandsøjle er gennemført for det scenarie, hvor de øverste forurenede lag afgraves. De efterfølgende afgravninger af lavt- eller ikke-forurenede sediment er ikke medtaget direkte i vurderingerne, men vil medføre, at de områder, der vil blive påvirket af sedimentering af tungmetaller fra afgravning af de forurenede sediment, også vil blive påvirket af en aflejring fra de ikke forurenede sediment, som er 3-4 gange større. Der sker således en "fortynding" af koncentrationen af tungmetaller i de øverste ny-sedimenterede lag.

Der blev valgt at modellere og vurdere spredningen for kviksølv, kobber og zink, idet disse i forhold til forekomst i områdets sediment og i forhold til overholdelse af miljøkvalitetskravene for vand er vurderet som de mest kritiske metaller. I Lynetteholmområdet er også undersøgt for indhold af metallerne: bly, cadmium, chrom, nikkel og barium i sedimenterne. Vandkoncentrationer for metallerne er også bestemt teoretisk og ved udvaskningsforsøg, se Tabel 12-10. Af tabellen ses at også bly og barium ved udvaskningstest overskrider miljøkvalitetskravene. Det vurderes dog at modelstofferne kviksølv, kobber og zink afspejler de mest kritiske scenarier jf. Figur 12-10 - Figur 12-12 for overskridelser af kvalitetskravene for metaller i forbindelse med anlægsfasen.

Spredning af organiske forureninger

På baggrund af sedimentkoncentrationerne for Lynetteholmområdet, som er oplyst i Tabel 9-3 i kapitlet "Sediment", kapitel 9, ses relativt høje indhold af organiske forbindelser i den forurenede andel af sedimentet som skal opgraves. Dette omfatter særligt pyren, anthracen og benz(a)pyren (B(a)P), samt benz(b+j+k)fluoranthren, benz(g,h,i)perylene og indeno(1,2,3-cd)pyren. De sidst nævnte tre forbindelser tilhører gruppen af prioriterede stoffer som har samme generelle lave vandkvalitetskrav (VKK) på 0,00017 µg/l, og samme biotakvalitetskrav (BKK) på 5 µg/kg vådvægt som benz(a)pyren, hvis toksicitet de er baseret på /90/. Således foretages ingen særskilt vurdering for disse tre prioriterede stoffer, idet vurderingen for disse sammenfattes med vurderingen for benz(a)pyren.

Ved anvendelse af medianværdien for indholdet af de udvalgte stoffer i sedimentet, som anført i Tabel 12-11, er gravespildet af stofferne beregnet.

Tabel 12-11 Spild af anthracen, pyren, benz(a)pyren og prioriterede stoffer ifm. opgravning af forurenet sediment.

Organiske forureninger	Medianværdi ¹ (mg/kg TS)	Spild organiske stoffer ² (kg)
Anthracen	0,076	0,937
Pyren	0,033	0,407
Benz(a)pyren	0,14	1,73
-Benz(b+j) fluoranthen	0,13	1,60
-Benz(k) fluoranthen	0,09	1,11
-Benz(g,h,i)perylene	0,11	1,36
-Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,094	1,16

1: Antal prøver n=160 /95/.
2: Spild af organiske stoffer på baggrund af medianværdier for forurenet sediment der skal opgraves.

I Figur 12-7 og Tabel 12-9 fremgår udbredelser af overskridelses hyppigheder og arealer midlertidigt påvirket af suspenderet forurenet sediment fra opgravningen af forurenet sediment. Ved at forudsætte ligevægt mellem suspenderet sediment og de prioriterede stoffer fås teoretiske vandkoncentrationer som vist i Tabel 12-12. Det vurderes på baggrund af de relative korte opholdstider for suspenderet stof i vandfasen, at de viste vandkoncentrationer er konservative. Det ses, at de kortvarige spild teoretisk vil medføre vandkoncentrationer i niveauer noget under det maksimale vandkvalitetskriterie (VKK_{Maks}), hvor disse findes anvendt, se Tabel 12-12 /90/.

Tabel 12-12. Teoretiske vandkoncentrationer af udvalgte organiske forureningsstoffer i ligevægt med suspenderet forurenet sediment.

Teoretisk vandkoncentration af stof i ligevægt med suspenderet stof*				
Organiske forureninger	Enhed	Suspenderet stof (mg/l)		Maksimum kriterie (VKK _{Maks}) /90/
		2	15	
Antracen	µg/l	0,00025	0,0019	0,1
Pyren		0,00055	0,0041	0,023
Benz(a)pyren		0,000016	0,00012	0,027
Benzo(b+j)fluoranthen		0,000015	0,00011	0,017**
Benzo(k)fluoranthen		0,000011	0,000083	0,017
Benzo(ghi)perylene		0,000010	0,000079	0,00082
Indeno(1,2,3-cd)pyren		0,0000039	0,000029	-

*Forudsætninger for beregningerne er tilsvarende som for de teoretiske beregnede vandkoncentrationer i Tabel 12-10.
**Omfatter kun Benzo(b+j)fluoranthen.

Baggrundskoncentrationen for disse organiske stoffer i havvand er generelt meget lav. Ved de seneste målinger for baggrundskoncentration i Kongedybet gennemført i juli 2020, blev der udtaget prøver fra stationer i overfladen og ved bunden 3 gange med 1 uges mellemrum. I ingen af prøverne blev der målt PAH indhold i vandet over detektionsgrænsen på 0,001 µg/l, se også Tabel 12-3, hvor de ovennævnte prioriterede stoffer også indgår. Tilsvarende blev der for målingerne udført i Yderhavnen jf. Tabel 12-3, ikke målt indhold af nævnte PAH-forbindelser over detektionsgrænsen som var på 0,01 µg/l.

Således er det på baggrund af data i Tabel 12-9 om påvirkede vandarealer med overskridelse af udvalgte suspenderet stof koncentrationer er det teoretisk beregnet at der vil forekomme en koncentration svarende til 0,0019 µg/l anthracen, 0,0041 µg pyren/l og 0,00012 µg benz(a)pyren/l i samlet op til 24 timer indenfor et areal på 54 ha (0,054 km²), mens samme koncentrationer vil kunne forekomme indenfor et areal på 14 ha (0,014 km²) i omkring 48 timer.

Sammenfattende vurderes ud fra ovenstående at forøget koncentration af organiske forurenende stoffer i vandfasen vil være kortvarig, og at koncentrationsforøgelsen vil være begrænset, ligesom det påvirkede areal vurderes af begrænset udstrækning.

12.3.3.2 Budget over håndterede og opgravede mængder af metaller, organiske forureninger og næringsstoffer i anlægsperioden

Etableringen af Lynetteholm vil ske på et havområde, der gennem en meget stor del af Københavns havns historie har været brugt til at dumpe affald. Desuden har området virket som et naturligt sedimentationsområde, hvor blandt andet tungmetaller og miljøfremmede stoffer er endt i sedimentet. De mængder, der i dag kan findes af forurenende stoffer, er en nettomængde af alle de stoffer, der gennem tiden er sedimenteret i området, fratrukket de mængder, som periodisk er blevet resuspenderet og flyttet ud af området.

Som et led i bundudskiftning af sedimentet langs perimeteren for Lynetteholm er det besluttet, at den forurenede øverste del af havbunden (ca. fra 0-2 m dybde) som afgraves under perimeterkonstruktionen, skal deponeres i havnesedimentdepotet på Lynetten, mens det underliggende renere sediment som opgraves, vil blive klappet på anviste klappladser.

Ved opgravningen af forurenede sediment (0 – ca. 2,0 m dybde) vil der således blive fjernet/ske omplacering af sediment med indhold af metaller, organiske forurenende stoffer, samt næringsstoffer fra området for Lynetteholm.

En andel af ovennævnte forurenende stoffer vil allerede under eksisterende forhold være biotilgængelige for det marine miljø. Mængden for de enkelte stoffer som under eksisterende forhold er biotilgængelige er ikke umiddelbart mulig at beregne med større sikkerhed. Imidlertid vurderes jf. (ref. /74/, /106/, /75/ - /112/) at en andel af de forurenende stoffer der forekommer i de øverste sedimentlag (0-0,2 m) er/kan blive biotilgængelige afhængig af de fysiske, kemiske, biologiske forhold for området. Tilsvarende vil/kan re-suspension og transport af forurenede overfladesediment, afhængig af de vejrmæssige forhold, påvirke biotilgængeligheden af de forurenende stoffer /74/, /106/, /75/ - /112/.

Således vil der også for sediment som spildes til vandfasen under opgravningen, ske ændringer i fysisk-, kemiske forhold, som vil/kan være med til at øge biotilgængeligheden i relation til en lang række forurenende stoffer knyttet til sedimentpartiklerne.

I nedenstående Tabel 12-13 er beregnet den mængde næringsstoffer (total-N og total P), tungmetaller og organiske forureninger der forekommer i:

- det øvre biologisk aktive sedimentlag (0 – 0,2 m dybde) for området som opgraves langs perimeteren for Lynetteholm for bundudskiftning, samt;
- den mængde af sediment som spildes til det marine miljø under opgravningen af forurenede sediment (0- 2 m dybde).

Beregningerne tager udgangspunkt i resultaterne fra den række miljøboringer, der er gennemført i projektområdet, hvor havbunden er analyseret for indhold af næringsstoffer, metaller og organiske forureninger i forskellige dybder, se også Kapitel 9.

Tabel 12-13 Den totale mængde af næringsstoffer, metaller og organiske forureninger som fjernes fra det marine miljø ved bundudskiftning af forurenede sediment for perimeterkonstruktionen /96/.

Stof	Koncentration (median) for forurenede sediment som opgraves/spildes		Mængde stof i opgravet forurenede sediment fra 0-0,2 m dybde ¹	Gravespild af forurenede sediment som opgraves fra 0-2 m dybde	Gravespild som aflejres indenfor perimeteren ²	Nettofjernelse af stof ved opgravning
	0-2 m	0-0,2 m				
	(mg/kg TS)	(mg/kg TS)	(kg)	(kg)	(kg)	(kg)
			A	B	C	D = A - B + C
Total-Nitrogen	1800	2.150	224.135	22.189	3.572	205.518
Total-P fosfor	645	660	68.804	7.951	1.280	62.133
Arsen	7,1	6,9	719	88	14	645
Bly	30	74	7.714	372	60	7.402
Barium	48	71	7.402	592	95	6.905
Cadmium	0,73	1,5	156	9,0	1,5	149
Chrom (total)	20	20	2.085	247	40	1.878
Kobber	31	56	5.838	382	62	1.419
Kviksølv	0,22	0,75	78,2	2,7	0,4	75,9
Nikkel	14	15	1.564	173	28	1.419
Selen	3,8	3,9	407	47	7,6	367
Tin ³	10	10	1.043	123	20	940
Zink	95	175	18.244	1.171	189	17.262
Vanadium ⁴	36,9	36,9	3.847	455	73	3.465
Anthracen	0,076	0,12	12,5	0,94	0,15	11,7
Pyren	0,33	0,49	51,1	0,41	0,07	50,7
Benz(a)pyren	0,14	0,25	26,1	1,73	0,28	24,6
Naphthalen	0,028	0,055	5,7	0,35	0,06	5,44
Phenanthren	0,16	0,22	22,9	1,97	0,32	21,3
Benz(a)anthracen	0,11	0,23	24,0	1,36	0,22	22,8
Chrysen	0,15	0,29	30,23	1,85	0,30	28,7

1: 65,16 ha, med vægtfylde 0,8 /11/.

2: 16,1% af sedimentspild for forurenede sediment aflejres indenfor perimeter /11/.

3: Der er ikke målt for tin i projektområdet. Den her benyttede værdi er fra NOVANA målinger fra Limfjorden fra 2008.

4: Der er ikke målt for vanadium i projektområdet. Den her benyttede værdi er baseret på værdier fra NOVANA målinger i Ringkøbing Fjord, Limfjorden og Hanstholm Havn, som refereret i ref. /71/.

Lynetteholm vil dække (fodaftrykket) et ca. 296 ha stort areal, hvor 65,16 ha vil blive opgravet for bundudskiftningen (se ovenfor). Den belastning, der i dag forekommer fra det pågældende havbundsareal vil således blive indesluttet og gradvist overdækket i takt med opfyldningen af Lynetteholm. Ser man på de øverste 20 cm af overfladesedimenterne som typisk kan komme i

spil ved resuspension og som har en høj biologisk aktivitet ref. /74/, /106/, /75/ - /112/ kan man udregne den totale mængde næringsstoffer og forureninger, som findes i de øverste 20 cm sediment under Lynetteholm. Det skal desuden tilføjes at strøm og vejrforholdene med bølgepåvirkning af overfladesedimentet, på så lave dybder som der forekommer i området, vil kunne resultere i betydelig omlejring og transport af sediment fra området.

Beregningerne af mængderne er baseret på resultaterne fra de kemiske analyser af overfladesedimentet ref. /95/, se også Kapitel 9 vedrørende sedimentkoncentrationer anført i Tabel 12-14.

Tabel 12-14 Indkapsling af næringsstoffer, metaller og organiske forureninger efter inddæmning af Lynetteholm.

Stof	Koncentration (median) i overflade-sediment fra 0-0,2 m dybde indenfor Lynetteholm	Mængden forurenende stoffer og næringsstoffer indenfor den fremtidige perimeter for Lynetteholm Sediment fra 0 – 0,2 m dybde
	(mg/kg TS)	(kg)
Total-N (kvælstof)	2.150	793.952
Total-P (fosfor)	660	243.725
Arsen	6,9	2.548
Bly	74	27.327
Barium	71	26.219
Cadmium	1,5	554
Chrom (total)	20	7.386
Kobber	56	20.680
Kviksølv	0,75	277
Nikkel	15	5.539
Selen	3,9	1.440
Tin ¹	10	3.693
Zink	175	64.624
Vanadium ³	36,9	13.627
Anthracen	0,12	44,31
Pyren	0,49	180,95
Benz(a)pyren	0,25	92,32
Naphthalen	0,055	19,95
Phenanthren	0,22	81,24
Benz(a)anthracen	0,23	84,93
Chrysen	0,29	107,09

1: Der er ikke målt for tin i projektområdet. Den her benyttede værdi er fra NOVANA målinger fra Limfjorden fra 2008.
2: Eksisterende havbundsareal som indesluttet af Lynetteholmen. 296 ha – 65,16 ha (opgravet for perimeterkonstruktion).
Vægtfylde for sediment: 0,8 ton/m³ /96/.
3: Der er ikke målt for vanadium i projektområdet. Den her benyttede værdi er baseret på værdier fra NOVANA målinger i Ringkøbing Fjord, Limfjorden og Hanstholm Havn, som refereret i ref. /71/

Således vil den samlede totale mængde af næringsstoffer, metaller og organiske forureninger som udgår af det marine område ved etableringen af Lynetteholmen blive som angivet i Tabel 12-15. Det skal anføres at det kun vil være en mindre andel af mængderne af forurenende stoffer som beregnet i tabellen som vil være biotilgængelige.

Tabel 12-15 Total mængde kvælstof, fosfor, metaller og organiske forureninger som vil udgå af det marine miljø ved etableringen af Lynetteholm (296 ha).

Stof	Den <u>totale</u> mængde af næringsstoffer, metaller og organiske forureninger som udgår af det marine område Øresund Nord, ved etableringen af Lynetteholm for anlægsfasen
	(kg)
Total-N (kvælstof)	999.470
Total-P (fosfor)	305.858
Arsen	3.193
Bly	34.729
Barium	33,124
Cadmium	703
Chrom (total)	9.264
Kobber	22.099
Kviksølv	353
Nikkel	6.958
Selen	1.807
Tin ¹	4.633
Zink	81.886
Vanadium	17.092
Anthracen	56
Pyren	232
Benz(a)pyren	119
Naphthalen	25
Phenanthren	113
Benz(a)anthracen	108
Chrysen	136

Tilførelse af næringsstoffer, metaller og organiske forureninger til vandmiljøet

Den totale tilførelse af næringsstoffer, metaller og organiske forureninger til vandmiljøet vil være som angivet i ovenstående Tabel 12-13 kolonne B, mens en nærmere beskrivelse og opgørelse af hvor det forurenende stof tilført vandmiljøet ender efter gravearbejdet er beskrevet for stofferne kviksølv, kobber og zink i ref. /96/.

Som eksempel vil tilførelse af kviksølv til vandmiljøet som anført tidligere udgøre 2,7 kg Hg. En uge efter gravespild vil 0,41 kg Hg være sedimenteret indenfor det fremtidige Lynetteholmområde, ligesom 1,39 kg Hg efter en uge vil være sedimenteret udenfor dette område. De resterende 0,7 kg Hg vil efterfølgende blive transporteret rundt i vandsøjlen for hele modelområdet indtil det sedimenterer.

12.3.3.3 Konklusion

Således vurderes ud fra ovenstående at forøget koncentration af metaller og organiske forurenende stoffer i vandfasen forårsaget af gravearbejderne vil være kortvarig, og at koncentrationsforøgelsen vil være begrænset, ligesom det påvirkede areal vurderes af begrænset udstrækning.

Netto fjernes store mængder næringsstoffer, metaller og organiske forureninger fra det marine område (hvoraf en mindre del vil være biotilgængeligt) pga. indkapsling under Lynetteholmen.

Sammenfattende vurderes påvirkningen af vandkvaliteten fra anlægsfasen, som er vurderet med lav sårbarhed, fra frigivelse af forurenende stoffer til vandsøjlen at være af regional udbredelse, af kort varighed, samt af lille intensitet. På baggrund heraf vurderes den overordnede betydning af påvirkningen at være lille.

12.3.4 Påvirkning af vandkvaliteten med næringsstoffer

Gravearbejderne ved Lynetteholm vil mobilisere sedimenter med næringssalte og iltforbrugende stoffer. Det antages at der under opgravningen af sedimenterne spildes 6%, hvorved puljerne af total N og P i de opgravede sedimenter er bestemt til 3.188 ton N og 1.050 ton P. En væsentlig del af dette N og P vil dog ikke være biotilgængeligt. Biotilgængeligheden er bestemt ud fra frigivelse af N og P fra sediment ved forsøg op til 28 døgn /58/.

Den biotilgængelige del af N er efter 24 timer estimeret til at udgøre 2,4 % af TN (total N) og efter 28 døgn til at udgøre samlet 9,1 % af TN.

Frigivelsen af P er afhængig af iltforholdene, idet sedimentets jern binder PO₄, når jernet er på oxideret form. Under opgravningen vil det spildte sediment blive udsat for ilt og jernet i sedimentet vil blive oxideret, hvorved PO₄ bindes til jernet. Det oxiderede jern-PO₄ kompleks vil typisk befinde sig på partikulær form og føres væk med strømmen og senere sedimentere. Når jern reduceres igen, vil PO₄ frigives til vandet. Den biotilgængelige P pulje efter 24 timer under iltede og iltfrie forhold er estimeret til hhv. 0,5% og 1,1% og efter 28 døgn ved iltfrie er estimeret en samlet frigivelse på 5,1% af sedimentets TP(total P)-pulje. Tabel 12-16 viser resultaterne af total P og N, samt de biotilgængelige puljer af N og P efter 24 timer og 28 døgn.

Antages det, at der under opgravningen af sedimenterne spildes 6% af de biotilgængelige N og P puljer til omgivelserne, vil der de første 24 timer spildes 6,75 ton N og i samme tidsperiode vil der spildes 1,02 ton biotilgængeligt P. Efter 28 døgn spildes samlet 26,25 ton biotilgængeligt N, og over samme periode spildes 4,83 ton biotilgængeligt P. Disse resultater er opsummeret i Tabel 12-17.

Spildet af biotilgængeligt N og P under selve opgravningen er begrænset og forventes ikke at påvirke miljøet negativt.

Tabel 12-16 Total puljer af total N og P, samt den biotilgængelige fraktion af N og P i opgravet sediment. Mængder er angivet i tons.

Samlede N og P puljer i opgravet sediment (tons)			
Puljer af N eller P	Mængde i forurenede jord	Mængde i ren jord	Mængde Total
Total N i sediment	795	2.393	3.188
Total P i sediment	272	778	1.050
Biotilgængelig N, efter 24 h	19	56	76
Total biotilgængelig N, efter 28 døgn	73	218	291
Biotilgængelig P, efter 24h, iltet	1,5	4,2	5,7
Biotilgængelig P, efter 24h, iltfrit	3,0	8,4	11,4
Total biotilgængelig P, efter 28 døgn, iltfrit	13,9	39,7	53,6

Tabel 12-17 Puljer af biotilgængeligt N og P frigivet til omgivelserne ved spild på 6% under opgravning af sedimenterne. Mængder er angivet i tons.

