

Til
Sønderborg Kommune

Dokumenttype
Ansøgning om udledningstilladelse

Dato
26-05-2026

Oprensning ved Himmarn Strand

Ansøgning om midlertidig udledningstilladelse til oppumpet grundvand og havvand.

Oprensning ved Himmark Strand

Ansøgning om midlertidig udledningstilladelse til oppumpet grundvand og havvand.

Projekt navn **Himmark Strand**
Projekt nr. **1100048603**
Modtager **Sønderborg Kommune**
Dokumenttype **Ansøgning om udledningstilladelse**
Version **1.0**
Dato **2026/01/07 Rev 29/04/2025-rev 30-06-2025 rev 2026-03-04-rev 20-03-2026 Rev 28-04-2026 Rev 20/05/2026**
Udarbejdet af **CABR/AGST/AMN**
Kontrolleret af **HKDK**
Godkendt af **AGST**

Rambøll
Prinsensgade 11
DK-9000 Aalborg

T +45 5161 1000
<https://dk.ramboll.com>

Indhold

1.	Indledning	3
1.1	Baggrund	3
1.2	Nuværende flux af forurening til havet	4
1.3	Oprensning af forurening på fri fase	5
1.4	Lænsning af havvand, grundvandssænkning og rensning af vand	7
1.5	Udledning af vand efter rensning	7
2.	Recipient	8
3.	Datagrundlag	10
4.	Metode	13
4.1	Estimering af udløbskoncentration fra renselanlæg ved Himmark strand	14
4.2	Indhentning af grænseværdier (MKK/VKK/PNEC) mv.	14
4.3	I forvejen forekommende koncentrationer i Lillebælt	15
4.4	Beregning af blandingszoner	16
4.4.1	I forvejen forekommende koncentrationer i vandfasen overholder grænseværdi	20
4.4.2	I forvejen forekommende koncentration overskrider den anvendte grænseværdi i vandfasen	20
4.5	Vurdering af sedimentpåvirkning	21
4.6	Vurdering af biota	21
5.	BAT (Bedst tilgængelig teknik)	21
5.1.1	Uddybende beskrivelse af vandrensingsanlægget	22
5.2	Koncentrationer i udledningen sammenholdes med grænseværdier	24
6.	Vurdering af om udledningen medfører en tilstandsændring i vandfasen	24
6.1	I forvejen forekommende koncentrationer i vandfasen	24
6.2	Vurdering af stoffer hvor IFFK ikke overskrider anvendte grænseværdi	25
6.3	Vurdering af stoffer hvor IFFK overskrider den anvendte grænseværdi	26
6.3.1	Vedrørende PFAS og dioxiner	28
6.4	Vurdering af stoffer, hvor der ikke findes et generelt miljøkvalitetskrav	28
6.5	Sammenfatning i forhold til påvirkning af vandfasen	28
7.	Vurdering af om udledningen medfører en tilstandsændring i sediment	28
7.1	Resulterende koncentrationer i sediment	29
7.2	Risikovurdering af de resulterende koncentrationer i sediment	32
7.3	Sammenfatning af sedimentvurdering	32
8.	Vurdering af om udledningen medfører en tilstandsændring i biota	33

8.1	Metaller	33
8.2	PAH	34
8.3	PFAS	34
8.4	Dioxiner	35
8.5	Sammenfatning af påvirkning af biota	35
9.	Forslag til udlederkrav og kontrolprogram	36
10.	Referencer	37

Bilag

- 1. Oversigtskort**
- 2. Beskrivelse af gennemførte undersøgelser**
- 3. Stof liste beregning af gennemsnit**
- 4. I forvejen forekommende koncentrationer**
- 5. Vandrensning**
- 6. Vurdering af BAT**
- 7. Fortyndingsberegninger**
- 8. Flux-beregninger**
- 9. Beredskabsplan**

1. Indledning

1.1 Baggrund

På vegne af Region Syddanmark søges hermed om tilladelse til midlertidig udledning af rensat, oppumpet grundvand og vand fra hjulrenseanlæg til Lillebælt i henhold til Miljøbeskyttelseslovens (Miljøministeriet, Retsinformation, 2024) §28 stk. 1. Udledningen sker i forbindelse med oprensning af generationsforureningen ved Himmark Strand.