Biotilgængeligt N og P i spildt sediment (tons)			
Tidshorisont for spild	N eller P Forurenede jord	N eller P Ren jord	N eller P Total
Biotilgængelig N, efter 24 h	1,71	5,04	6,75
Total biotilgængelig N, efter 28 døgn	6,57	19,6	26,25
Biotilgængelig P, efter 24h, iltet	0,14	0,38	0,51
Biotilgængelig P, efter 24h, iltfrit	0,27	0,75	1,02
Total biotilgængelig P, efter 28 døgn, iltfrit	1,25	3,57	4,83

Af andre kilder under anlægsprojektet er atmosfærisk kvælstofdeposition fra anlægsarbejdet. Dette er estimeret via OML-Multi som angiver et bidrag på ca. 5-14 kg N per år til vandområdet "Nordlige Øresund" i løbet af den 2,5 års anlægsperiode. Således forventes det atmosfæriske depositionsbidrag at være helt ubetydeligt sammenlignet med spild fra gravearbejdet. Som også opsummeret i Natura 2000 væsentlighedsvurderingen modtog Hovedvandopland 2.3 Øresund ifølge seneste vandområdeplan 1.328 ton kvælstof i 2012, hvor målbelastningen er 1.089 ton. Frigivelsen af næringsstoffer ved gravearbejdet er beregnet til 26 ton biotilgængeligt N, og 4,8 ton P. Dette vurderes at være konservative estimater, fordi suspenderet materiale relativt hurtigt genudfældes, som beskrevet i afsnit 12.3.2. Mertilførslen af kvælstof i hele anlægsperioden på 2,5 år svarer til 1,3 % af den samlede årlige tilførsel til Øresund vurderes tilførslen af næringsstoffer.

Sammenfattende vurderes påvirkningen af vandkvaliteten, som er vurderet med lav sårbarhed, for påvirkningen med næringsstoffer, at være af regional udbredelse, af kort varighed, samt af lille intensitet. På baggrund heraf vurderes den overordnede betydning af påvirkningen at være lille.

12.3.5 Påvirkning af vandkvaliteten med iltforbrugende stoffer

Lynetteholms gravearbejder vil frigive stoffer, der vil udløse et iltforbrug. Puljen af iltforbrug er i /58/ bestemt ud fra andre forsøg fra undersøgelser af Grådybets sejlrende, Storebælts forbindelsen og Femern Bælt forbindelsen.

I Tabel 12-18 er det samlede sediments pulje af akkumuleret iltforbrug (SOD) efter hhv. 1, 6, 12 og 24 timer opgjort. SOD efter 24 timer forventes at være partikelbundet, hvorimod SOD efter 1 time skyldes oxidering af opløste forbindelser, typisk sulfider. SOD vil under 24 timer forventes at være en blanding af opløst og partikelbundet SOD. Det spildte sediment vil stadig have et iltforbrug, som reduceres over tid kaldet basal respiration. I Tabel 12-18 er tillige angivet den basale respiration efter 24 og 120 timer.

Antages det, at der under opgravningen spildes 9%, vil SOD over 24 timer være 146 ton ilt. De basale respirationer vil efter 120 timer være reduceret til 38,6 ton ilt pr døgn.

Tabel 12-18. Puljerne af akkumulerede iltforbrug (SOD) efter 1, 6, 12 og 24 timer, samt basal respiration efter 24 og 120 timer i hhv. total opgravet og spildt sediment.

Sediment andel	Akkumuleret SOD i tons O ₂ efter				Basal respiration i tons O ₂ /døgn efter	
	1 t	6 t	12 t	24 t	24 t	120 t
Total mængde opgravet	264	697	1.051	1.620	857	429
Sediment spildt - 9%	23,7	62,7	94,7	145,8	77,1	38,6

Hvis disse mængder af SOD og basal respiration spredes tilstrækkeligt med strømmen, vurderes iltforbruget ikke at udgøre et problem for miljøet /58/. Spredningen af suspenderet stof og dermed "iltforbruget" spredes relativt hurtigt som beskrevet i afsnit 12.3.2 og genudfælder relativt hurtigt som angivet i f.eks. Tabel 12-8.

Der skal dog tages forbehold for, at der ikke er foretaget en egentlig spredningsberegning af iltforbruget samt, at dette ekstra iltforbrug ikke er koblet sammen med det eksisterende iltforbrug, som der er i systemet /58/.

Sammenfattende vurderes påvirkningen af vandkvaliteten, som er vurderet med lav sårbarhed, overfor tilførsel af iltforbrugende stoffer til vandsøjlen, at være af lokal - regional udbredelse, af kort varighed, samt af lille intensitet. På baggrund heraf vurderes den overordnede betydning af påvirkningen at være lille.

12.4 Vurdering af påvirkninger i driftsfasen

Aktiviteterne i driftsfasen som vurderes at kunne give anledning til påvirkning af vandkvaliteten er listet i Tabel 12-1, og er vurderet at resultere i følgende påvirkninger:

- Påvirkning med forurenede stoffer
- Påvirkning af vandkvalitet mht. indhold/spredning af mikroorganismer.
- Påvirkning af vandkvalitet mht. indhold/spredning af næringsstoffer.

- Påvirkning af vandkvalitet mht. iltindholdet i vandet
- Påvirkning ifm. risiko for ophobning/spredning af tang.

12.4.1 Påvirkning af vandkvalitet med forurenende stoffer

I det følgende vurderes vandkvaliteten af udledningssvandet fra Lynetteholmen. Det vurderes at vandkvaliteten kan påvirkes af forureningskomponenter fra:

- det øvre lag af bundsedimentet, som påvirkes af den tilførte fyldjord på Lynetteholmen.
- den tilførte jord som er en blanding af forurenede og ren jord.

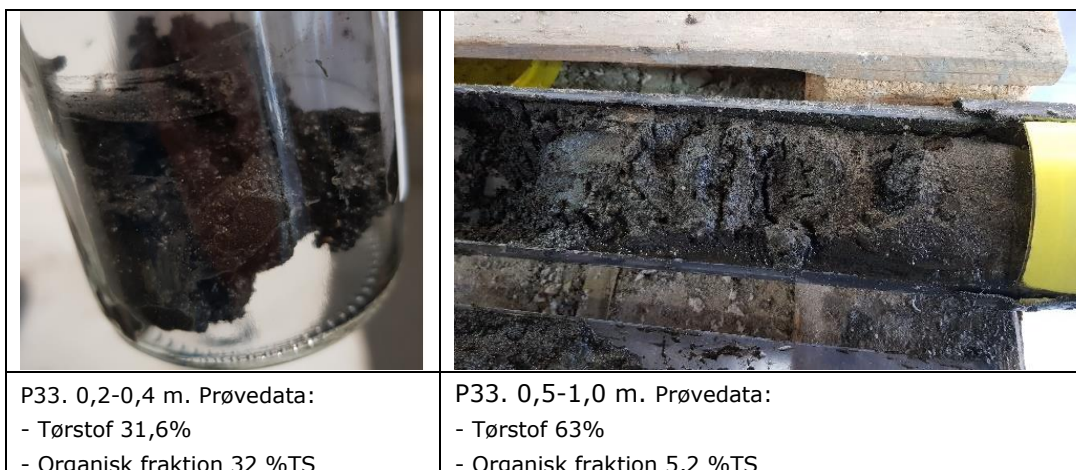
12.4.1.1 Bundsediment

Mobilisering af partikulær bundet forurening

Ved opfyldning af Lynetteholmen med jord påvirkes løbende et nyt areal af havbunden, som beskrevet i det følgende. Der vil under opfyldningen dannes en anlægsprofil fra fyldkanten til havbunden. Anlægget antages at være 1:2, dvs. fra øverste kant af et f.eks. 15 meter tykt fyldlag, vil der dannes en skråning som begynder ved havbunden 30 meter horisontalt fra fyldkanten. Den relativt store vanddybde (op til >12 m) og det store anlæg, vurderer at reducere den initiale belastning af havbunden når den første mængde jord rammer havbunden. Således vil ethvert område af havbunden på Lynetteholm initialt påvirkes af en mindre jordmasse, som så jævnt øges til indtil der opnås den ønskede terrænkote. Bassinet ved Lynetteholm tilføres 2,6 mio. t jord pr. år og ved antagelse af at hele bundarealet (250 ha) er dækket efter 30 år med en konstant rate, så overdækkes dagligt kun 228 m² havbund. Mobilisering af forurenede bundsediment fra dette relativt lille areal vurderes at være i flere størrelsesordener lavere end ved opgravning af forurenede sediment langs perimetere, som beskrevet afsnit 12.3. Det mobiliserede sediment vil pga. store opholdstider i bassinet og herunder de relativt store vanddybder have gode muligheder for genudfældning før overskudsvandet når røret for udledning til Øresund, som vil være placeret med tilløb øverst i vandsøjlen i den NØ-del af Lynetteholmen. Således vil udledning af suspenderet stof fra Lynetteholm til Øresund via udledningspunktet for overskudsvand være begrænset og vurderet ubetydeligt i forhold til påvirkninger af vandkvaliteten fra den indfyldte jord.

Mobilisering af forurenede porevand fra sedimentet

Som anført i projektforslaget forventes der sætninger fra konsolidering og krybning i blødbunden gående fra <0,5 m og op til 3,5 m. Sætningernes tidsudvikling afhænger af blødbundens permeabilitet og den er forbundet med stor usikkerhed. Det indikeres at konsolideringstiden kan vare fra nogle måneder op til mange år /86/. Dermed forventes sætninger og udpresning af porevand fra bundsedimentet at være en langsom proces pga. langsomme sætninger og den kontinuerte forøgelse af fyldlaget ifm. opfyldningen. Den mobile fraktion af porevandet er tillige vanskelige at bestemme, hvor observationer under håndtering af sedimentet, viser at boreprøver tilbageholder porevandet som en "svamp", som er forsøgt vist med billeder af prøver fra P33 i **Figur 9-1**.



Figur 12-13 Havbundssedimenter fra boring P33.

Det gytjeholdige sediment vurderes således at have et begrænset indhold af mobiliserbart porevand. Konservativt antages dog her at den tilgængelige porøsitet er 0,15. Med et dagligt påvirket havbundsareal på 228 m², bliver den resulterende maksimale frigivelse af porevand fra den øverste halve meter af sedimentet 17 m³/dag.

Med udgangspunkt i fokusstoffet kviksølv (Hg) er der i det følgende en teoretisk vurdering af Hg's potentielle påvirkning af vandkvaliteten. Teoretisk er ligevægtskoncentration for Hg beregnet til 0,001 µg/l og mere konservativt er den ved udvaskningstest bestemt til 0,24 µg/l, se Tabel 12-10. Ved at forudsætte den sidstnævnte Hg koncentration, vil det mobiliserede porevand (17 m³/dag) indeholde 4,1 mg Hg.

Antages det at 90% af vandvolumenet er opfyldt på Lynetteholm og at de 4,1 mg fortyndes i restvolumenet, vil dette resultere i en tilføjelse per dag tilsvarende en vandkoncentration på $1,4 \times 10^{-6}$ µg Hg /l. Dette bidrag er så lille at det ikke påvirker koncentrationen af Hg i udledningsvandet som beskrevet i forbindelse med Tabel 12-22. Der vurderes at være en række processer som har en effekt på den resulterende Hg koncentration i vandet ved hhv. punkt- og diffus udledning:

- **Fyldlaget:** Den gradvise opbygning af fyldlaget vurderes at betyde at der primært kun initielt kan frigives Hg fra porevandet til bassin vandet, fordi Hg i stigende grad indlejres i bunden af fyldlaget efterhånden som fyldtykkelsen øges. Hg adsorberes i organiske stof i jorden, og danner komplekser med klorid, hydroxyl og sulfid ioner /93/,/102/.
- **Capping effekten:** Det massive fyldlag og de massive dæmninger bestående af fyld, rent sand, sten og ren jord, vil være yderst effektive barriere for videre udslip af forureningsstoffer fra bundsedimentet herunder frigivelse af Hg. Til sammenligning er der ved af indkapsling af stærk kviksølvforurenede havbund ved en ubåd i Norge designet et capping lag på 1,2-2,9 meter med capping materiale, hvilket er betydeligt tykkere lag end ellers anvendt ved tildækning af forurenede sedimenter /102/. Dermed vurderes fyldlaget og dæmninger tilsammen at have en positiv effekt på at begrænse langtidsudsivningen af kviksølv fra området.

Etablering af Lynetteholmen vurderes at have en positiv effekt på udsivning af forureningsstoffer fra bundsedimenterne i projektområdet. Dette skyldes dels at der ved anlægsfasen fjernes forurenede overfladesediment i perimeteren og især pga. den massive tildækning af et samlet areal på 275 ha. Denne tildækning vil effektivt begrænse en ellers naturlig udsivning af

forureningsstoffer fra sedimentet. Den samlede påvirkningen fra forureningsstoffer i sedimentet vurderes således at være netto positiv, fordi belastningen fra frigivelse af forurening (herunder Hg) fra bundsedimentet med overskudsvandet under opfyldning af Lynetteholm, vurderes at være mindre end den naturlige udvaskning fra projektområdet. Udledningen af overskudsvandet vurderes således at være af lokal - regional udbredelse og påvirkning meget lille.

12.4.1.2 Opfyldning af Lynetteholm

Efter anlæg af perimeteren for Lynetteholm vil der ske opfyldning indenfor perimeteren frem mod 2050 med overskudsjord fra bygge- og anlægsprojekter i Storkøbenhavn, og opfyldet vil variere med typen og antallet af anlægsaktiviteter. På baggrund af erfaringerne fra KMC Nordhavn forventes der i gennemsnit tilført 2,6 millioner tons opfyldt årligt. Erfaringsmæssigt varierer mængderne mellem 1,7 - 3,2 millioner tons per år. Det antages, at den tilførte jordmængde vil være fordelt på 60 % forurennet jord og 40 % ikke-forurennet (ren) jord. Sammensætningen af jorden og modtagekriterierne på Lynetteholm forventes at være de samme som for KMC Nordhavn. Tabel 12-19 indeholder en oversigt over de forventede indfyldningsmængder /96/. I starten af driftsperioden omkring år 2023, vil der være sammenfaldende aktiviteter fra anlægs- og driftsfasen. Dette sammenfald vurderes afslutningsvist i dette kapitel.

Tabel 12-19 Forventede indfyldningsmængder.

Indfyldning	Andel	Tilført jordmængde (tons/år)	Rumvægt (t/m ³)	Fortrængningsvolumen (m ³ /år)
Mindste årlige indfyldning				
Forurennet jord	60%	1.020.000	2.0	510.000
Ren jord	40%	680.000	2.0	340.000
Samlet	100%	1.700.000	2.0	850.000
Årlig indfyldning i gennemsnitsår				
Forurennet jord	60%	1.560.000	2.0	780.000
Ren jord	40%	1.040.000	2.0	520.000
Samlet	100%	2.600.000	2.0	1.300.000
Største årlige indfyldning				
Forurennet jord	60%	1.920.000	2.0	960.000
Ren jord	40%	1.280.000	2.0	640.000
Samlet	100%	3.200.000	2.0	1.600.000

Opfyldningsvolumenet udgør i runde tal 40,5 millioner m³. Opfyldningsperioden forventes at vare mellem 26 – 48 år, se kapitel 3.

Perimeteren for Lynetteholm opbygges ved hjælp af sand og raldæmninger og uden brug af tæt spuns. Der vil derfor kunne finde en mindre ind- og udsivning sted i primært den øvre del af perimeteren, hvor dæmningerne er smallest og mest permeable. Bidrag fra nettonedbør og fortrængningsvand fra området udledes til recipienten via en rørledning og diffusere. Således er der i ref. /96/ udført modellering og vurdering af fortyndingsforholdene for både punktudledning og udsivning, til eftervisning af, at der ikke er et behov for at etablere en tæt spuns langs den ydre perimeter.

Udledningen af vand i opfyldningsperioden for Lynetteholm er vurderet at variere som angivet i Tabel 12-21 og Tabel 12-21.

Tabel 12-20 Udledningsbidrag via punktkilde år 2023 /96/.

Udledningsbidrag via punktkilde år 2023	
Kilder	Udledning (l/s)
Fortrængningsvand/bidrag (middel scenarie)	41,2
Bidrag fra mellemoplæg	42,8
Nettonedbør	17,0
Samlet udledning	101,0

Tabel 12-21 Udledningsbidrag for minimum, middel og maksimum scenarie via punktkilde år 2024 og frem /96/.

Udledningsbidrag via punktkilde år 2024 og frem			
Kilder	Minimum	Middel	Maksimum
Fortrængningsvand/bidrag (l/s)	27,0	41,2	50,7
Nettonedbør (l/s)	17,0	17,0	17,0
Samlet udledning (l/s)	44,0	58,2	67,7

Udledningsvandet som beskrevet i Tabel 1-19 vil være påvirket af indhold af metaller og organiske forurenende stoffer fra den jord (ren/forurennet) som indfyldes på Lynetteholmen. Kildestyrken i vandet som udledes/udsiver fra Lynetteholmen forudsættes at have en sammensætning tilsvarende vand der udledes fra Nordhavnsdeponiet KMC. Dette vurderes at være en konservativ antagelse idet:

- den tilførte jord på Lynetteholmen vil modsat Nordhavnsdeponiet også indeholde 40% ren jord,
- volumen indenfor perimenter vil i størsteparten af driftsperioden, være markant større end det som har været tilfældet på Nordhavnsdeponiet. Dette større volumen vil øge fortynding af kildestyrken og kan resultere i en større genudfældning af suspenderede forurenede partikler. For de opløste komponenter frigivet fra den indfyldte jord vil den øgede opholdstid øge potentialet for nedbrydningsprocesser og/eller kemiske reaktioner som kan medvirke reduceret opløselighed /101/.

Således er resultater fra vandanalyser fra udledningen af overskudsvand (fra den del af Nordhavnsdeponiet med forurennet jord) for perioden 2012 – 2020, anvendt til beregning og vurdering af påvirkningen af vandkvaliteten, sediment- og biotaforholdene udenfor Lynetteholm, Tabel 12-22. Tilsvarende er der udført beregning og vurdering af vandkvaliteten, sediment- og biotaforholdene for de ansøgte udledningsværdier jf. ref. /96/, og udledningsansøgningen /107/.

Tabel 12-22 Tabel over detektionsgrænse, gennemsnits-, og maksimumværdi fra udledning fra Nordhavnsdeponiet for perioden 2012 – 2020.

Koncentrationer for stoffer for udløb fra Nordhavnsdeponiet 2012 – 2020^{1,2}			
Stof	Detektionsgrænse	Gennemsnit*	Maksimum
	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)
Total kulbrinter	3	4,06	29
C6-C10	0,5	0,71	6
C10-C15	0,5	1,14	15
C15-C20	0,5	1,0	4,8
C20-C35	1	1,17	2,7
Benzen	0,01	0,012	0,030
Toluen	0,02	0,025	0,078
Ethylbenzen	0,01	0,012	0,04
(m+p)-xylen	0,01	0,031	0,30
o-xylen	0,02	0,02	0,02
Sum BTEX	0,06	0,069	0,34
Trichlormethan	0,01	0,011	0,02
1,1,1-Trichlorethan	0,01	0,012	0,04
Tetrachlormethan	0,01	0,011	0,02
Trichlorethylen	0,01	0,016	0,097
Tetrachlorethylen	0,01	0,043	0,82
Naphthalen	0,01	0,038	0,77
Acenaphthylen	0,01	0,013	0,058
Acenaphthen	0,01	0,012	0,042
Fluoren	0,01	0,013	0,094
Phenanthren	0,01	0,023	0,35
Anthracen	0,01	0,011	0,044
Fluoranthren	0,01	0,021	0,17
Pyren	0,01	0,019	0,12
Benz(a)anthracen/Chrysen	0,02	0,018	0,02
Benz(bjk)fluoranthren	0,02	0,019	0,028
Benz(a)pyren	0,01	0,010	0,02
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,01	0,011	0,045
Dibenz(a,h)anthracen	0,01	0,010	0,01
Benzo(ghi)perylene	0,01	0,010	0,014
Arsen	0,3	4,16	5,8
Barium	1	329	560
Bly	0,2	1,31	8,8
Kobber	1	6,4	37
Chrom VI	0,3	1,52	4,8
Nikkel	1	4,75	19
Zink	5	10,7	39
Kviksølv	0,05	0,057	0,26

Koncentrationer for stoffer for udløb fra Nordhavnsdeponiet 2012 – 2020 ^{1,2}			
Stof	Detektionsgrænse (µg/l)	Gennemsnit* (µg/l)	Maksimum (µg/l)
Cadmium	0,03	0,21	1,9
Selen	1	1,53	4,8
Tin	0,1	0,25	1,0
Vanadium	0,05	3,68	9,9
ΣDimethylphenoler _{6 isomere}	0,05	0,14	0,93
4-Ethyl-/2,3-Dimethyl-Phenol	0,1	0,092	0,1
Suspenderet stof	2.000	15.300	56.000
Ammonium-N	5	231	770
Nitrat-N	0,1	146	1000
Total-N	0,5	891	2700
Cyanid Total	1	5,3	5,3
1: Det beregnede gennemsnit /96/ er baseret på, at værdier under detektionsgrænserne medregnes i gennemsnit som 1 x Detektionsgrænsen.			
2: For metaller er der tale om resultater fra filtrerede prøver. For alle prøver er resultater total koncentration for stoffet.			

Resultaterne fra vandanalyserne for metaller fra Nordhavnsdeponiet er baseret på filtrerede prøver (vandopløste stofkoncentrationer). Idet der for Lynetteholm er krav om anvendelse af totalkoncentrationer for metaller for de videre beregninger til beregning af årlige udledningsmængder og akkumulerede effekter er der i udkast til Miljøgodkendelse for spildevandsudledning og mining for KMC Nordhavnsdeponiet, /71/, angivet beregnede forholdstal mellem det opløste-/totalindholdet af metaller. De beregnede forholdstal er angivet i Tabel 12-23 /58/. Forholdstallet er for de fleste metaller på 1, dog er den for bly 2,5. Dvs. det forventes generelt at de tidligere udførte vandanalyser fra Nordhavnsdeponiet har indhold af tungmetaller relativt enslydende med analyser udført på totalprøver.

Tabel 12-23 De beregnede forholdstal mellem total og opløst koncentration for metaller/58/.

Metal	Forholdstal (total/opløst)
Arsen	1,03
Barium	1,08
Bly	2,47
Cadmium	-
Krom (total)	1,62
Kobber	1,07
Kviksølv	-
Nikkel	1,22
Selen	1,38 (Middelværdi)
Tin	1,38 (Middelværdi)
Vanadium	1,19
Zink	1,38 (Middelværdi)

Til vurdering af fortyndingsforholdene af fortrængningsvand som udledes via punktudledning/udsiver langs perimeteren, og til afklaring af hvorvidt udledning/udsivning vil opfylde miljøkravene /90/ for de enkelte stoffer, er der udført hydrodynamisk modellering /96/.

For at simulere fortyndingen af fortrængningsvand fra nyttiggørelsesområdet er der etableret en model, hvor beregningsnettet er forfinet helt lokalt omkring det identificerede og valgte udledningspunkt. Da det ikke er muligt at sige noget præcist om hvordan udledningens vandets densitet vil være i forhold til det vand det udledes i, er det valgt at fordele udledningen jævnt over vanddybden. Vandet udledes i recipienten med en enhedskoncentration. Initialkoncentrationen i recipienten er sat til nul.

Fortyndingsberegningen er foretaget for en sommermåned (juli 2018), hvor vandskiftet (og opblandingen) helt generelt vil være ringere end i vinterhalvåret. Fortyndingsforholdene i forbindelse med maksimumkravet er fundet ved at bruge en 95% fraktil for koncentrationen i det lag over dybden med den største forekommende koncentration, og som udtrykker den koncentration, som kun er overskredet i 5 % af tiden. Fortyndingsfaktoren er fundet efterfølgende som den reciprokke af den relative fortynding. Ovenfor beskrevne fortyndingsforhold bruges i vurderingen af miljøkravene til maksimumkoncentrationen af de forurenende stoffer.

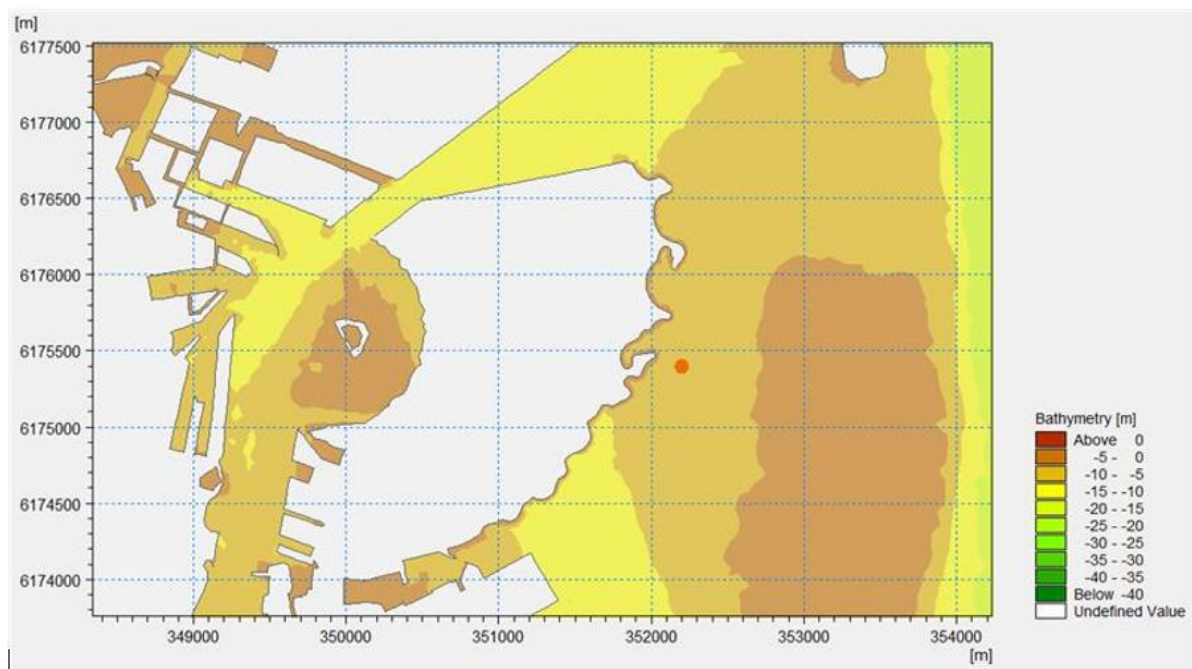
Til vurderingen af det generelle miljøkvalitetskrav beregnes fortyndingsforholdene med udgangspunkt i middeldensiteten i det lag over dybden med den største forekommende koncentration. Den her anvendte metode vil være konservativ i den forstand, at der analyseres på en sommerperiode, hvor opblandingsforholdene i middel vil være mindre dynamiske end ved en analyse baseret på et fuldt kalenderår /58/.

Således er udført følgende scenarier for udledning/udsivning af vand fra Lynetteholm til Øresund /58/:

- Med punktudledning øst for og helt fri af perimeteren.
- Med diffus udledning langs hele den vandomkransede perimeter, langs den østlige perimeter.
- Med diffus udledning af nettonedbør langs hele den vandomkransede perimeter efter endt opfyldning.

Punktudledning

Kystlandskabet mod øst hvor punktudledningen er planlagt beliggende indeholder en række bugter, hvor der er strøm læ og nedsat vandskifte, se Figur 12-14. For at opnå en optimal opblanding af udledt fortrængningsvand vil det derfor være nødvendigt at føre udledningen, via en rørledning, ud i åbent vand og frigive udledningen via diffusere /58/.



Figur 12-14. Punktudledning øst for Lynetteholm /96/.

Udledning med anvendelse af udledningskoncentrationerne fra KMC Nordhavnsdeponiet jf. Tabel 12-22, er vurderet med udgangspunkt i udførte fortyndingsrelationer i ref. /58/, og for endelig vurdering for de enkelte stoffer er der set på gennemsnitskoncentrationen og den maksimalt udledte koncentration. De udledte koncentrationer er sammenlignet med vandkvalitetskravene, hvor kravene for visse metaller er tilføjet den naturlige baggrundskoncentration. Den i forvejen forekommende (IFF) koncentration, som er summen af evt. baggrundskoncentration og evt. bidrag fra andre kilder, er fratrukket. For flere stoffer eksisterer der ikke oplysninger om IFF-koncentrationer.

Derudover er der udført beregninger og vurderinger i relation til de ansøgte udledningskoncentrationer jf. ansøgningen for udledning fra Lynetteholm jf. /107/.

Resultaterne fra de udførte beregninger/vurderinger viser at vandkvalitetskriterierne (både generelt krav og maksimumkravet) for alle undersøgte stoffer jf. bekendtgørelse 1625, vil være opfyldt indenfor en opblandingszone som angivet:

Beregning ud fra udledningskoncentrationer (gns.) 2012-2020 for Nordhavnsdeponiet KMC:

- <13,6 meter fra udledningspunktet med en udledningsrate på 101 l/s (år 2023), og
- <7,6 m med en udledningsrate på 67,7 l/s (år 2024 – og frem).

Som er gældende for benz(a)anthracen der kræver den største opblandingszone for nuværende koncentrationer i udledningvandet fra Nordhavnsdeponiet.

Beregning ud fra ansøgte udledningskoncentrationer:

- <23 meter fra udledningspunktet med en udledningsrate på 101 l/s (år 2023), og
- <14 m med en udledningsrate på 67,7 l/s (år 2024 – og frem).

Som er gældende for kobber der kræver den største opblandingszone for ansøgte værdier.

For øvrige stoffer påkrævede opblandingszone henvises til /107/ og Tabel 12-25.

Indledningsvist ses på kviksølv og efterfølgende opsummeres på de øvrige enkeltstoffer.

Således er maksimumkvalitetskriteriet (VKK_{Maks}) for det prioriterede stof kviksølv, som er på 0,07 $\mu\text{g/l}$, ligeledes overholdt inden opblandingszonen /58/. Der findes intet generelt vandkvalitetskriterie (VKK_{Gen}) for kviksølv, men derimod biotakvalitetskriterie (BKK) som er på 20 $\mu\text{g/kg}$ vådvægt (VV) for fisk, jf. bekendtgørelse 1625 /90/

Koncentrationen af kviksølv i udledt vand fra Lynetteholm forventes lig med, eller mindre end den koncentration der er målt ifm. Nordhavnsdeponiet /58/. For Nordhavnsdeponiet er der kun enkelte målinger som viser højere indhold af kviksølv end detektionsgrænsen på 0,05 $\mu\text{g/l}$, og målinger udført i 2020 med detektionsgrænse på 0,001 $\mu\text{g/l}$ viste intet indhold af kviksølv /100/.

Der er således udført beregninger af den forventede mængde udledt kviksølv fra Lynetteholm ud fra følgende forudsætninger om koncentrationer i udledt vand:

1. Ved konservativt at benytte en værdi på 50% af detektionsgrænsen (0,050 $\mu\text{g/l}$).
2. Og ved at benytte 0,001 $\mu\text{g/l}$, som konservativt benyttes for udledningen i 2020, hvor der ikke blev påvist kviksølv over den nye detektionsgrænse på 0,001 $\mu\text{g/l}$.

Til sammenligning med de beregnede udledninger fra Lynetteholmen er der i Tabel 12-24 angivet udledningen af kviksølv fra renseanlægget Lynetten, som udgør 18 kg Hg/år, og den samlede tilførsel af kviksølv til Øresund på i alt 75 kg Hg/år.

Således varierer udledningen af kviksølv ift. udledningen fra renseanlægget Lynetten og udledningen til Øresund, med detektionsgrænse på enten 0,050 $\mu\text{g/l}$, på hhv. 0,001 $\mu\text{g/l}$.

- I år 2023: 0,018% / 0,44% af udledningen fra rensningsanlægget Lynetten og 0,0043%/0,11% af udledningen til Øresund.
- I år 2024 og frem: 0,012% / 0,29% af udledningen fra rensningsanlægget Lynetten, og 0,0028% / 0,071% af udledningen til Øresund.
- Efter endt opfyldning af Lynetteholm: 0,003% / 0,075% af udledningen fra rensningsanlægget Lynetten, og 0,00072% / 0,018% af udledningen til Øresund.

Til sammenligning har Natur- og Miljøklagenævnet afgjort, at udledning med spildevandet af i alt 84 g Hg/år til Øresund fra Amager Forbrænding under de derværende forhold vil være uden betydning i forhold til at kunne overholde miljø- og kvalitetskravene, og at udledningen ikke vil være til hinder for, at der kan opnås en god økologisk og kemisk tilstand i Øresund /100/.

Som det fremgår af Tabel 12-24 udgør udledningen af kviksølv fra Lynetteholm en lille andel af den samlede udledning til Øresund.

Tabel 12-24 Udledt mængde af kviksølv fra under og efter opfyldning af Lynetteholm.

Koncentration af kviksølv i udledning	Mængde kviksølv udledt			% - del ift. udledning fra	
	2023 ²	2024 – frem ³	Efter endt opfyldning ⁴	Lynette rensningsanlæg Udledning på 18 kg/år	Samlet udledning til Øresund Udledning på 75 kg/år
0,025 µg/l ¹	79 g/år	53 g/år	13,5 g/år	0,44% i 2023 0,29% i 2024 - 0,075% efter	0,11% i 2023 0,071% i 2024 - 0,018% efter
0,001 µg/l ⁵	3,2 g/år	2,1 g/år	0,54 g/år	0,018% i 2023 0,012% i 2024 - 0,003% efter.	0,0043% i 2023 0,0028% i 2024- 0,00072% efter

¹: 50% af detektionsgrænsen for analyserne for KMC Nordhavnsdeponiet som var på 0,05 µg/l.
²: Udledning middel scenarie på 101 l/s
³: Udledning maks. scenarie på 67,7 l/s
⁴: Udledning 17,4 l/s.
⁵: Detektionsgrænsen (100%)

Herunder er opsummeret for udvalgte og mest kritiske enkeltstoffer i forhold til nødvendig fortynding og største opblandingszone krævet, se Tabel 12-25. En vurdering af alle enkeltstoffer fremgår af ansøgning om miljøgodkendelse /107/.

I tabellen er angivet resultater for:

- **N**: Nuværende koncentration (gns.) for udledning fra Nordhavnsdeponiet KMC jf. Tabel 12-22.
- **A**: Ansøgt koncentration for kommende udledning fra Lynetteholm jf. /114/.

For hvert af de gennemgåede stoffer, er der angivet en gennemsnitskoncentration og en maksimal koncentration. Desuden er der angivet vandkvalitetskravene for den generelle udledning (VKK_{gen}) og maksimale udledning (VKK_{maks}). Den nødvendige fortyndingsgrad er angivet for hhv. den generelle og den maksimale koncentration og derefter er der vist største afstand fra udledningspunktet, hvor den nødvendige fortynding er opfyldt. Der er angivet værdier for IFF og baggrund, for så vidt disse værdier har været tilgængelige. Generelt er den krævede største opblandingszone under 10 meter, dog vil der for kobber, barium og nogle af tjærestofferne (PAH' er) forventes krævet en blandingszone >10 m, og op til 23 meter fra udledningen, og dette vurderes tilstrækkeligt for at tilstanden i Københavns Havn ikke forværres.

Tabel 12-25 Opsummering af enkeltstofferne mht. nødvendig fortynding og største opblandingszone påkrævet.

Stoffer	GNS (µg/l)	VKK _{GNS} (µg/l)	Maks. udledning (µg/l)		Nødvendig fortynding GNS Maks. - -		Største op- blandingszone 2024- 2023 (m) (m)		IFF ² (µg/l)	Naturlig baggrund ³ (µg/l)
N: Naphthalen	0,0383	2,0	0,77	130	< 1	< 1	<0,1	<0,1	0,0041	-
A: Naphthalen	0,05	2,0	0,8	130	< 1	< 1	<0,1	<0,1	0,0041	
N: Pyren	0,0185	0,0017	0,12	0,023	26,4	5,5	2,1	3,6	0,001	-
A: Pyren	0,05	0,0017	0,25	0,023	71,4	11,4	5,8	10,3	0,001	-
N: Anthracen	0,0111	0,1	0,044	0,1	< 1	< 1	<0,1	<0,1	0,001	-
A: Anthracen	0,01	0,1	0,05	0,1	<1	<1	<0,1	<0,1	0,001	-
N: Benz(a)anthracen	0,0184	0,0012	0,02	0,018	92	1,18	7,6	13,6	0,001	-

Stoffer	GNS	VKK _{GNS}	Maks.	VKK _{Maks}	Nødvendig fortynding		Største op- blandingszone		IFF ²	Naturlig baggrund ³
	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	GNS	Maks.	2024-	2023	(µg/l)	(µg/l)
					-	-	(m)	(m)		
A: Benz(a)anthracen	0,01	0,0012	0,03	0,018	50	1,76	4,0	7,0	0,001	-
N: Chrysen	0,0184	0,0014	0,02	0,014	46	1,5	3,6	6,4	0,001	-
A: Chrysen	0,01	0,0014	0,03	0,014	25	2,31	1,9	3,4	0,001	-
N: Benz(a)pyren	0,0104	0,00017	0,018	0,027	⁻⁵	<1	⁻⁵	⁻⁵	0,001	-
A: Benz(a)pyren	0,01	0,00017	0,03	0,027	⁻⁵	1,15	⁻⁵	⁻⁵	0,001	-
N: Dibenz(a,h)- anthracen	0,01	0,00014	0,01	0,018	⁻⁵	<1	⁻⁵	⁻⁵	0,001	-
A: Dibenz(a,h)- anthracen	0,01	0,00014	0,03	0,018	⁻⁵	1,76	⁻⁵	⁻⁵	0,001	-
N: Fluoranthen	0,0213	0,0063	0,17	0,12	4,0	1,4	0,5	0,9	0,001	-
A: Fluoranthen	0,05	0,0063	0,35	0,12	9,4	2,9	1,0	1,7	0,001	-
N: Arsen	4,28	0,6 ¹	5,97	1,1 ¹	8,6	6,0	2,0	3,2	1,1	1
A: Arsen	7	0,6 ¹	12	1,1 ¹	14	12	4,1	6,5	1,1	1
N: Barium	355	5,8 ¹	605	145	61	4,7	4,9	8,7	16	16
A: Barium	700	5,8 ¹	1.200	145	121	9,3	10	18	16	16
N: Bly	3,24	1,3	22	14	3,1	1,6	0,5	0,8	0,25	-
A: Bly	12	1,3	45	14	11	3,3	1,1	1,8	0,25	-
N: Cadmium	0,21	0,2	1,9	0,45 ⁶	1,2	4,5	1,5	2,4	0,025	-
A: Cadmium	1	0,2	4	0,45 ⁶	5,7	9,4	3,2	5,1	0,025	-
N: Chrom	2,46	3,4	7,8	17 ⁴	<1	<1	<0,1	<0,1	0,25	-
A: Chrom	10	3,4	16	17 ⁴	3,2	1,0	0,3	0,5	0,25	-
N: Kobber	6,85	1 ¹	40	2 ¹	6,8	20	6,8	11	0,5	0,5
A: Kobber	15	1 ¹	80	2 ¹	15	40	14	23	0,5	0,5
N: Nikkel	5,8	8,6	23	34	<1	<1	<0,1	<0,1	0,5	-
A: Nikkel	12	8,6	50	34	1,5	1,5	0,8	0,5	0,5	-
N: Selen	2,11	0,08 ¹	6,62	31 ¹	⁻⁵	<1	⁻⁵	⁻⁵	0,5	0,26
A: Selen	5	0,08 ¹	15	31 ¹	⁻⁵	<1	⁻⁵	⁻⁵	0,5	0,26
N: Tin	0,34	0,2	1,38	20	⁻⁵	<1	⁻⁵	⁻⁵	0,5	-
A: Tin	1	0,2	3	20	⁻⁵	<1	⁻⁵	⁻⁵	0,5	-
N: Vanadium	4,38	4,1 ¹	12	57,8	1,1	<1	0,1	0,1	0,5	0,5
A: Vanadium	10	4,1 ¹	25	57,8	2,4	<1	0,2	0,3	0,5	0,5
N: Zink	14,8	7,8 ¹	54	8,4 ¹	2,3	7,8	2,6	4,2	2,5	1
A: Zink	30	7,8 ¹	100	8,4 ¹	4,8	15	4,9	7,9	2,5	1
N: Kviksølv	0,057	-	0,26	0,07	-	3,8	1,3	2,0	0,001	-
A: Kviksølv	0,025	-	0,1	0,07	-	1,4	0,5	0,8	0,001	-

N: Nuværende koncentration (gns.) for udledning fra Nordhavnsdeponiet KMC.

A: Ansøgt koncentration for kommende udledning fra Lynetteholm.

¹) Kvalitetskravet er denne koncentration tilføjet den naturlige baggrundskoncentration. Tallet er værdi inden addering af baggrundskoncentration. For kobber gælder desuden øvre grænser på 4,9 µg/l uden tilføjelse.