Generationsforureningen ved Himmark Strand er en af de største forureninger i Danmark. Folketinget besluttede i 2021 at afsætte midler på Finansloven for at sikre, at der fremadrettet ikke længere sker en negativ påvirkning af mennesker og natur fra forureningen. Beregninger indikerer, at der hvert eneste år sker en udsivning af chlorerede stoffer samt nedbrydningsprodukter på i størrelsesordenen 400-4000 kg til Lillebælt. Hertil kommer udsivningen af olieforbindelser, som er estimeret i størrelsesordenen 200 kg pr. år. Hvis afværgeforanstaltninger ikke gennemføres, vil fluxen til havet fortsætte med samme størrelse, som hidtil, og derved bidrage til den ikke-gode kemiske tilstand i havet ud for Himmark.

Formålet med oprensningsprojektet er at fjerne tilstrækkelig jordforurening på land og i havbunden, så der ikke længere sker udsivning af forurening til Lillebælt, hvorved vandkvaliteten i Lillebælt forbedres.

Oprensning af forurening vil ske i to indsatsområder, et nordligt og et sydligt. Hvert indsatsområde inddæmnes med en spuns. Inden for spunsen bortpumpes havvand samtidigt med, at der udføres grundvandssænkning i havbunden, så opgravning af forurening i havbunden kan ske tørt. Grundvandssænkningen foretages ned til et underliggende lerlag, som befinder sig i hele projektområdet. Når spunsen er etableret omkring et indsatsområde, vil udsivningen af forurening til havet samtidig være stoppet fra dette område. Inddæmning og oprensning vil først ske i det sydlige indsatsområde og herefter i det nordlige. Indsatsområderne ses af oversigtskortet i Bilag 1 samt på Figur 1-1.

Denne ansøgning vedrører udledning af inddæmmet havvand og grundvand, regnvand, indsvivende havvand i de to indsatsområder samt vand fra hjulvaskeanlæg. Ansøgningen omfatter desuden overskudsvand fra den indledende fjernelse af fri fase chlorerede stoffer samt nedbrydningsprodukter. Al vand omfattet af denne ansøgning renses i et renseanlæg inden udledning til Lillebælt.

Oprensning vil foregå over en periode på 2,5-3,5 år inkl. reetableringen af området. Heraf forventes rensningsanlægget at skulle bruges 480 dage fordelt over en periode på 1,5-2 år. Oprensningen forventes opstartet i 2027.

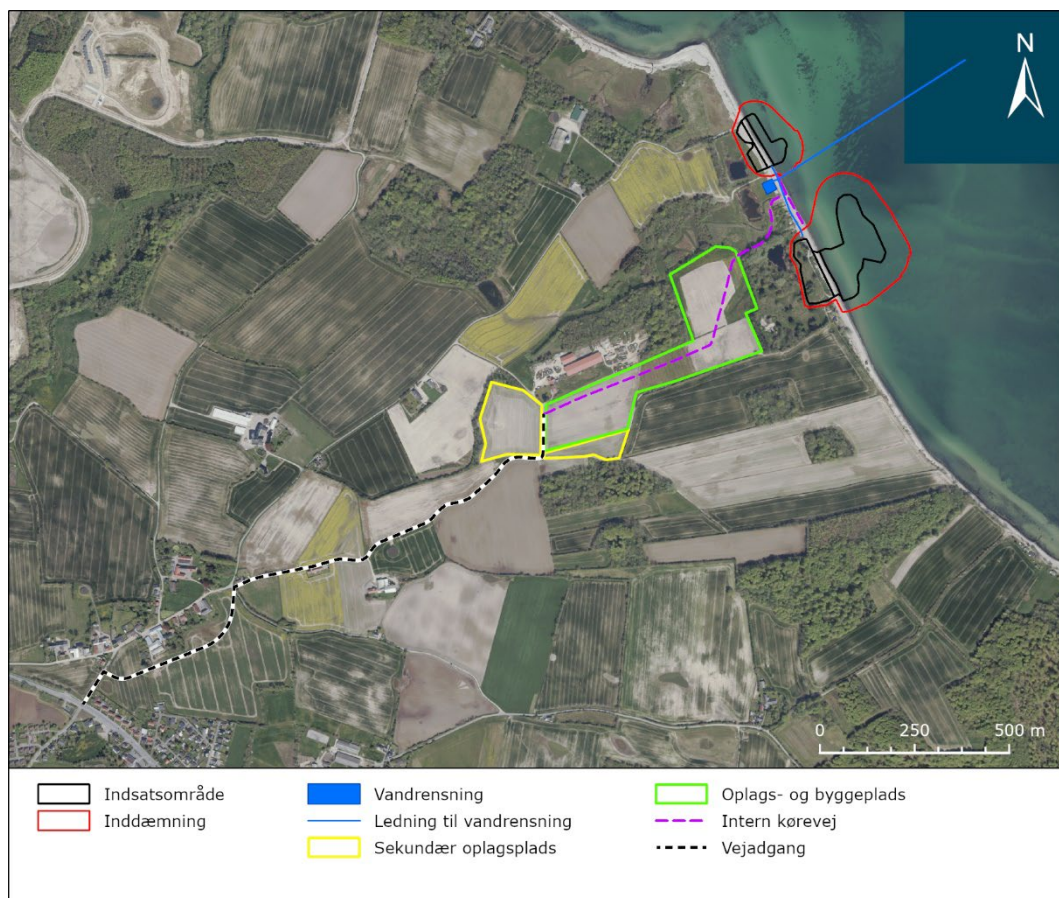
For oprensningen ved Himmark Strand udarbejdes en miljøkonsekvensrapport, som blandt andet indeholder en vurdering i forhold til Natura 2000.