Stoffer	GNS (µg/l)	VKK _{GNS} (µg/l)	Maks. udledning (µg/l)	VKK _{Maks} (µg/l)	Nødvendig fortynding		Største op- blandingszone		IFF ² (µg/l)	Naturlig baggrund ³ (µg/l)
					GNS -	Maks. -	2024- (m)	2023 (m)		
<p>²) IFF: Metaller er fra Yderhavnsdata /94/, ved værdier under detektionsgrænsen er regnet som 50 % af det.grænsen, dog som 100 % af det.grænsen ved kviksølv. PAH'er er fra Kongedybet /95/ og ved resultater under detektionsgrænsen er IFF regnet som 100 % af detektionsgrænsen.</p> <p>³) Baggrundskoncentrationer jf. MSTs datablade. Hvor IFF er mindre end databladsværdien er baggrundsværdien dog reduceret til IFF.</p> <p>⁴) Strengeste krav, gældende for CrVI.</p> <p>⁵) Da IFF kan være større end VKK_{gen} kan der ikke beregnes et fortyndingsbehov.</p> <p>⁶) Krav afhænger af vandets hårdhed. Dette er strengeste krav.</p> <p>Metalkoncentrationer i udledning er totalindhold.</p>										

Påvirkning af sedimentet

Stoffer med sedimentkvalitetskrav (SKK)

For stofferne bly, cadmium, vanadium, naphthalen og anthracen er der også fastsat miljøkvalitetskrav for sedimentet i BEK 1625. Overholdelse af disse krav er vurderet i det følgende.

I beregninger af udledte bidrag til sedimentet i vandområdet er det antaget, at de udledte stoffer vil spredes over et areal på min. 870 ha. Arealets størrelse er vurderet i ref. /96/ ved at se på resultaterne af en analyse af, hvor der deponeres kvælstof ved udledning af overskudsvand fra drift af anlægget /96/. Herudover antages, at de udledte stoffer spredes til de øverste 2 cm i sedimentet, at sedimentet har en densitet på 1,3 ton/m³, og at tørstofindholdet er 20 %. De udledte stoffer forudsættes således spredt til en sediment-tørstofmængde på 45.240 ton TS.

SKK skal vurderes ud fra den totale koncentration af stofferne. Ansøgningen er imidlertid baseret på erfaringsdata fra monitoringen af udledningen fra KMC Nordhavnsdeponiet, hvor metalanalyser er udført på filtrerede prøver, dvs. på den vandopløste del. De målte metalkoncentrationer i vandfasen er derfor omregnet til totalkoncentrationer vha. omregningsfaktorerne i Tabel 12-23.

Miljøkvalitetskravene for sediment i relation til stofferne bly, cadmium, vanadium, naphthalen og anthracen ses i Tabel 12-26.

Der er udført tre beregninger af punktudledningens bidrag til sedimentet, dels ved den ekstraordinært store udledning på 101 l/s i 2023 (vist med orange skrift) og dels ved en udledning på 67,7 l/s i de efterfølgende opfyldningsår (vist med sort skrift), og endelig ved en samlet gennemsnitlig udledning for hele perioden (2023 – og frem) på ca. 49,3 l/s (vist med blå skrift). Det sidstnævnte tal fremkommer ved en gennemsnitsbetragtning over den samlede opfyldningsperiode på 30-31 år, hvor der er korrigeret for at 9,7 mio. m³ af Lynetteholms samlede opfyldningsvolumen på 40,9 mio. m³ ligger over vandlinjen og således ikke vil bidrage til mængden af fortrængt vand /107/.

IFF_{sed} er fra NOVANA-station MCR230004 jf. Tabel 9-5 i kapitel "Sediment". IFF_{sed} for vanadium er fra andre overvågningsstationer i NOVANA-programmet (målinger fra Ringkøbing Fjord, Limfjorden og Hanstholm Havn) /71/.

Sedimentkvalitetskriterierne for cadmium og vanadium er tilføjet værdi til den naturlige baggrundskoncentration. Af Miljøstyrelsens datablad for vanadium fremgår en naturlig baggrundsværdi i sediment på 105 mg/kg. Værdien er højere end IFF_{sed} jf. Tabel 12-26. For vanadium er der nedenfor i stedet regnet med en baggrundskoncentration svarende til IFF /107/.

Tabel 12-26. Beregnede bidrag til sediment ved punktudledning fra Lynetteholm for stoffer hvor der gælder sedimentkvalitetskrav /107/.

Stof	Ansøgt kravværdi	SKK ¹⁾	Baggrundskoncentration ²⁾	IFF _{sed}	Udledning pr. år ³⁾	Gennemsnitligt årligt bidrag til sedimentkonc. ³⁾	Antal år for overskridelse inkl. IFF ³⁾	Antal år for overskridelse af SKK ³⁾	Årligt bidrag ift. IFF koncentration ³⁾
	µg/l	mg/kg TS			g/år	mg/kg TS	År	År	%/år
Anthracen	0,01	0,0048	-	0,041	32	0,00070	-	7	1,7
					21	0,00047		10	1,2
					16	0,00034		14	0,8
Naphthalen	0,05	0,138	-	0,063	159	0,0035	21	39	5,6
					107	0,0024	32	58	3,7
					78	0,0017	44	80	2,7
Bly	12	163	-	14	38.222	0,84	176	193	6,0
					25.620	0,57	263	288	4,0
					18.657	0,41	361	395	2,9
Cadmium	1	3,8	0,33	0,46	3.185	0,070	52	54	15
					2.135	0,047	78	81	10
					1.555	0,034	107	111	7,5
Vanadium	10	23,6	36,9	36,9	31.851	0,70	34	34	1,9
					21.350	0,47	50	50	1,3
					15.547	0,34	69	69	0,9

1) Sedimentkvalitetskravet for cadmium og vanadium skal tilføjes værdien af baggrundskoncentrationen. Tal anført i kolonnen er værdi inden tilføjelse af baggrundskoncentration.

2) Baggrundskoncentrationer er fra Miljøstyrelsens datablade. Databladets baggrundskoncentration for vanadium på 105 mg/kg er dog her justeret ned til værdien af IFF.

3) Orange tal: Forudsat udledning på 101 l/s gældende for 2023. Sorte tal: Forudsat udledning på 67,7 l/s fra 2024 og frem, gældende ved et årligt maksimumsindtag af jord og uden fradrag for at en del af opfyldningen sker over vandlinjen og således ikke fortrænger vand. Blå tal: Forudsat 49,3 l/s som middel for 2023 - ca. 2053, svarende til det faktiske opfyldningsvolumen under vandlinjen og inkl. bidrag fra nettonedbør.

Projektets driftsfase medfører således bidrag af forurenende, miljøfarlige stoffer til sedimentet, men omvendt medfører projektets anlægsfase også fjernelse af forurenede sediment. I den forudgående anlægsfase vil der blive fjernet sediment, herunder også forurenede sediment, i forbindelse med etablering af perimeterkonstruktionerne. Rent sediment forventes ført til klappads og forurenede sediment forventes deponeret i deponi for havnesediment. Ved opgravning af sedimentet vil der ske et vist omfang af gravespild, som med tid vil aflejres på havbunden.

Det er estimeret, at der i alt skal afgraves 1.326.719 ton TS sediment, heraf 306.988 ton TS forurenede sediment, for etablering af perimeterkonstruktionerne. Det er endvidere estimeret, at gravespildet af den forurenede del af sedimentet vil udgøre 12.327 ton TS, hvoraf 1.998 ton TS forurenede sediment vil blive aflejret indenfor projektets perimeter og den resterende del (som er hovedparten) udenfor perimeteren /96/.

For stoffet anthracen er IFF_{sed} allerede større end sedimentkvalitetskravet, se Tabel 12-26.

Ud fra en ansøgt kravværdi på 0,01 µg/l anthracen i udledningsvandet og under forskellige forudsætninger mht. flow er det beregnet, at der i driftsperioden tilføres 15-32 g anthracen pr. år til vandområdet sediment, se Tabel 12-26. Tilsvarende er det for naphthalen beregnet, at der ved en ansøgt kravværdi på 0,05 µg/l tilføres 78-159 g naphthalen pr. år.

Som anført i afsnit 12.3.3.2 vil projektet samlet set indebærer en væsentlig større "fjernelse" af anthracen- og naphthalen i fbm opgravningen af forurenede sediment i anlægsfasen, sammenlignet med mængden af anthracen og naphthalen som udledes i driftsfasen. Den biotilgængelige mængde af anthracen og naphthalen i fbm opgravet sediment i anlægsfasen, samt den biotilgængelige mængde for anthracen og naphthalen fra total udledning i driftsfasen på 15-32 g anthracen pr. år/ 78-159 g naphthalen pr. år, er ikke beregnet. På baggrund af de håndterede mængder af anthracen og naphthalen i anlægs- og driftsfasen er det umiddelbart vurderet sandsynligt at den biotilgængelige mængde for nævnte stoffer er størst for anlægsfasen, se afsnit 12.3.3.2 og afsnit 12.4.1.3.

I Naturstyrelsens rapport om nøgletal for miljøfarlige stoffer fra renseanlæg /116/ er der fastlagt et nøgletal for naphthalen i udløb fra renseanlæg på 0,036 µg/l. Nøgletallet for anthracen er 0 µg/l. Idet der i 2018 blev udledt 54.624.000 m³ rensede spildevand fra renseanlæg Lynetten og 23.290.000 m³ rensede spildevand fra renseanlæg Damhusåen svarer det til, at de to renseanlæg udledte årsmængder på hhv. 2 kg/år og 0,8 kg/år naphthalen til vandområdet.

Den samlede udledte mængde af naphthalen forudsat en koncentration som den ansøgte kravværdi vil i 2023 udgøre ca. 5,7 % af renseanlæggenes udledning, mens den for perioden 2024 og frem, vil udgøre 3,8% af renseanlæggenes udledning, se Tabel 12-26.

Beregning af koncentrationen af naphthalen og anthracen i sedimentet i fbm den ansøgte udledningskoncentration i udledningspunktet og ved randen af en 10 m blandingszone viser nedenstående.

Naphthalen

C_{sed} for naphthalen udgør under cirka, 9% af sedimentkvalitetskriteriet (SKK) = 0,138 mg/kg TS ved udledningspunktet, Tabel 12-27. Ved kanten af en blandingszone på 10 m udgør C_{sed} knap 0,01% af SKK og vil hurtigt aftage med afstanden herfra. Det vurderes på denne baggrund, at udledningen af Naphthalen fra den fremtidige udledning fra Lynetteholm ikke vil medføre en overskridelse af miljøkvalitetskriteriet for sediment i recipienten, Tabel 12-27 /96/.

Tabel 12-27. Påvirkning af sediment fra naphthalen /96/.

C_w i udledningspunktet µg/l	C_w i rand af blandingszonen ¹ µg/l	K_d^2 l/kg TS	C_{sed} i udledningspunktet mg/kg TS	C_{sed} v. rand af blandingszonen mg/kg TS	SKK mg/kg TS
0,053	0,00042	35	0,0018	$1,5 \times 10^{-5}$	0,138
1: 10 m blandingszone, 119 gange fortynding. 2: Miljøstyrelsens datablad – 2013 for naphthalen. 3: Ansøgt koncentration.					

Anthracen

C_{sed} for anthracen er ved udledningspunktet ca. 1,5 gange SKK = 0,0048 mg/kg TS, Tabel 12-28. Ved kanten af en blandingszone på 10 m udgør C_{sed} ca. 1,4% af SKK og vil hurtigt aftage med

afstanden herfra. For den ansøgte udledningskoncentration på 0,01 µg/l udgør C_{sed} ved randen af 10-m blandingszonen 1,31 % af SKK, Tabel 12-28 /96/.

Det vurderes på denne baggrund, at udledningen af anthracen ikke vil medføre en overskridelse af miljøkvalitetskriteriet for sediment i recipienten.

Tabel 12-28. Påvirkning af sediment fra anthracen /96/.

C_w i udledningspunktet	C_w i rand af blandingszonen ¹	K_d^2	C_{sed} i udledningspunktet	C_{sed} v. rand af blandingszonen	SKK
µg/l	µg/l	l/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
0,01 ³	$8,4 \times 10^{-5}$	739	0,0074	$6,2 \times 10^{-5}$	0,0048
1: 10 m blandingszone, 119 gange fortynding. 2: Miljøstyrelsens datablad – 2013 for anthracen 3: Ansøgt koncentration.					

På baggrund af ovenstående vurderes Lynetteholms punktudledning af naphthalen og anthracen at være acceptabel.

Tilsvarende som vurderet ovenfor "fjernes" der mange gange mere bly, cadmium og vanadium ved anlægsaktiviteterne end der tilføres i driftsfasen, se afsnit 12.3.3.2 og afsnit 12.4.1.3.

De to ovenfor nævnte renseanlægs udledning af bly, cadmium og vanadium udgør hhv. ca. 140 kg, ca. 5,4 kg og ca. 109 kg årligt, vurderet ud fra mængderne af udledt rensed spildevand i 2018 og nøgletallene i ref. /31/. De tilsvarende tal for Lynetteholms gennemsnitlige årlige udledning i driftsfasen forudsat kravværdier er ca. 17 kg, ca. 1,6 kg og ca. 16 kg, se Tabel 12-26.

Det vurderes på baggrund af ovenstående, at Lynetteholms punktudlednings bidrag til sediment er acceptabelt.

Stoffer uden sedimentkvalitetskrav (SKK)

Det følgende er en supplerende vurdering af udledningens påvirkning af sediment for en række stoffer for hvilke der ikke gælder nogen sedimentkvalitetskriterier.

EU Guidance Document No. 27 /117/ angiver som tommelfingerregel, at stoffer med $\log K_{oc} \geq 3$ eller $\log K_{ow} \geq 3$ kan anses for at kunne ophobes i sediment.

For udledningens organiske stoffer er $\log K_{ow}$ slået op i den database med stofegenskaber, der er en del af Miljøstyrelsens risikovurderingsværktøj JAGG. Det er herved fundet, at naphthalen og de flerringede PAH-forbindelser har $\log K_{ow}$ -værdier i intervallet 3,3-6,75, og at det klorerede opløsningsmiddel tetrachlorethylen har $\log K_{ow} = 3,4$. Ethylbenzen har $\log K_{ow} = 3,15$, og o-, p- og m-xylen har $\log K_{ow}$ -værdier i intervallet 3,12-3,2. De øvrige monaromatiske kulbrinter og øvrige chlorerede opløsningsmidler i udledningen har $\log K_{ow}$ -værdier < 3 .

Metallernes K_{oc} -værdier er vurderet ud fra følgende sammenhæng mellem K_d og K_{oc} , som er fra ref. /118/:

$$K_d = 0,58 * K_{oc} * TOC/100$$

Hvor;

K_d = fordelingskoefficienten

K_{oc} = organic carbon adsorptions koefficient

TOC = total organic carbon i sedimentet, her sat til 1 %.

Metallernes/grundstoffernes K_d -værdier er undersøgt ved opslag i ref. /119/. Referencen indeholder ingen K_d -værdier for barium, selen og tin, men det antages, at disse stoffer ligeledes udgør en risiko for ophobning i sediment.

Tabel 12-29 og Tabel 12-30 nedenfor indeholder en beregning af de årlige bidrag til sedimentet af de stoffer, som der ikke er fastsat sedimentkvalitetskrav for, men som vurderes at indebære en risiko for ophobning pga. en log K_{ow} eller log K_{oc} -værdi større end 3. Som i Tabel 12-26 er der beregnet bidrag ved tre forskellige vandudledningsrater på hhv. 101 l/s (2023), 67,7 l/s (ved maksimum jordtilførsel og al opfyldning under vandlinjen (2024 ->)) og 49,3 l/s (middel over perioden 2023-2053 og korrigeret for at tilført jord over vandlinjen ikke fortrænger vand), Tabel 12-32 . Beregningen forudsætter som ovenfor, at alt udledt stof fordeles til 45.240 ton TS sediment.

Tabel 12-29. Beregnede bidrag til sediment ved punktudledning fra Lynetteholm for organiske stoffer uden sedimentkvalitetskrav.

Stof	Ansøgt kravværdi	IFF _{sed}	Udledning pr. år ¹⁾	Gennemsnitligt årligt bidrag til sedimentkonc. ¹⁾	Årligt bidrag ift. IFF koncentration ¹
	µg/l		mg/kg TS	g/år	mg/kg TS
Ethylbenzen	0,1	-	319	0,0070	-
			213	0,0047	-
			155	0,0034	-
Sum af xylener	0,3	-	956	0,021	-
			640	0,014	-
			466	0,010	-
Tetrachlorethylen	0,2	-	637	0,0141	-
			427	0,0094	-
			311	0,0069	-
Acenaphthylen	0,03	0,026	96	0,0021	8,1
			64	0,0014	5,4
			47	0,0010	4,0
Acenaphthen	0,03	0,020	96	0,0021	10,6
			64	0,0014	7,1
			47	0,0010	5,2
Fluoren	0,03	0,07	96	0,0021	3,0
			64	0,0014	2,0
			47	0,0010	1,5
Phenanthren	0,1	0,17	319	0,0070	4,1
			213	0,0047	2,8
			155	0,0034	2,0
Fluoranthen	0,05	0,34	159	0,0035	1,0
			107	0,0024	0,7
			78	0,0017	0,5
Pyren	0,05	0,34	159	0,0035	1,0

Stof	Ansøgt kravværdi	IFF _{sed}	Udledning pr. år ¹⁾	Gennemsnitligt årligt bidrag til sedimentkonc. ¹⁾	Årligt bidrag ift. IFF koncentration ¹
	µg/l	mg/kg TS	g/år	mg/kg TS	%/år
			107	0,0024	0,7
			78	0,0017	0,5
Benz(a)anthracen	0,01	0,078	32	0,0007	0,9
			21	0,0005	0,6
			16	0,0003	0,4
Chrysen	0,01	0,098	32	0,0007	0,7
			21	0,0005	0,5
			16	0,0003	0,4
Benz(bjk)fluoranthen	0,01	0,39	32	0,0007	0,2
			21	0,0005	0,1
			16	0,0003	0,1
Benz(a)pyren	0,01	0,19	32	0,0007	0,4
			21	0,0005	0,2
			16	0,0003	0,2
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,01	0,21	32	0,0007	0,3
			21	0,0005	0,2
			16	0,0003	0,2
Dibenz(a,h)anthracen	0,01	0,037	32	0,0007	1,9
			21	0,0005	1,3
			15	0,0003	0,9
Benzo(ghi)perylene	0,01	0,21	32	0,0007	0,3
			21	0,0005	0,2
			16	0,0003	0,2

1) Orange tal: Forudsat 101 l/s gældende for 2023.

Sorte tal: Forudsat 67,7 l/s fra 2024 og frem, gældende ved et årligt maksimumsindtag af jord og uden fradrag for at noget af opfyldningen sker over vandlinjen og således ikke fortrænger vand.

Blå tal: Forudsat 49,3 l/s som middel for 2023 - ca. 2053, svarende til det faktiske opfyldningsvolumen under vandlinjen og inkl. bidrag fra nettonedbør.

Table 12-30. Calculated contributions to sediment from point discharge from Lynetteholm for metals without sediment quality requirements.

Stof	Ansøgt kravværdi	IFF _{sed} ²⁾	Udledning pr-år ¹⁾	Gennemsnitligt årligt bidrag til sedimentkonc. ¹⁾	Årligt bidrag ift. IFF koncentration ¹⁾
	µg/l	mg/kg TS	g/år	mg/kg TS	%/år
Arsen	7	2,3	22.296	0,49	21
			14.945	0,33	14
			10.883	0,24	10
Barium	700	357	2.229.595	49	13,8
			1.494.491	33	9,3
			1.088.307	24	6,7
Chrom-total	10	14	31.851	0,70	5,0
			21.350	0,47	3,4
			15.547	0,34	2,5
Kobber	15	11	47.777	1,1	9,6
			32.025	0,71	6,4
			23.321	0,52	4,7
Kviksølv	0,025	0,27	80	0,0018	0,7
			53	0,0012	0,4
			39	0,00086	0,3
Nikkel	12	6,2	38.222	0,84	14
			25.620	0,57	9,1
			18.657	0,41	6,7
Selen	5	0,6	15.926	0,35	59
			10.675	0,24	39
			7.774	0,17	29
Tin	1	1	3.185	0,070	7,0
			2.135	0,047	4,7
			1.555	0,034	3,4
Zink	10	10	31.851	0,70	7,0
			21.350	0,47	4,7
			15.547	0,34	3,4

1) Orange tal: Forudsat 101 l/s gældende for 2023.
Sorte tal: Forudsat 67,7 l/s fra 2024 og frem, gældende ved et årligt maksimumsindtag af jord og uden fradrag for at noget af opfyldningen sker over vandlinjen og således ikke for trænger vand.
Blå tal: Forudsat 49,3 l/s som middel for 2023 - ca. 2053, svarende til det faktiske opfyldningsvolumen under vandlinjen og inkl. bidrag fra nettonedbør.

2) IFF værdier for fluoren, barium og selen er fra havundersøgelser ifm. havnesedimentdepot Lynetten, DHI 2009. IFF værdi for tin er fra NOVANA målinger fra Limfjorden fra 2008. Øvrige IFF værdier er fra NOVANA målinger ved MCR230004.

In Table 12-29 above is calculated annual contributions of various PAH-compounds and ethylbenzene, xylene and tetrachlorethylene, likewise in Table 12-30 is calculated the annual contributions of various metals. The annual discharges are evaluated to be acceptable, which also should be seen from the fact that it is evaluated that a significant "removal" of the polluting substances, which also for the bioavailable fraction of substances is evaluated to be larger than the fraction of bioavailable substances as they are added to the marine environment by the point discharge.

Påvirkning på biota

I det følgende er som i ovenstående afsnit vedrørende påvirkning på sediment taget udgangspunkt i en udledningsmængde, der svarer til 67,7 l/s idet det vurderes, at det er den generelle udledning over de mange år, der vil medføre den potentielt største påvirkning af koncentrationen for biota.

Således er der i det følgende udført en vurdering for de stoffer i udledning vandet, hvor der er fastsat miljøkvalitetskrav for biota. Der er desuden udført en vurdering for andre stoffer i udledning vandet, hvorom det vides, at stofferne har en tilbøjelighed til at blive ophobet i biota.

Vurdering af biota er baseret på, at den relative stigning i koncentrationerne af de enkelte stoffer i vandfasen vil afspejle sig i den samme relative stigning af koncentrationen af stoffet i biota.

Den procentvise stigning i koncentrationen i vandfasen er beregnet inden for forskellige afstande fra udledning punktet. Herefter er den tilsvarende procentvise stigning i biota beregnet.

De ved beregningerne anvendte IFF_{biota} koncentrationer af PAH-forbindelser er baseret på måleresultater fra NOVANA overvågningsstation 972000045 KBKLYN, Nordlig Øresund. For stofferne bly, cadmium, kobber og zink er IFF_{biota} ligeledes baseret på måleresultater fra NOVANA station 972000045 KBKLYN /107/.

Den procentvise stigning i vandfasens koncentration i forhold til den i forvejen forekommende vandkoncentration er beregnet således:

$$[(C_{udl}/F + IFF_{vand}) / IFF_{vand}] * 100 - 100 (\%);$$

Hvor:

C_{udl} = Koncentrationen af stoffet i udløbet.

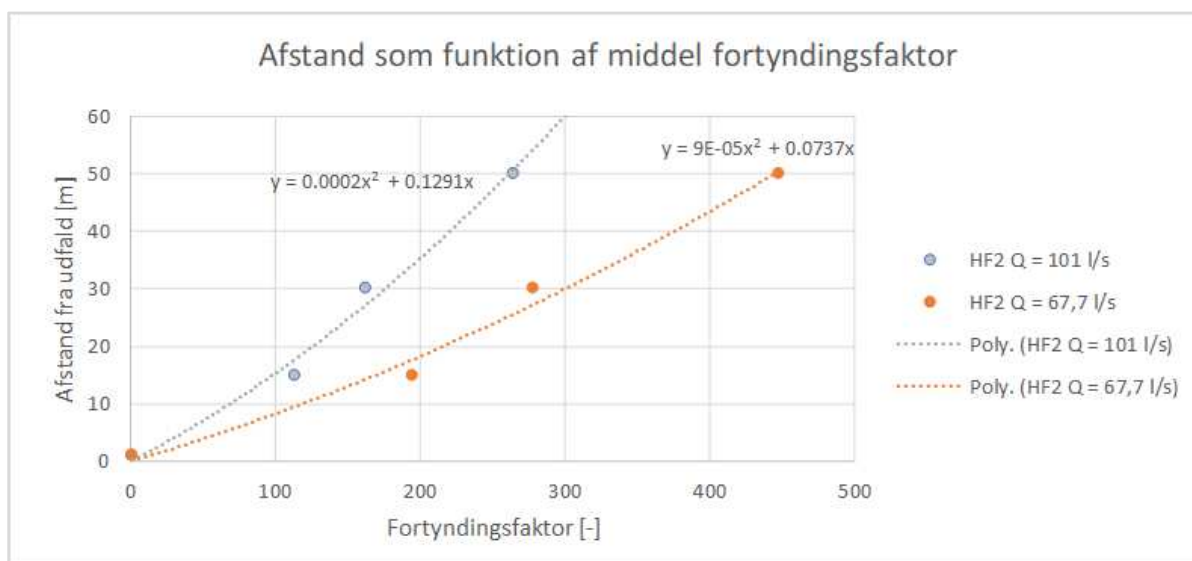
F = Fortyndingsfaktoren.

IFF_{vand} = Den i forvejen forekommende koncentration af stoffet i vandområdet.

IFF_{vand} under detektionsgrænsen er regnet som 50% af detektionsgrænsen, ved kviksølv og PAH'er dog 100% af detektionsgrænsen.

I kyster og fjorde kan der tillades blandingszoner på op til 50-100 m fra udledning punktet.

I afstandene 1 m og 50 m fra udledning punktet er fortyndingen hhv. 13,4 og 448 gange ved en Q_{udl} på 67,7 l/s. Sammenhængen mellem fortyndingsfaktoren og afstanden fra udledning punktet fremgår af Figur 12-15 /96/, /107/.



Figur 12-15. Fortyndingsfaktor som funktion af afstand fra udløsningspunkt. Anvendes i forbindelse med generelt vandkvalitetskriterium /96,,/107/.

I Tabel 12-31 er påvirkningen af koncentrationen i biota ved randen af en 1 m opblandingszone, samt ved randen af en 50 m opblandingszone vist.

Tabel 12-31. Udledt vandmængde 67,7 l/s (2024->): Beregning af procentvise stigninger i vand og biota.

Stof	Udledning, ansøgt kravværdi (µg/l)	IFF _{vand} (0,25)	Kvalitetskrav biota (BKK) (µg/kg VV)	IFF _{biota} målt ved NOVANA station 92000045 (400)	% stigning i koncentrationen i vand på kant af 1 m blandingszone (%)	Koncentration i biota efter 1 m (IFF _{biota} + % stigning) (µg/kg VV)	% stigning i koncentrationen i vand på kant af 50 m blandingszone (%)	Koncentration i biota efter 50 m (IFF _{biota} + % stigning) (µg/kg VV)
Bly	12	0,25	110	400	358	1833	11	443
Cadmium	1	0,025	160	190	299	757	8,9	207
Kviksølv	0,025	0,001	20	37	187	106	5,6	39
Vanadium	10	0,5	122	-	149	-	4,5	-
Naphthalen	0,05	0,001	2400	1,8	373	8,5	11	2,0
Acenapthen	0,03	0,001	-	1,02	224	3,3	6,7	1,1
Fluoranthren	0,05	0,001	160	3,03	373	14	11	3,4
Phenanthren	0,05	0,001	-	3,44	373	16	11	3,8
Anthracen	0,01	0,001	2400	0,2	75	0,3	2,2	0,2
Pyren	0,05	0,001	-	2,17	373	10	11	2,4
Benz(b+j+k)-Fluoranthene	0,01	0,001	-	4,33	75	7,6	2,2	4,4
Benz(a)pyren	0,01	0,001	5	1,08	75	1,9	2,2	1,1
Indeno(1,2,3-cd)-pyren	0,01	0,001	-	1,15	75	2,0	2,2	1,2
Benz(g,h,i)perylene	0,01	0,001	-	1,52	75	2,7	2,2	1,6
Tetrachlormethan	0,06	0,01	-	-	45	-	1,3	-
Trichlorethylen	0,06	0,01	-	-	45	-	1,3	-
Tetrachlorethylen	0,2	0,01	-	-	149	-	4,5	-

Som det fremgår af ovenstående tabel, er biotakvalitetskrav (BKK) målt ved NOVANA station KBKLYN 92000045 for bly, cadmium og kviksølv allerede overskredet i vandområdet.

Den årlige gennemsnitlige udledning af bly og cadmium fra Lynetteholm vil, på baggrund af de ansøgte udledningskoncentrationer, være på omkring 17 kg Pb/år, og ca. 1,6 kg Cd/år /107/. Den samlede udledning af bly og cadmium fra Lynetteholm vil tilsvarende være på omkring 567 kg Pb og 47,2 kg Cd, se Tabel 12-35.

Tilsvarende er udledningen af bly og cadmium fra renseanlægget Lynetten og renseanlægget Damhusåen er opgjort til hhv. 140 kg Pb/år, og 5,4 kg Cd/år, vurderet ud fra mængderne af udledt rensset spildevand i 2018 og nøgletallene i ref. /115/.

For anlægsfasen er det beregnet at der i alt fjernes/immobiliseres 34.729 kg Pb, samt 703 kg Cd fra Lynetteholmområdet, se Tabel 12-15.

Således vil der netto fjernet/immobiliseret en meget stor mængde bly og cadmium set ift. mængden af bly og cadmium der tilføres vandområdet i driftsfasen.

Der gøres også opmærksom på, at de beregnede procentvise stigninger i biotakoncentrationer må forventes at være overestimerede. Dels forudsætter beregningerne, at det udledte vand er forurenede helt op til "rammen" (dvs. de ansøgte kravværdier), og dels at der udledes ved en flowrate på 67,7 l/s, hvilket på sigt vil være en overstimering af de faktiske forhold /107/.

I afsnit 12.4.1.2 er der redegjort for betydningen af Lynetteholms kviksølvudledning set i forhold til den totale kviksølvudledning til vandområdet. Størrelsen af Lynetteholms udledning er beregnet i forskellige scenarier under mere eller mindre konservative forudsætninger, og det er fundet, at udledningen i året med den allerstørste udledte vandmængde (2023) maksimalt vil udgøre nogle få promille af den samlede kviksølvudledning til Øresund /107/.

Hvad angår kviksølv er der tilsvarende foretaget beregninger jf. afsnit 12.3.3.2 og nedenstående 12.4.1.3, at der samlet set i Lynetteholms anlægs- og driftsfasen fraføres større mængder kviksølv end der tilføres.

Udledningen fra Lynetteholm vurderes derfor ikke at have betydning for opfyldelse af biotakravet for kviksølv i vandområdet og heller ikke at være medvirkende til, at der sker en forringelse af tilstanden eller en hindring af at miljømålene for vandområdet kan opfyldes.

12.4.1.3 Budget over udledte mængder af metaller, organiske forurenings- og næringsstoffer i driftsfasen

Ved opfyldningen af Lynetteholm vil der ved punktudledningen blive udledt næringsstoffer, metaller og organiske forurenings- og næringsstoffer til det marine miljø under opfyldningen. Udledningen af stoffer (forventet udledning), samt udledning baseret på ansøgte udledningskoncentrationer er vist i Tabel 12-33 Tabel 12-32 og i Tabel 12-34.

Idet der opfyldes til kote +4 m DVR90, men at kun 31,2 Mm³ (udaf de 40,9 Mm³) er placeret under vandlinjen. Til beregning af den akkumulerede tilførsel af miljøfremmede stoffer, skal der derfor tages udgangspunkt i et gennemsnitsår og korrigeres for at ikke alt opfyldt fortrænger vand. Herved finder man de i Tabel 12-32 angivne udledningsrater, der skal anvendes til at beregne den akkumulerede stofbelastning, som følge af udledning af fortrængningsvand /96/.

Tabel 12-32 Udledningsbidrag til beregning af det akkumulerede bidrag /96/.

Periode	Fortrængningsbidrag (l/s)	Nettonedbør (l/s)	Total (l/s)
2023	64,1	17,0	81,1
2024 - 2053	31,4	17,0	48,2
2023 - 2053	-	-	49,3

Tabel 12-33 Oversigt over forventede udledte mængder over indfyldningens levetid baseret på koncentrationer (gns) for udledningen fra Nordhavnsdeponiet jf. Tabel 12-22 og ref. /96/.

Stof	KMC koncentrationer ¹ (µg/l)	Totale mængder af stoffer udledt til det marine område Øresund Nord, ved opfyldningen af Lynetteholmen		
		2023 (81,1 l/s) (kg)	2024 – frem (29,4 år) (48,2 l/s) (kg)	Total afrundet (kg)
Total-Nitrogen	891	2.278,8	39.817,9	42.097
Total-P fosfor	-	-	-	-
Arsen	4,16	10,6	185,9	197
Barium	329	841,4	14.702,7	15.544
Bly	1,31	3,4	58,5	61,9
Cadmium	0,21	0,5	9,4	9,9
Chrom (total)	1,52	3,9	67,9	71,8
Kobber	6,4	16,4	286,0	302
Kviksølv	0,0566	0,1	2,5	2,7
Nikkel	4,75	12,1	212,3	224
Selen	1,53	3,9	68,4	72,3
Tin	0,249	0,6	11,1	11,8
Zink	10,7	27,4	478,2	506
Vanadium	3,68	9,4	164,5	174
Anthracen	0,0111	0,03	0,5	0,52
Pyren	0,0185	0,05	0,8	0,87
Benz(a)pyren	0,0104	0,03	0,5	0,49
Naphthalen	0,0383	0,10	1,7	1,81
Phenanthren	0,0225	0,06	1,0	1,06
Benz(a)anthra- cen/Chrysen	0,0184	0,05	0,8	0,87

1) Gennemsnitsværdier jf. Tabel 12-22 og ref. /96/.

Tabel 12-34 Oversigt over udledte mængder over indfyldningens levetid baseret på ansøgte udlednings-koncentrationer jf. generelt krav Bek. 1625.

Stof	Ansøgte koncentrationer ¹ (µg/l)	Totale mængder af stoffer udledt til det marine område Øresund Nord, ved opfyldningen af Lynetteholmen		
		2023 (81,1 l/s)	2024 – frem (29,4 år) (48,2 l/s)	Total afrundet
		(kg)	(kg)	(kg)
Total-Nitrogen	3000	7.673	134.067	141.740
Total-P fosfor	500	1.279	22.345	23.623
Arsen	7	17,9	313	331
Barium	700	1.790	31.282	33.073
Bly	12	30,7	536	567
Cadmium	1	2,6	44,7	47,2
Chrom (total)	10	25,6	447	473
Kobber	15	38,4	670	709
Kviksølv	0,025	0,1	1,1	1,2
Nikkel	12	30,7	536	567
Selen	5	12,8	223	236
Tin	1	2,6	44,7	47,2
Zink	30	76,7	1.341	1.417
Vanadium	10	25,6	447	473
Anthracen	0,01	0,03	0,43	0,47
Pyren	0,05	0,15	2,2	2,4
Benz(a)pyren	0,01	0,03	0,43	0,47
Naphthalen	0,05	0,15	2,2	2,4
Phenanthren	0,1	0,3	4,4	4,7
Benz(a)anthracen	0,01	0,03	0,43	0,47
Chrysen	0,01	0,03	0,43	0,47

1) Årsgennemsnit jf. ref. /96/, /107/

I Tabel 12-35 er der en samlet opgørelse over den totale mængde af kvælstof, fosfor, metaller og organiske forureninger, for anlægsfasen (12.3.3.2) og driftsfasen, som udgår af det marine område ved etablering af Lynetteholm. Det skal anføres at mængderne er baseret på total indhold for analyserede prøver, og således ikke angiver mængderne af biotilgængelige stoffer, som alt andet lige vil være betydeligt mindre.

Tabel 12-35 Netto mængde af næringsstoffer, metaller og organiske forureninger som udgår af det marine område hovedopland 2.3 Øresund ved etablering af Lynetteholm.

Stof	<u>Anlægsfasen</u>	<u>Driftsfasen</u>	<u>Samlet budget</u>
	Total mængde som udgår af det marine område	Total mængde som tilføres det marine område ¹	Total mængde som udgår af det marine område
	(kg)	(kg)	(kg afrundet)
Total-N (kvælstof)	999.470	-141.740	857.730
Total-P (fosfor)	305.858	-23.623	282.235
Arsen	3.193	-331	2.862
Bly	34.729	-567	34.162
Barium	33,124	-33.073	51
Cadmium	703	-47,2	656
Chrom (total)	9.264	-473	8.791
Kobber	22.099	-709	21.390
Kviksølv	353	-1,2	352
Nikkel	6.958	-567	6.391
Selen	1.807	-236	1.571
Tin ¹	4.633	-47,2	4.586
Zink	81.886	-1.417	80.469
Vanadium	17.092 ²	-473	16.619
Anthracen	56	-0,47	56
Pyren	232	-2,4	230
Benz(a)pyren	119	-0,47	119
Naphthalen	25	-2,4	23
Phenanthren	113	-4,7	108
Benz(a)anthracen	108	-0,47	108
Chrysen	136	-0,47	136

1: Ansøgte udledningskoncentrationer jævnfør Tabel 12-34.
2: Der er ikke målt for vanadium i projektområdet. Den her benyttede værdi er baseret på værdier fra NOVANA målinger i Ringkøbing Fjord, Limfjorden og Hanstholm Havn, som refereret i ref. /71/.

Det samlede regnskab for kviksølv er vist i nedenstående Tabel 12-36 og heraf fremgår at mængden af kviksølv der udgår af Hovedopland 2.3 Øresund ved etableringen af Lynetteholm er på i alt omkring (349 – 352) kg.

Tabel 12-36 Samlet regnskab for kviksølv.

Kviksølv	Anlægsfasen (kg)	Driftsfasen (kg)
Tilført vandområde 2.3 Øresund ⁴	2,3 (2,7-0,4) ¹	1,2 ² - 2,7 ³ ,
Udgår af vandområde 2.3 Øresund ⁵	355,2	-
Total (anlægs- driftsfasen)	352,9	1,2 - 2,7
Total	349,2 - 351,7	
Total (afrundet)	349 - 352	
1: 2,7 kg tilføres vandmiljøet hvoraf 0,4 kg vil sedimentere indenfor perimeteren for Lynetteholm, se Tabel 12-13. 2: Beregning udfra udledningskoncentration (gns) fra Nordhavnsdeponiet, se Tabel 12-33. 3: beregning udfra ansøgte koncentrationer for udledning, se Tabel 12-34. 4: Tilført vandmiljøet ved sediment spild (anlægsfasen)/ved punktudledning (driftsfasen). 5: Mobile/biotilgængelige del for Hg udgår fra 0-0,2 m dybde for området Lynetteholm, se Tabel 12-33 og Tabel 12-34.		

12.4.1.4 Diffus udsivning langs perimeteren

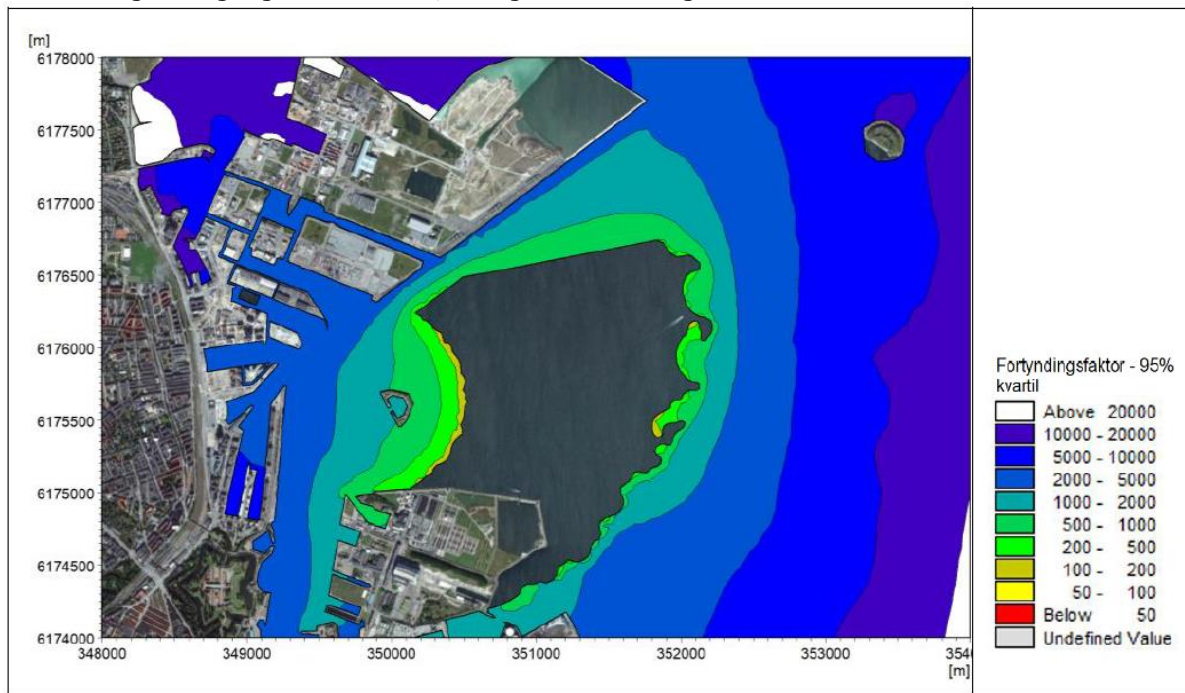
I Tabel 12-37 er resultatet fra modelleringen og beregningen af fortyndingsfaktoren, for overholdelse af vandkvalitetskrav for stoffer som vil blive udledt/udsive fra Lynetteholm under og efter opfyldningen med ren og forurenede jord, vist /96/.