På lokaliteten har der være gennemført en række undersøgelser for at belyse omfanget af forureningen. I Bilag 2 findes en gennemgang af de gennemførte undersøgelser.

Der er blevet analyseret for omkring 200 forskellige stoffer på tværs af alle prøverne, der er udført støttende screeningsanalyser, som har analyseret for 200 forskellige pesticider, og der er udført terrattest,¹ som screener for over 220 stoffer. Det er identificeret, at de risikodrivende stoffer

¹ Terrattest er en metode til at screene jord- og vandprøver for indhold af mulige forureningskomponenter

er oliestofferne, de chlorerede stoffer samt deres nedbrydningsprodukter og andre typer nedbrydningsprodukter.



Figur 1-1 Oversigtskort

1.2 Nuværende flux af forurening til havet

I bilag 8 er der udført detaljerede beregninger af den nuværende flux fra land og havbund til havet på flere forskellige måder. Fluxen er et mål for den forureningsudsivning, der sker til havet, og opgøres som en masse pr. tid (f.eks. kg/år), der siver ud i havvandet.

Fluxen skal således repræsentere forureningspåvirkningen af havet inden en oprensning iværksættes. Der er i bilag 8 fokuseret på følgende stofgrupper:

- Chlorerede ethener og nedbrydningsprodukter
- Kulbrinter
- BTEX
- Metaller
- PAH'er
- PFAS

Såfremt der er tilgængelige data, er beregninger af fluxen foretaget på to forskellige måder:

- Metode 1: Samlet flux baseret på havvandskoncentrationer og fortyndingsfaktorer fra en MIKE 3 model for området
- Metode 2: Flux fra land baseret på gennemsnitlige grundvandskoncentrationer

I nedenstående Tabel 1-1 og Tabel 1-2 er den nuværende flux af Chlorerede ethener og kulbrinter opsummeret som beregnet med de to beregningsmetoder. Som forventet er resultaterne ikke helt sammenlignelige, da metode 2 udelukkende medtager transport via grundvand, og ikke tager hensyn til forurening, som frigives til havvand fra forurening i havbunden. Således ses det, at der især for Chlorerede ethener estimeres en langt højere flux med metode 1 end med metode 2. For kulbrinterne estimeres en flux i samme størrelsesorden ved de to metoder. Der er en vis usikkerhed på fluxberegningerne, men de viser en størrelsesorden på fluxen, som for de Chlorerede ethener samlet spænder fra ca. 400 kg til ca. 4.000 kg/år, der ender i havvandet.

Tabel 1-1. Samlet flux af udvalgte stoffer/stofgrupper fra både det nordlige og sydlige indsatsområde i kg/år. Fluxen er beregnet på baggrund af gennemsnitlige havvandskoncentrationer samt to forskellige fortyndingsfaktorer (fortynding af fluxen i havvandet) fra en simulering med MIKE 3 (metode 1).