Tabel 12-37 Fortynding for overholdelse af vandkvalitetskrav for stoffer som vil blive udledt/udsive fra Lynetteholm under og efter opfyldningen med ren/forurenede jord /96/.

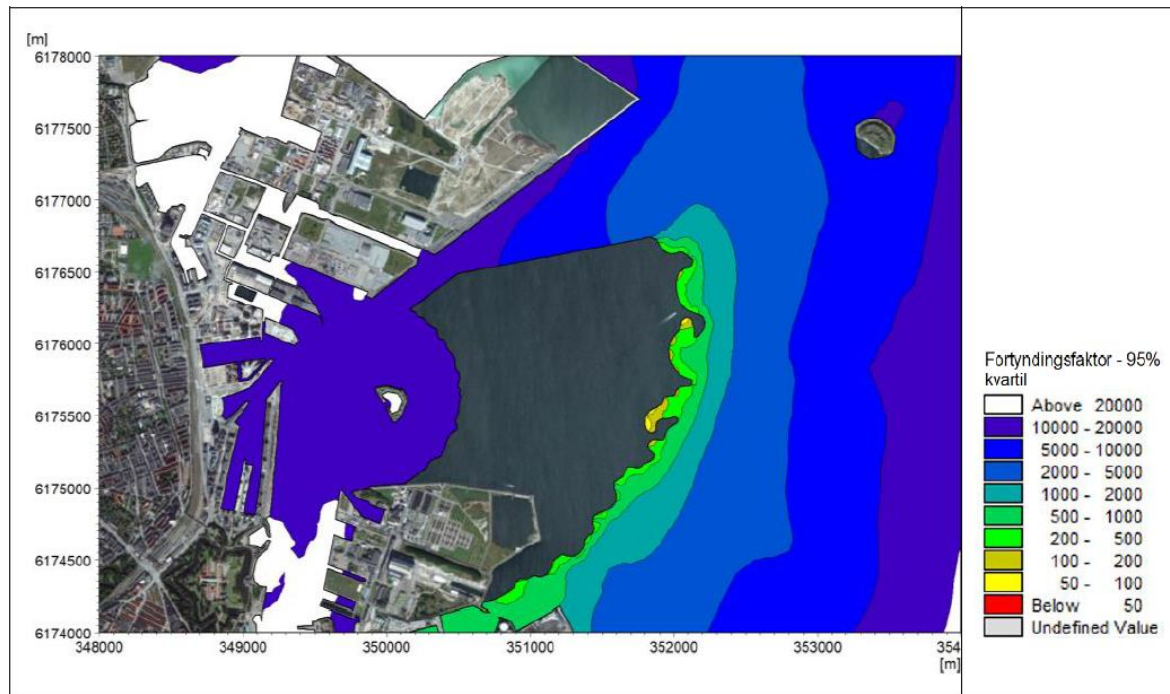
Fortyndingsfaktor 50 m fra udlednings-/udsivningspunkt for overholdelse af maksimum kvalitetskrav (VKK _{Maks}) ¹ og generelt kvalitetskrav (VKK _{Gen}) ¹ jf. bekendtgørelse 1625 /90/		
Udledning/diffus udsivning	Fortynding 50 m fra udledning og udsivning for VKK _{Maks} / VKK _{Gen}	Kommentar
Punktudledning		
Punktudledning	År 2023: ≥85/≥264 År 2024- og frem: ≥133,5/≥448	Alle stoffer jf. tabel Tabel 12-22 overholder VKK _{Maks} og VKK _{Gen} ≤21 m fra udledningspunkteten.
Udsivning		
Udsivning langs vand-omkransede perimeter	≥195	Fortyndingen ved udsivning er således bedre end hvad der er fundet for punktudledningen jf. VKK _{Maks} /96/
Udsivning langs hele den østlige perimeter.	≥200	
Udsivning efter endt opfyldning langs hele vandomkransede perimeter	≥1.000	
1: VKK _{Maks} = "Maksimum kvalitetskrav" (kvalitetskravet udtrykt som højeste tilladte koncentration) og VKK _{Gen} = "Generelt kvalitetskrav" (kvalitetskravet udtrykt som årgennemsnit), jf. bekendtgørelse 1625 /90/.		

Således fremgår det af Tabel 12-37 at for alle scenarier med diffus udsivning vil fortyndingen 50 m fra udsivningspunkterne være ≥ fortyndingen ved punktudledningen. Idet kvalitetskravet for "generelt kvalitetskrav" og "maksimumkoncentration" jf. bek. 1625 for punktudledningen, er

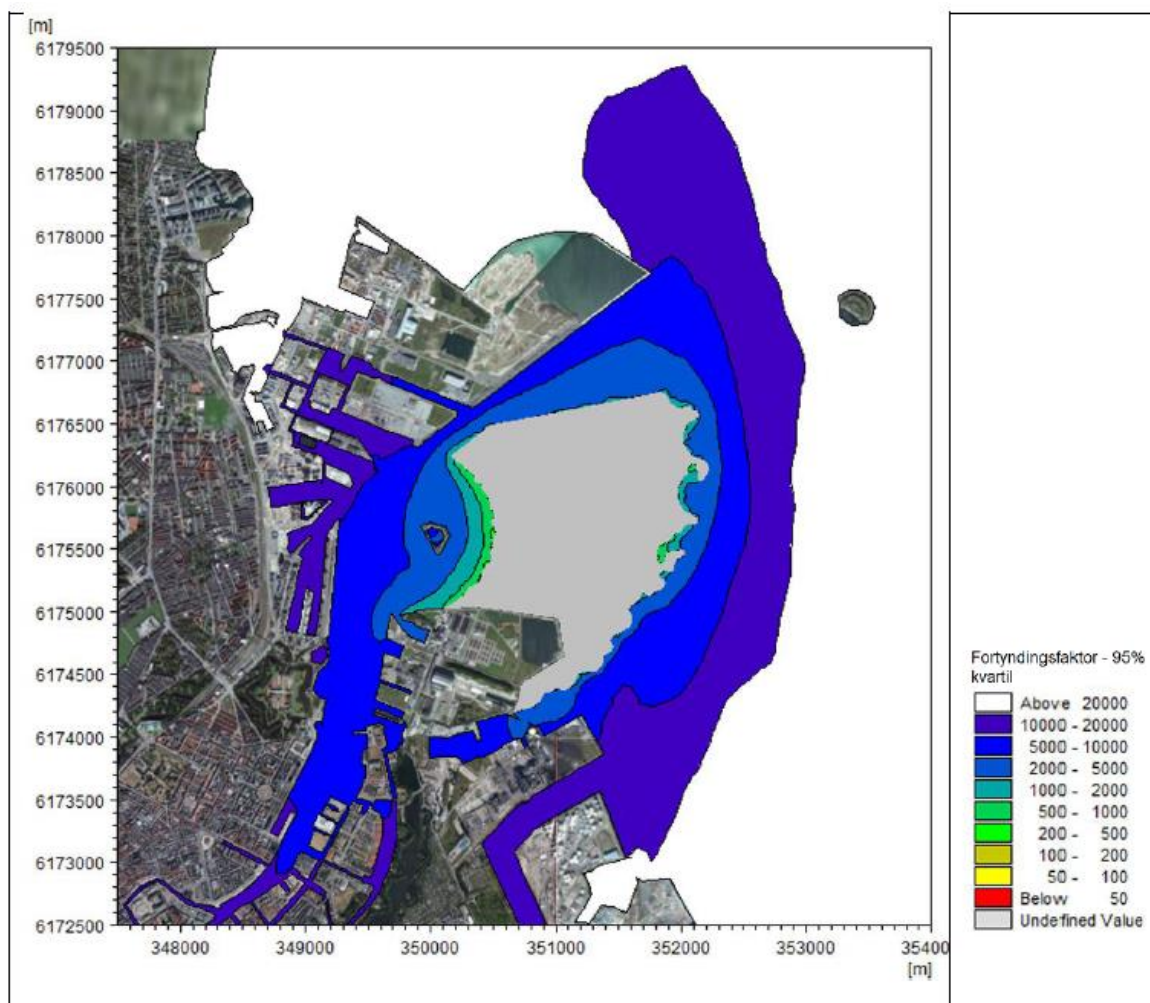
opfyldt for alle stofferne (Tabel 12-22) vil kvalitetskravene ved diffus udsivning tilsvarende være overholdt <50 m fra hvor udsivning til Øresund finder sted. Eksempler på figurer fra modelleringen er gengivet nedenfor, se Figur 12-17 – Figur 12-18 /58/.



Figur 12-16 Iso-linjer for fortyndingsfaktorer og relativ fortynding baseret på en 95 % fraktile for den relative koncentration (maksimum over dybden) ved diffus udledning langs hele den vandomkransede perimeter /96/.



Figur 12-17 Iso-linjer for fortyndingsfaktorer og relativ fortynding baseret på en 95 % fraktile for den relative koncentration (maksimum over dybden) ved diffus udledning langs den østlige perimeter /96/.



Figur 12-18 Iso-linjer for fortyndingsfaktorer baseret på en 95% fraktile for den relative koncentration (maksimum over dybden) ved diffus udledning af nettonedbør fra Lynetteholm langs hele den omkransede perimeter efter endt opfyldning /96/.

Ovenstående vurderinger omfatter driftsfasen alene. I starten af driftsperioden fra K4-2022 til K4-2023, jf. tidsplanen i projektforslaget, vil der være sammenfaldende påvirkninger mellem anlægs- og driftsfasen. I denne periode med den initiale opfyldning vil der således i området nær punktudledningen for overskudsvand kunne forekomme sammenfaldende påvirkninger med forurenende stoffer tilført fra sedimentpild. Punktudledningen er som beskrevet placeret i et område med godt vandskifte /58/ og der vurderes ikke sammenfald med områder stærkt påvirket ved anlægsfasen som illustreret med f.eks. udbredelse af tungmetaller i afsnit 12.3.3 og i forhold påkrævet opblandingszone fra udledningen som er maksimalt på 22 meter (kobber).

12.4.1.5 Konklusion

Sammenfattende vurderes påvirkningen af vandkvaliteten, som er vurderet med lav sårbarhed, overfor punktudledning/udsivning af forurenende stoffer, at være af lokal udbredelse, vedvarende, samt af lille intensitet. På baggrund heraf vurderes den overordnede betydning af påvirkningen at være lille.

12.4.2 Påvirkning af vandkvalitet mht. indhold/spredning af mikroorganismer

Påvirkningen af vandkvaliteten af indholdet af mikroorganismer, herunder E. coli og intestinale enterokokker skyldes følgende forhold:

- Etablering af anlægget Lynetteholm.
- Omlægning af spildevandsledningen fra Lynetten (U1) samt spildevands-/overløbsledninger mv. jf. projektbeskrivelsen afsnit 3.6.15.

12.4.2.1 Etablering af anlægget Lynetteholm.

Anlægget Lynetteholm vil resultere i ændringer i de hydrauliske og hydrologiske forhold for vandområdet omkring Lynetteholm, hvilket igen vil resultere i påvirkninger af vandkvaliteten for området, herunder påvirkning af spredning af mikroorganismer fra rensed spildevand, bypass og overløb. Påvirkningen vil både skyldes arealinddragelsen til havs på 2,82 km², samt de påvirkninger som ændringerne i bundforholdene (dybde) som sker omkring Lynetteholm, som omfatter 0,22 km².

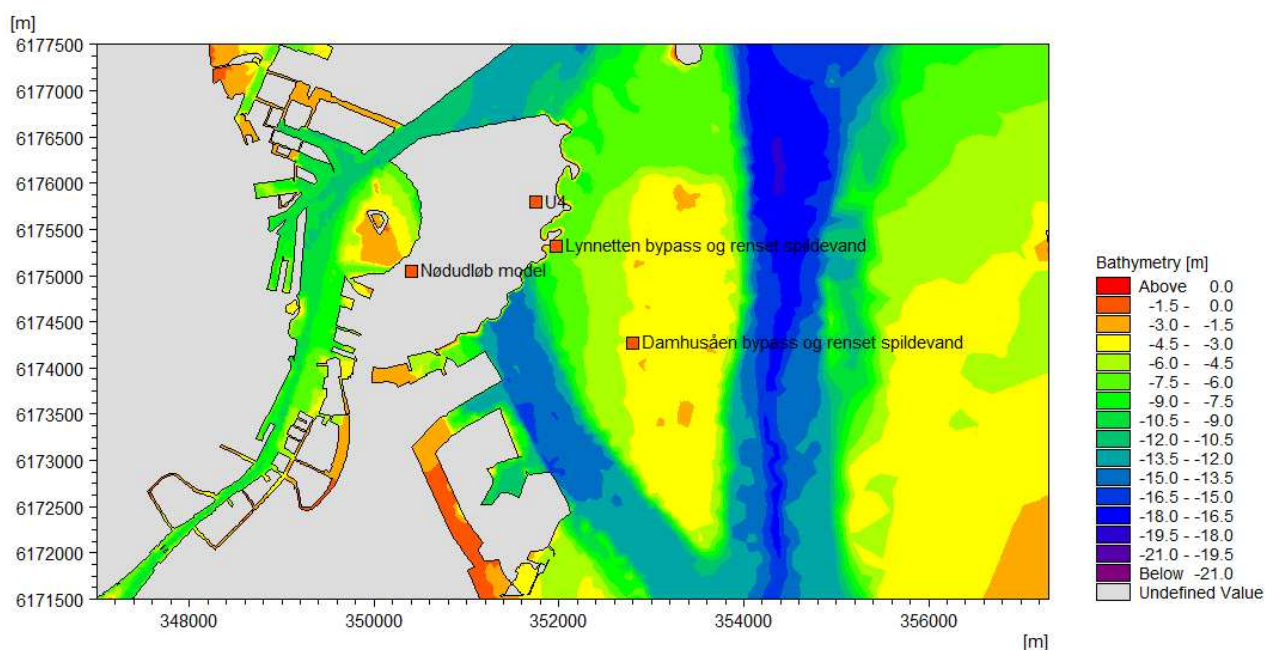
12.4.2.2 Omlægning af spildevandsledningen fra Lynetten (U1) samt spildevands-/overløbsledninger mv. jf. projektbeskrivelsen afsnit 3.6.15.

Omlægning af spildevandsledninger og overløbsledninger, med ændring udløbet fra disse ledninger til Øresund som anført i projektbeskrivelsen i rapporten kapitel 3, vil ligeledes medføre påvirkninger i spredningen og fordelingen af mikroorganismer for vandområdet omkring Lynetteholm.

12.4.2.3 Påvirkning af vandkvaliteten fra ændret spredning af mikroorganismer

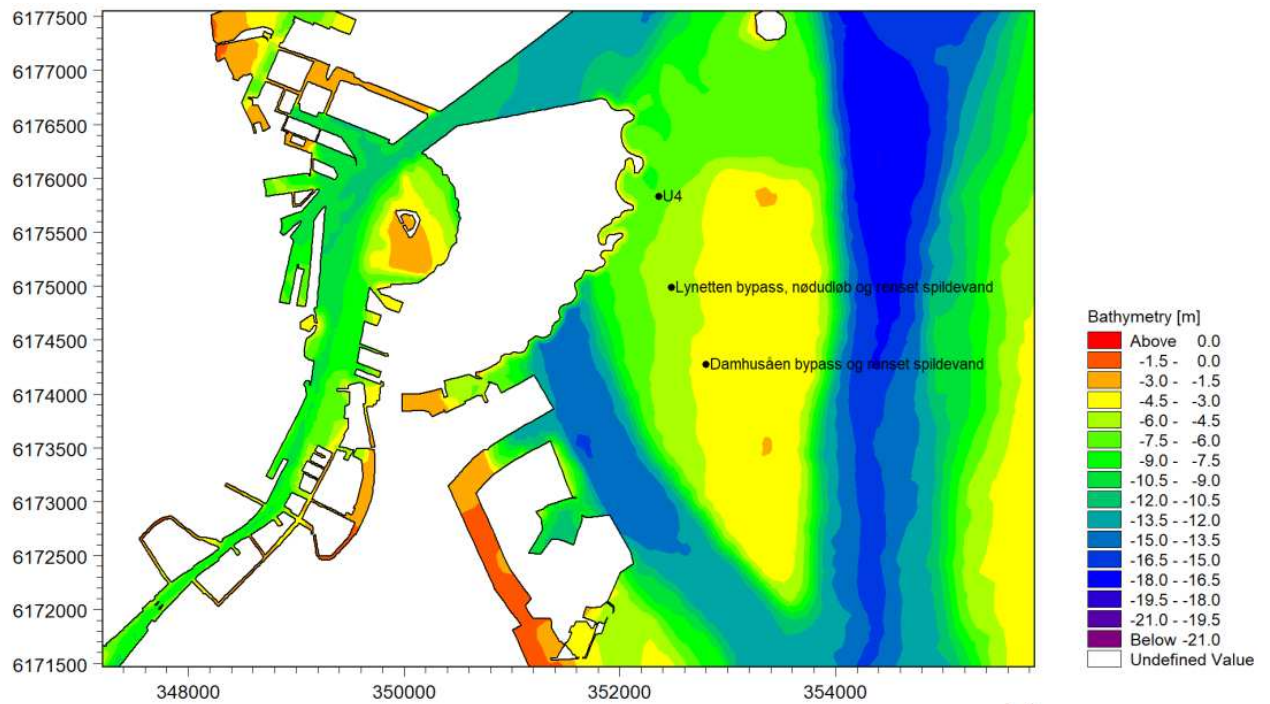
Påvirkningen af vandkvaliteten mht. spredningen af E. coli og intestinale enterokokker, herunder forekomsten og koncentrationen af mikroorganismer ved strande og badeområder pga. anlæg af Lynetteholm og omlægning af udløbsledningerne Lynettens bypass (U1), Lynettens nødunderløb, overløbsledningen U4 er blevet undersøgt i ref. /72/. Resultaterne fra undersøgelsen for indholdet af E. coli og enterokokker er udtrykt som ændring i badevandskvaliteten, se også afsnit vedr. badevandsforhold.

Placeringen af udløbsledninger som ligger indenfor perimeteren af lynetteholmen og i umiddelbar nærhed til perimeteren er vist på Figur 12-19.

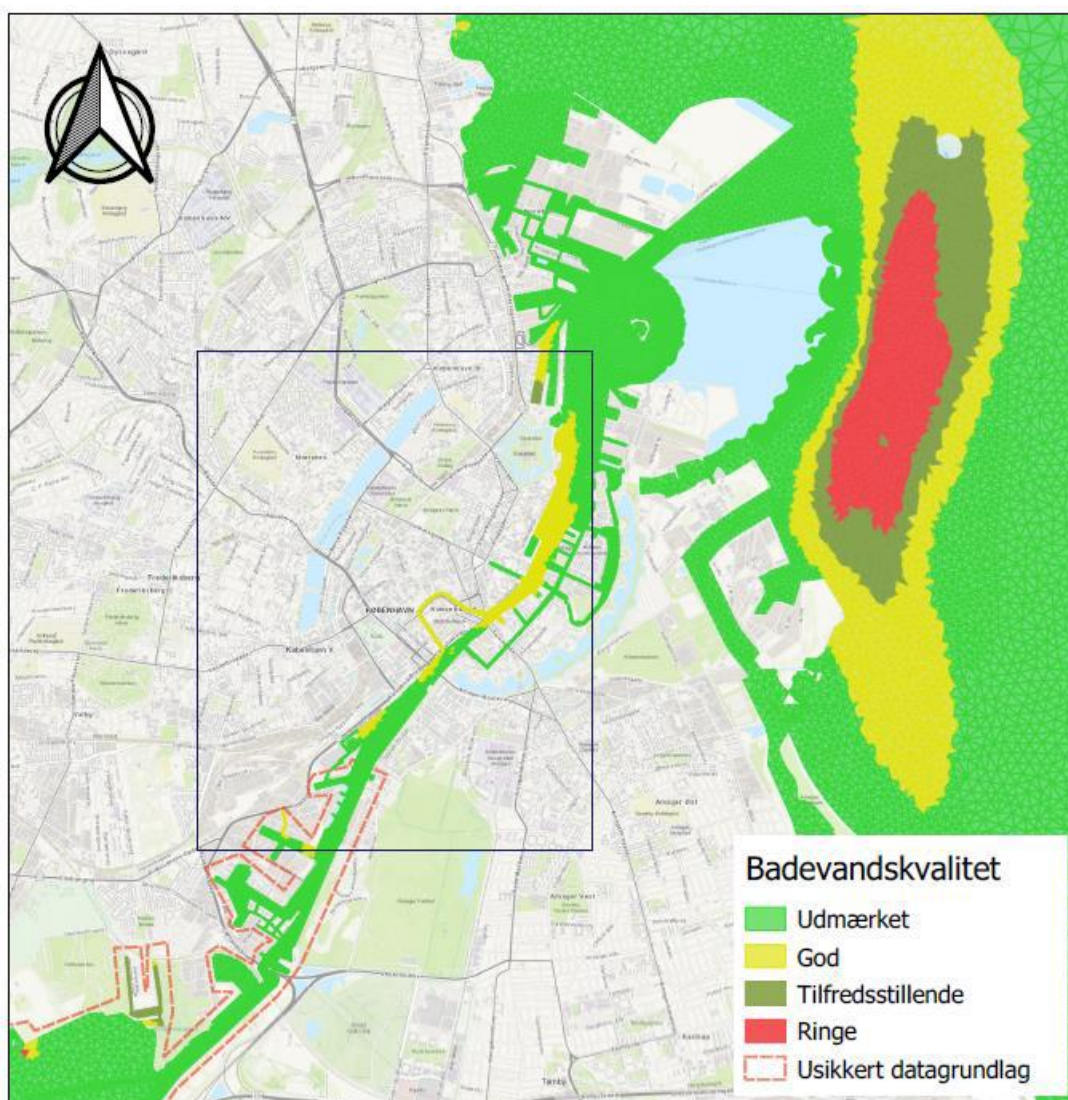


Figur 12-19 Oversigt over den nuværende placering (øverst) af de 4 udløbsledninger, der kommer fra hhv. Lynetten (3 punkter) og Damhusåens udløbsledning (1 punkt), samt deres placering i forhold til Lynetteholm (uden proceslandskab). Der er således ikke behov for at flytte på udløbsledningen fra Damhusåen /72/.

Ved flytning af udløb som angivet på Figur 12-20 og Figur 12-21 vil badevandskvaliteten, og hermed koncentrationen/antallet af E. coli og enterokokker være så lavt, at badevandskvaliteten vil være udmærket-god, svarende til de eksisterende forhold.



Figur 12-20 Placering af Lynettens to fremtidige udløb, hvor placeringen af begge udløb, er i en afstand, hvor badevandskvaliteten langs Lynetteholm er udmærket, se Figur 12-21 /72/.



Figur 12-21 Badevandskvalitet ved udledninger, svarende til placeringer af udledningerne ca. 500 meter fra Lynetteholms periferi / 72/.

Sammenfattende vurderes påvirkningen af vandkvaliteten, som er vurderet med lav sårbarhed, overfor tilførsel af mikroorganismer, at være af lokal udbredelse, vedvarende, samt af lille intensitet. På baggrund heraf vurderes den overordnede betydning af påvirkningen at være ubetydelig, under forudsætning af at betydende udløbsledninger etableres med udløb i så lang afstand fra Lynetteholm/med vandskifte, således at der ikke sker forringelse af vandkvaliteten ved nuværende badeområder.

12.4.3 Påvirkning af vandkvalitet mht. indhold/spredning af næringsstoffer

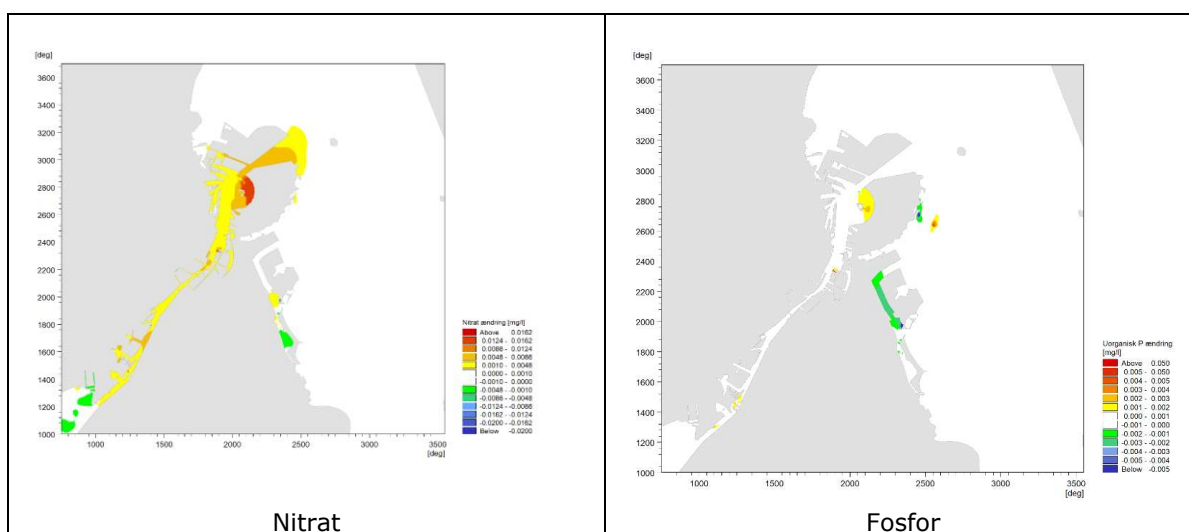
Påvirkningen af vandkvaliteten med øgning/spredning af indholdet af næringsstofferne kvælstof (N) og fosfor (P) for driftsfasen for Lynetteholm, er de samme to forhold som beskrevet ovenfor, samt følgende:

- Etablering af anlægget Lynetteholm.
- Omlægning af spildevandsledningen fra Lynetten (U1) samt spildevands-/overløbsledninger mv. jf. projektbeskrivelsen afsnit 3.6.15
- Udledning af næringsstofferne N og P under opfyldningen af Lynetteholm med rene materialer (sand, jord mv) og forurenede jord.

12.4.3.1 Påvirkning af vandkvalitet fra etablering af Lynetteholm og omlægning af spildevands- og overløbsledninger

Påvirkningen med næringsstofferne N og P ifm. anlæg af Lynetteholm, og omlægning af spildevand- og overløbsledninger er beskrevet og vurderet i ref. /72/.

Modelresultater af dybdemidlede vintergennemsnitlige koncentrationer af nitrat og fosfat (NO_3^- og PO_4^{3-}) indikerer, at nitrat (NO_3^-) øges med cirka 5 - 16 $\mu\text{g/l}$ i området omkring Trekroner og mellem 5 - 9 $\mu\text{g/l}$ i den nordvestlige del af halvøen (se Figur 12-22), og at fosfat (PO_4^{3-}) reduceres med 1 - 2 $\mu\text{g/l}$ på den vestlige periferi af øen /72/. Dette skal ses i forhold til baseline, hvor den gennemsnitlige vinterkoncentration af nitrat ligger på 80 - 200 $\mu\text{g/l}$ og koncentrationen af fosfat ligger på 32 - 40 $\mu\text{g/l}$.



Figur 12-22 Ændring i dybdemidlede vinterkoncentrationer (mg/l) af Nitrat (NO_3) og uorganisk fosfor (PO_4), i forhold til eksisterende forhold. Farveskala for differensplot indikerer en øget koncentration ved gul-rød og reduceret koncentration ved grøn-blå. På baggrund af resultaterne vurderes påvirkningen af vandkvaliteten fra anlæg af Lynetteholm, omlægning af spildevands- og afløbsledninger at være lille, hvilket dog forudsætter optimal placering af udløb fra ledninger som omlægges /72/.

12.4.3.2 Udledning af Total-N og -P under opfyldningen af Lynetteholm med rene materialer (sand, jord mv) og forurennet jord

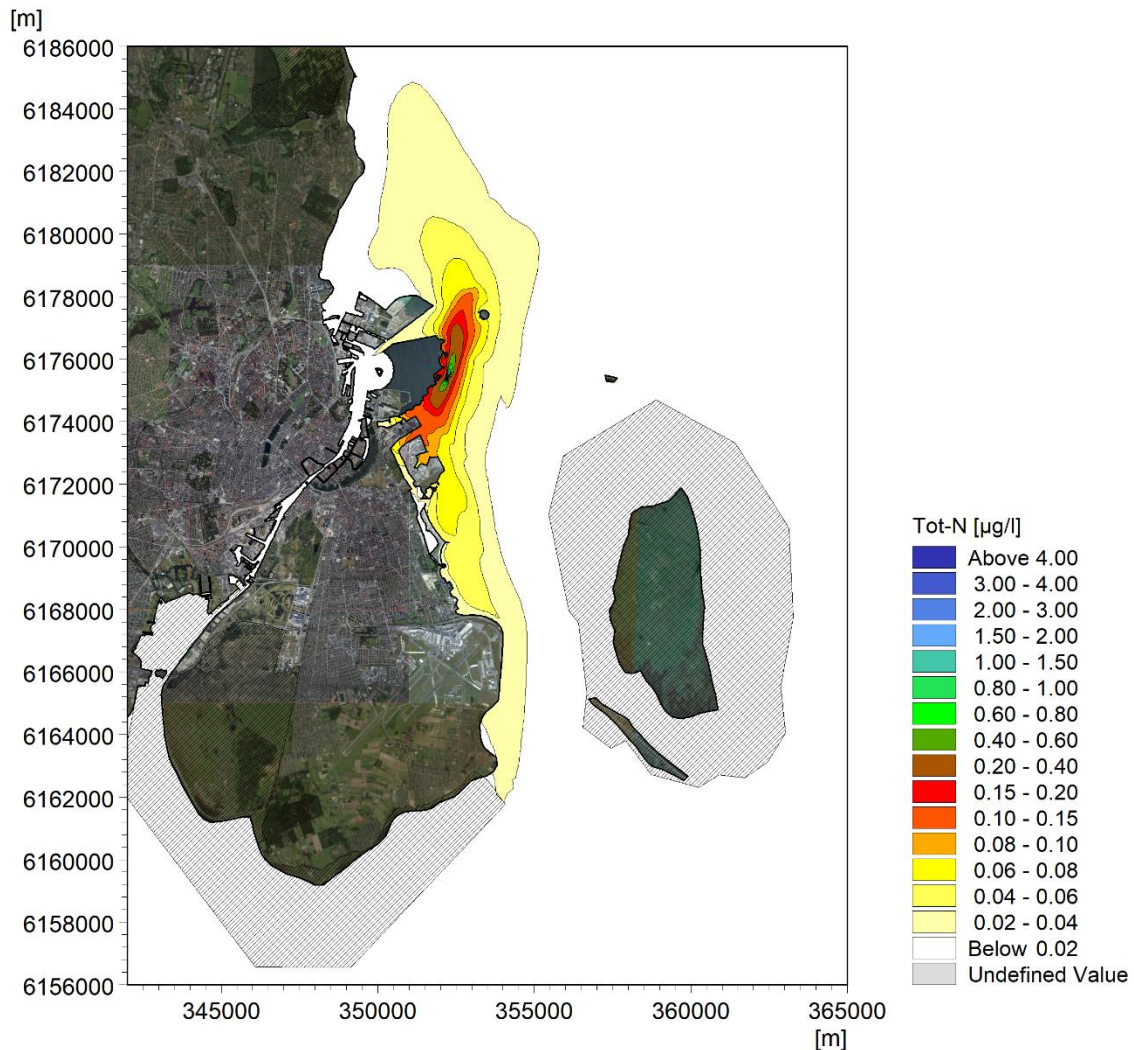
I det følgende beskrives kvælstof og fosfor udledt som følge af opfyldning af Lynetteholmen. Da der ikke har været krav til analyser for fosfor fra KMC Nordhavnsdeponiet, er denne ikke inkluderet i Tabel 12-22.

I ref. /58/ er den vurderede udledte mængde af Total-N, og Nitrit-/Nitrat beregnet under opfyldningen af Lynetteholm for år 2023, samt 2024- og frem, se Tabel 12-38. Desuden er i tabellen anført udledte mængder baseret på ansøgte udledninger for Total-N og Total-P.

Tabel 12-38 Udledte mængder af Total-N og Nitrit/nitrat /96/.

Baseret på	Kvælstof Stoffer	Udledningskoncentration (mg/l)	Udledningsmængde (kg/år)	
			År 2023	År 2024 – frem
KMC	Total-N	0,9	2.900	1.960
	Nitrit/nitrat	0,18	580	390
Ansøgte	Total-N	3,0	9.600	6.400
	Total-P	0,5	1.600	1.070

Tilsvarende er i ref. /58/ udført matematisk modellering af spredningen af den udledte mængde af kvælstof fra Lynetteholm. Spredning af den udledte mængde kvælstof er konservativt vurderet på basis af en beregning af udledning af suspenderet stof og der er således ikke taget stilling til omsætning af kvælstof indenfor det spredningsområde, som er vurderet. Modelleringen er udført på en sommermåned, hvor der er de ringeste strøm- og vindforhold. I Figur 12-23 er udbredelsen vist af opløst Total-N, hvor kildestyrken tilsvarende den ansøgte værdi på 3000 µg/l.



Figur 12-23 Tilført Total-N fra udledningen fra Lynetteholm. Grå-skraveret område angiver Natura 2000 områder /96/.

Som opsummeret i Natura 2000 væsentlighedsvurderingen modtog Hovedvandopland 2.3 Øresund ifølge seneste vandområdeplan 1.328 ton kvælstof i 2012, hvor målbelastningen er 1.089 ton. Frigivelsen af den totale mængde af kvælstof (total-N) er som anført i ovenstående Tabel 12-38 beregnet til 2,904 tons i år 2023, og 1,958 tons/år fra år 2024 og frem. Mertilførslen af kvælstof i driftsperioden/år svarer således til 0,22% i 2023, samt 0,15% i år 2024 og frem, af den samlede årlige tilførsel til Øresund.

Merudledning af fosfor til kystvande kan indebære en negativ påvirkning, som kan reducere effekten af kvælstof- og fosforindsatsen. Det vurderes at indhold af fosfor i det udledte vand er lavt og der forventes ikke en mertilførsel i forhold til igangværende aktiviteter ved KMC Nordhavnsdeponiet, og dermed forventes ikke en negativ påvirkning af vandområdet

Sammenfattende vurderes påvirkningen af vandkvaliteten, som er vurderet med lav sårbarhed, overfor tilførsel og spredning af Total-N og Total-P, at være af lokal – regional udbredelse, langvarig - vedvarende, samt af ubetydelig intensitet. På baggrund heraf vurderes den overordnede betydning af påvirkningen at være ubetydelig.

12.4.4 Påvirkning af vandkvalitet mht. iltindholdet i vandet

Påvirkningen af vandkvaliteten med ændring af iltindholdet i vandet for driftsfasen for Lynetteholm, vil som beskrevet ovenfor skyldes følgende forhold:

- Etablering af anlægget Lynetteholm.
- Omlægning af spildevandsledningen fra Lynetten (U1) samt spildevands-/overløbsledninger mv. jf. projektbeskrivelsen afsnit 3.6.15.

Påvirkningen af vandkvaliteten mht. iltindholdet er beskrevet og vurderet i ref. /72/. Modelresultater for opløst ilt (mg/l) ved havbunden viser, at de årlige gennemsnitskoncentrationer for nuværende forhold ligger mellem 10 - 11 mg O₂/l inde i Københavns Havn samt i området omkring Trekroner, og mellem 9 - 10 mg O₂/l i sommermånederne.

Resultaterne fra modelleringen af ændringen af iltindholdet i vandet som årligt gennemsnit og for sommermånederne 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 vil forekomme områder med kritisk iltindhold/iltsvind ved etablering af Lynetteholm og omlægning af spildevands- og overløbsledninger.

Sammenfattende vurderes påvirkningen af vandkvaliteten, som er vurderet med lav sårbarhed, overfor påvirkningen mht. iltindholdet i vandet, at være af lokal udbredelse, vedvarende, samt af lille intensitet. På baggrund heraf vurderes den overordnede betydning af påvirkningen at være ubetydelig.

12.4.5 Påvirkning ifm. risiko for ophobning/spredning af tang

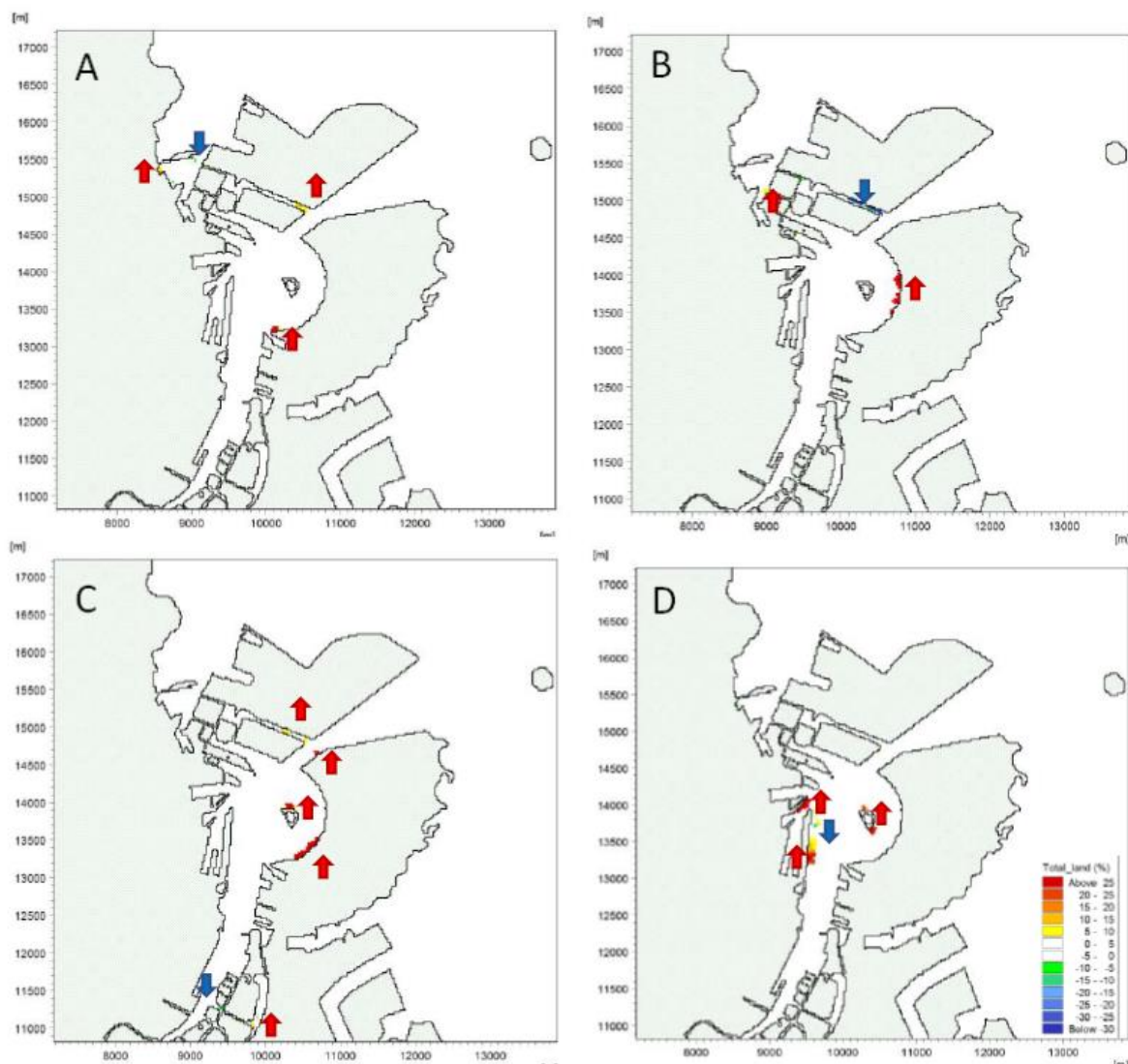
Påvirkningen af vandkvaliteten ifm. risiko for ophobning/spredning af tang for driftsfasen for Lynetteholm, vil som beskrevet ovenfor skyldes følgende forhold:

- Etablering af anlægget Lynetteholm.

12.4.5.1 Påvirkning af vandkvalitet fra ophobning/ændret spredning af tang fra etablering af Lynetteholm

Påvirkningen af vandkvaliteten med ophobning/ændret spredning af "tang" (defineret som løstdrivende alger, løsrevne makroalger og løsrevet ålegræs) på grund af påvirkningen af de hydrodynamiske forhold fra Lynetteholm er beskrevet og vurderet i ref. /72/.

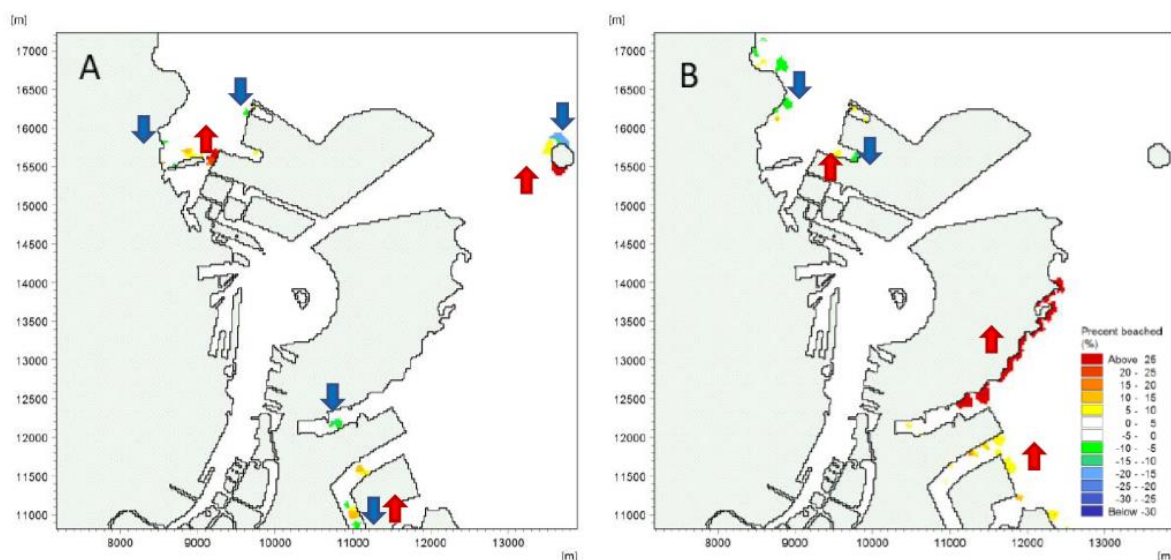
Modellens resultater af tangvækst og drift af tang i Københavns Havn viser en mulig forøgelse af ophobning af drivende tang i den vestlige del af Lynetteholm samt i den nordlige del af havnen bag Lynetteholm omkring Trekroner fort og ved Langelinie, Figur 12-24. De viste ændringer i figuren er %-ændringer i forhold til eksisterende forhold uden Lynetteholm /72/.



Figur 12-24 Drift af tang/tang-akkumulation i havneområdet i maj (A), juni (B), juli (C) og september (D). Røde pile angiver en forøgelse, blå pile en reduktion i forhold til eksisterende forhold uden Lynetteholm /72/.

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 juli til september i varierende grad, mens der ikke ses de samme ændringer i april.

Modberegninger af tang, der driver udefra og ind i havnen, antyder også, at der i sommerperioden 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 12-25. På den østlige yderside af Lynetteholm kan der i september forekomme en ophobning af tang /72/.



Figur 12-25 Forventede tang-akkumulationsområder i juli (A) og september (B), baseret på simpel strømdrevet drift af alger fra Øresund. Positive værdier udtrykker en forøgelse af drift/akkumulation, mens negative værdier angiver en formindsket drift og akkumulering. Resultaterne er vist som procentændring i driften med og uden Lynetteholm. Røde pile angiver en forøgelse, blå pile en reduktion i forhold til eksisterende forhold /72/.

Sammenfattende vurderes påvirkningen af vandkvaliteten, som er vurderet med lav sårbarhed, overfor ændring i tangdrift og akkumulationsområder for tang, at være af lokal udbredelse, vedvarende, samt af lille intensitet. På baggrund heraf vurderes den overordnede betydning af påvirkningen at være lille.

12.5 Kumulative påvirkninger

I afsnittet over kumulative påvirkninger er der skelnet mellem kumulative påvirkninger med mellem projektet for Lynetteholm og andre projekter som beskrevet i kapitel 4, samt kumulative påvirkninger "internt" for projektet Lynetteholm, hvor aktiviteter for anlægsfasen og driftsfasen for projektet er sammenfaldende og ikke vurderet i afsnittene ovenfor, afsnit 12.3 "Påvirkninger i anlægsfasen", og afsnit 12.4 "Påvirkninger i driftsfasen".

12.5.1 Anlægsfasen

Der vurderes ikke at forekomme betydningsfulde kumulative påvirkninger i relation til vandkvaliteten i forbindelse med anlægsfasen jf. projekterne som beskrevet i Kapitel 4.

Under opgravningen af forurenede sediment som vil have en samlet varighed på 767 timer /58/, vil der kortvarigt være forhøjet indhold med forurenende stoffer i områderne hvor opgravningen af det forurenede sediment foretages, se afsnit 12.3.3. Således vil der forekomme kumulativ påvirkning i relation til udpegede blandingszoner, herunder blandingszonerne for Amager Ressourcecenter (ARC), Prøvestenen, og for planlagt blandingszone fra udledningspunktet for KMC Nordhavnsdeponiet (blandingszone med radius på 10 m).

12.5.2 Driftsfasen

Under og efter opfyldningen af Lynetteholm vurderes der ikke risiko for kumulative påvirkninger eftersom blandingszonen ifm. punktudledning fra Lynetteholm vil være begrænset til <50 m fra udledningspunktet, som vil være beliggende umiddelbart øst for Lynetteholm, og vest for Middelgrunden, se ref. /58/.

Således vil der ikke være overlap mellem udpegede blandingszone for spildevandsudledningen fra Amager Ressourcecenter (ARC), Prøvestenen, eller med den planlagte blandingszone for KMC Nordhavnsdeponiet.

12.5.3 Kumulative påvirkninger for anlægs- og driftsfase for Lynetteholm projektet

Som det fremgår af kapitel 3 "Projektbeskrivelse" for Lynetteholm vil der tidsmæssigt i 2023 være et direkte overlap mellem aktiviteter i anlægs- og driftsfasen, hvorfor der vil være risiko for kumulative påvirkninger af det marine miljø fra aktiviteter som udføres samtidigt for ovennævnte to faser. Nedenfor er der udført en beskrivelse af hvilke betydende aktiviteter der udføres for samtigt for anlægs- og driftsfasen, samt en vurdering af eventuelle kumulative påvirkninger fra aktiviteterne:

- Anlægsfasen: Opgravning af "blød" bund for bundudskiftning langs perimeteren for Lynetteholm. Opgravning i 2022/2023 vil foregå i vinterhalvåret dvs for perioden oktober – december 2022, samt januar – marts 2023, hvor afgravning foretages langs perimeteren mod vest-, nordvest, og mod nord.
- Driftsfasen: Udledning af fortrængningsvand på i alt 101 l/s ved opfyldningen af Lynetteholm med ren/forurenede jord. Udledning af fortrængningsvand starter for fase 1 start januar 2023. Udledningsområdet for fortrængningsvand fra opfyldningen af Lynetteholm er vist på Figur 12-14, og er beliggende øst for den østlige perimeter for Lynetteholm i Kongeløbet.

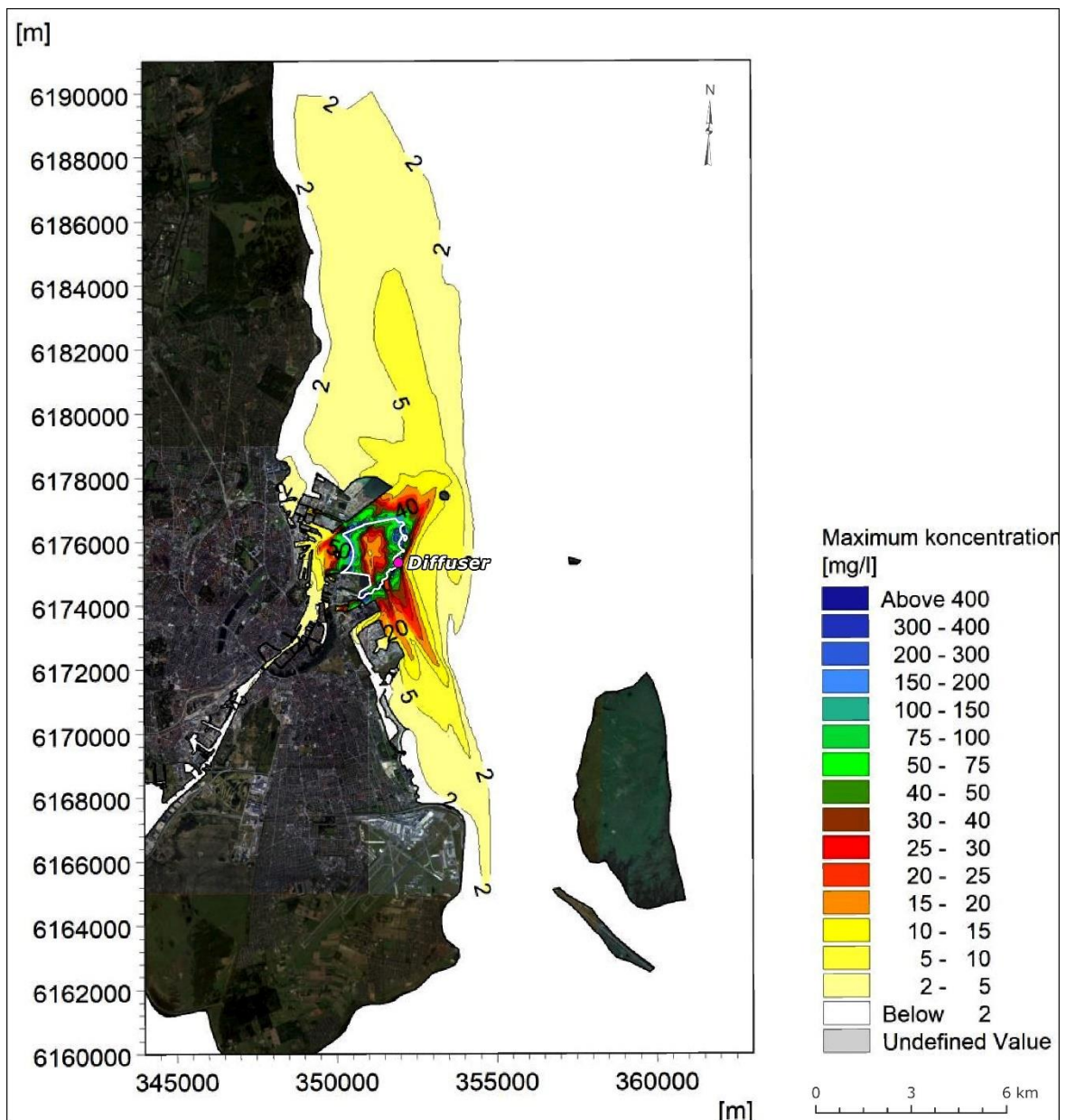
Som det fremgår ovenfor vil der for perioden januar – marts 2023 være direkte overlap mellem aktiviteter for anlægs- og driftsfasen jf. kapitel 3 "Projektbeskrivelse".

Kumulative påvirkninger ved udledning af suspenderet stof

Som beskrevet i afsnit 12.3.2 vil der ved udgravningen langs perimeteren for Lynetteholm ske spild af sediment til vandfasen på i alt 12 m³/time (afgravning 500 m³/time og spild på 6%) . Med vægtylde på 400 kg/m³ vil spild udgøre 12.000 kg/time.

Den ansøgte koncentration af suspenderet stof i fortrængningsvand som udledes under opfyldningen af Lynetteholm er 40 mg/l, hvorved der vil blive udledt maksimalt 14,544 kg/time. Således vil udledningen af suspenderet stof i den driftsfase udgøre omkring 0,1% af spildet af finkortet sediment fra anlægsfasen. hvorfor eventuel kumulativ påvirkning af vandkvaliteten med suspenderet stof vurderes ubetydelige. Tilsvarende vil koncentrationen af suspenderet stof som udledes fra Lynetteholm, indenfor den periode af tre måneder hvor der vil være sammenfald i påvirkning af vandkvaliteten for de to aktiviteter, være <0,5 mg/l i en afstand fra punktudledningen på 50 m. På Figur 12-26 er vist fordeling og maksimum koncentrationfordeling af suspenderet sediment fra spild fra afgravning af sediment langs perimeteren for Lynetteholm, samt placeringen af punktudledningen for fortrængningsvand under opfyldningen af Lynetteholm med ren/forurenede jord.

På baggrund af ovenstående vurderes en eventuel kumulativ påvirkning af vandkvaliteten med suspenderet stof for ubetydelig.



Figur 12-26. Maksimum koncentration (mg/l) af suspenderet sediment ("blød bund") langs perimeteren for Lynetteholm, samt udledningspunkt ("diffuser") for fortrængningsvand under opfyldning af Lynetteholm.

Kumulative påvirkninger ved udledning af forurenninger

Spild og spredning af sediment og metaller og organiske forurenende stoffer ved afgravning af sediment langs perimeteren for Lynetteholm er bekræftet og vurderet i afsnit 12.3.3. Det er således på baggrund af hydrodynamisk modellering jf. /96/ vurderet at varigheden hvormed koncentrationen af metallerne kviksølv, kobber og zink vil overskride vandkvalitetskravet VKK_{Maks} (jf. /90/) under hele afgravningsperioden på omkring 32 dage, for afgravning af det øvre forurenede sedimentlag ned til omkring 2 m dybde, vil samlet være fra omkring 0 – 5 dage /96/. Idet perioden for påvirkninger af vandkvaliteten med forurenende stoffer fra både anlægs- og driftsfasen, vurderes eventuel påvirkning med overskridelse af VKK_{Maks} på op til 5 dage at være en konservativ antagelse.

Udledning af metaller og organiske forurenende stoffer under driftsfasen, under opfyldningen af Lynetteholm fase 1 er beskrevet og vurderet i /96/ og i afsnit 12.4.1. Ved udledningen af fortrængningsvand med indhold af metaller og organiske forurenende stoffer er det beregnet at vandkvalitetskravet for stofferne, VKK_{Maks} (jf. /90/) vil være opfyldt for stofferne i udledningen indenfor en blandingszone på $<24,8$ m fra udledningspunktet /96/.

På baggrund af ovenstående vurderes ekstra bidraget til påvirkninger af vandkvaliteten på grund af kumulativ påvirkning, at være ubetydelig/begrænset, kortvarig, og vurderes ikke at resultere i målelig påvirkning.

Kumulativ påvirkning ved udledning af næringsstofferne kvælstof og fosfor

Spild og spredning af næringsstoffer fra afgravning af sediment langs perimeteren for Lynetteholm er beskrevet og vurderet i afsnit 12.3.4. og for driftsfasen i afsnit 12.4.3.

I de 3 mdr. (januar-marts 2023) med overlap mellem anlæg og drift er der estimeret følgende spild/udledning af N og P:

- Anlæg:
 - Total-N: 1.594 kg
 - Total-P: 525 kg
- Drift:
 - Total-N: 570 kg (erfaring fra Nordhavnsdeponiet) - 1918 kg (ansøgt)
 - Total-P: 320 kg Total-P (ansøgt)

Den kumulative påvirkning vil pågå i en meget kort periode, i en periode med lav eutrofiering og et forventelig stort vandskifte. Desuden vil N og P tilført via spildt sediment og udledt via suspenderet stof kun i mindre være biotilgængeligt

På baggrund af ovenstående vurderes ekstra bidraget til påvirkninger af vandkvaliteten på grund af kumulativ påvirkning, at være ubetydelig/begrænset, kortvarig, og vurderes ikke at resultere i målelig påvirkning.

12.6 Afværgeforanstaltninger

For at undersøge mulighederne for afværgeforanstaltninger er der gennemført en BAT redegørelse for vurdering af metoder til rensning af overskudsvandet /113/. Redegørelsen er sammenfattet i Tabel 12-39. Det fremgår, at det vil medføre endog store etablering- og driftsomkostninger at opnå en rensning, der kun har usikker effektivitet. Samtidig vil løsningerne indebære en række miljø- og energibelastninger i form af affaldsproduktion og klimabelastninger fra drift.

Der er set på rensemetoder som en kombination af flere trin, hvor hvert trin vil øge omkostninger og miljø- og energibelastninger yderligere:

- Trin 1: Tilsætning af jern til udfældning af metaller,
- Trin 2: Filtrering i tryksandfilter for fjernelse af partikulært stof og MFS'er og næringsstoffer bundet hertil,
- Trin 3: Rensning i et aktivt kulfilter for fjernelse af visse opløste metaller og PAH-forbindelser,
- Trin 4: Rensning ved selektiv ionbytning for fjernelse af divalente metaller.

Selv ved en kombination af ovenstående metoder er der usikkerheder mht. opnået rensningseffektivitet. Samlet vurderes det, at der ikke kan udpeges tilgængelige teknologier som vurderes som BAT, dette primært pga. endog store omkostninger ved metoderne og med den nævnte usikkerhed mht. effektivitet ved rensning af denne relativt rene matrix, ikke mindst ved

de organiske stoffer. Desuden skal det bemærkes, at BAT redegørelsen er baseret på at der udledes 1,3 mill. m³ pr. år via punktudledningen, hvor der i henhold til /96/ forventes middelmængder på omkring 1,6 mill. m³ pr. år.

Der foreslås, at der i forbindelse med den videre projektering vurderes for praktiske afværgeløsninger. Løsninger der kan etableres, såfremt der observeres uventet indhold af forureningsstoffer eller for meget suspenderet stof i overskudsvandet. Dette kunne være passive løsninger i form af f.eks. laguner etableret i kystlandskabet. Midlertidige laguner vil formodentlig komme helt automatisk under opfyldningen, jf. hvordan der fyldes op i KMC Nordhavn.

Tabel 12-39. BAT matrix for sammenligning af renseteknologier.

Løsning	Beskrivelse af løsning og effektivitet	Teknologisk gennemførlighed	Energiforbrug og miljøbelastning	Installations- og driftsomkostninger
Ionbytning	Kan fjerne ioner/metaller, men effektivitet ukendt ved lave koncentrationer. Renser ikke for organiske forbindelser (PAH'er).	Metoden kan ikke stå alene og skal derfor kombineres med f.eks. filtrering over aktivt kul.		Etablering: 25.000.000 kr. Drift og vedligehold: 5.000.000 kr./år
Aktivt kul	Effektivitet ukendt ved lave metal-koncentrationer. Rensning for organiske forbindelser (PAH'er) forventes effektiv.	Metoden kræver evt. en kombination med anden metode for fjernelse af metaller.	Betydeligt vedligehold og løbende udskiftning af kul	
Omvendt osmose	Denne metode vurderes at kunne rense så effektivt at vandet kan overholde miljøkvalitetskriterier uden fortyndingszone. Effektiv overfor MFS'er og næringsstoffer.	Metoden vurderes teoretisk alene at kunne rense vandet.	Store mængder affald/eluat og stort energiforbrug	Etablering: 15.000.000 kr. Drift og vedligehold: 260.000.000 kr./år
Tilslutning til Lynetten	PAH'er forventes omdannet/omsat i renselanlægget. Tungmetaller overføres til slamfasen. Desuden forventes effekt på næringsstoffer.	Ukendt	Kan begrænse mulighederne for genanvendelse af overskudsslam.	Vandafledningsudgifter: 50.000.000 kr./år ekskl. moms

12.7 Overvågning

Inden anlægsarbejderne sættes i gang skal der foretages monitoring af baggrundstilstanden (IFF) på udvalgte stationer.

Samtidig med at anlægsarbejderne gennemføres skal der monitoreres for sedimentspild og sedimentspredning samt spredning af metaller og organiske forureninger under opgravningen af forurenede sediment.

I Lynetteholms driftsfase skal der ske monitoring af punktudledningen af overskudsvand fra Lynetteholm samt monitoring af udsivningen fra Lynetteholm, ved etablering af boringer for vandudtagning indenfor og langs med perimeterkonstruktionen. Desuden skal der ske monitoring af baggrundstilstanden (IFF) udenfor blandingszonen for punktudledningen for Lynetteholm.

Monitoringsprogram for monitoring før og under anlægsarbejderne samt i driftsfasen skal indsendes til Miljøstyrelsens godkendelse senest to måneder inde den igangsættes.

12.8 Sammenfattende vurdering

I Tabel 12-40 er vist den vurderede samlede påvirkning på vandkvaliteten i henholdsvis anlægs- og driftsfasen. Netto fjernes store mængder næringsstoffer, metaller og organiske forureninger fra det marine område pga. indkapsling under Lynetteholmen og dermed reduceret den fremtidige belastning til med Lynetteholmen etableret.

Tabel 12-40. Sammenfattende vurdering af påvirkningen af vandkvaliteten.

Miljøpåvirkning	Sårbarhed	Påvirkningens størrelse			Betydning
		Intensitet	Geografisk udbredelse	Varighed	
Anlægsfasen					
Tab af vandareal	Stor	Stor	Lokal	Vedvarende	Moderat
Påvirkning med sediment	Lav	Lille	Regional	Kort	Lille
Påvirkning med forurenende stoffer	Lav	Lille	Regional	Kort	Lille
Påvirkning med næringsstoffer	Lav	Lille	Regional	Kort	Lille
Påvirkning med iltforbrugende stoffer	Lav	Lille	Lokal-regional	Kort	Lille
Driftsfasen					
Påvirkning med forurenende stoffer	Lav	Lille	Lokal	Vedvarende	Lille
Påvirkning med/fra mikroorganismer	Lav	Lille	Lokal	Vedvarende	Ubetydelig
Påvirkning med næringsstoffer	Lav	ubetydelig	Lokal-regional	Lang-vedvarende	Ubetydelig
Påvirkning af iltindhold	Lav	lille	Lokal	Vedvarende	Ubetydelig
Påvirkning ved tang drift/ophobning af tang	Lav	Lille	Lokal	Vedvarende	Lille
Påvirkning ved tang drift/ophobning af tang	Lav	Lille	Lokal	Vedvarende	Lille