Stof/stofgruppe	Samlet flux fra nord og syd (kg/år)	
	Middelfortynding, rolig strøm	Middelfortynding, høj strøm
Chlorerede ethener og nedbrydningsprodukter (PCE, TCE, DCE, cis-DCE, trans-DCE, 1.1-DCE)	2.338	3.741
Vinylchlorid	280	448
Kulbrinter, sum(C6H6-C35)	165	263

Tabel 1-2. Flux fra land af udvalgte stoffer/stofgrupper fra både det nordlige og sydlige indsatsområde i kg/år. Fluxen er beregnet på baggrund af gennemsnitlige grundvandskoncentrationer på land (metode 2).

Stof/stofgruppe	Flux (nord) kg/år	Flux (syd) kg/år	Samlet flux kg/år
Chlorerede ethener og nedbrydningsprodukter (PCE, TCE, DCE, cis-DCE, trans-DCE, 1.1-DCE)	293	130	423
Vinylchlorid	8,5	1,7	10,1
Kulbrinter, sum(C6H6-C35)	75	125	200

Der henvises til bilag 8 for de andre stofgrupper. For disse (bortset fra BTEX) er der udelukkende udført beregninger vha. metode 2, dvs. baseret på de gennemsnitlige grundvandskoncentrationer på land. Datagrundlaget for øvrige stoffer er desuden mere sparsomt, hvorfor de beregnede nuværende fluxe for disse vurderes mere usikre. Det kan dog nævnes, at der for summen af PAH'er er tale om ca. 0,6 kg/år og for summen af PFAS24 ca. 0,6 g/år.

1.3 Oprensning af forurening på fri fase

I begge indsatsområder er der påvist lokale hot spots med olieprodukter og/eller chlorerede stoffer samt nedbrydningsprodukter på fri fase. Før der kan grundvandssænkes til bund af den kommende udgravning og graves i/ved disse hot spots, skal den frie produktfase fjernes. Områderne findes både på landarealerne og på søarealerne.

I det nordlige indsatsområde er der konstateret i alt 7 hot spots. På land findes 2 hot spots med olieforurening og 1 hot spot med forurening bestående af chlorerede stoffer samt nedbrydningsprodukter. På søterritoriet er påvist 3 hot spots med olieforurening og 1 hot spot med både olieforurening og forurening med chlorerede stoffer samt nedbrydningsprodukter.

I det sydlige indsatsområde er der, ligeledes konstateret i alt 7 hot spots, hvoraf 2 forventes at være større sammenhængende områder. På land findes 1 hot spot med olieforurening og 2 hot spots med forurening bestående af chlorerede stoffer samt nedbrydningsprodukter. På søterritoriet er påvist 2 hot spots med olieforurening og 2 hot spots med forurening bestående af chlorerede stoffer samt nedbrydningsprodukter.

Forurening med chlorerede stoffer samt nedbrydningsprodukter på fri fase findes i varierende mængde i sandlagene umiddelbart over det gennemgående underliggende lerlag. Forureningen med olieprodukter er mindre veldefineret og findes både ovenpå grundvandsspejlet men stedvis også længere ned i formationen.

Oprensningen af hot spots på land i det sydlige indsatsområde skal igangsættes samtidig med etablering af dæmninger og spuns igangsættes. Dog skal vandrenseanlægget, der skal håndtere og rense alt oppumpet vand før udledning til havet, være opstillet og i drift. Overskudsvand i forbindelse med fjernelse af forureningerne på fri fase tilledes dette renseanlæg før udledning til havet.

Ved oprensning på søterritoriet vil havvand være bortpumpet, og der er foretaget en sænkning af grundvandsspejlet i de øverste sandlag, der muliggør, at der kan køres frem til hot spot med bore-rig, og at det er muligt at opsætte afværgeudstyr enten på stedet eller inde på land. Hvis det ikke vurderes forsvarligt at sænke grundvandet tilstrækkeligt af hensyn til risikoen for spredning af forureningen, kan det blive aktuelt at etablere midlertidige dæmninger fra stranden og ud til de hot spots, der ligger nærmest kystlinjen.

Afgrænsningen af områder med forurening på fri fase er ikke veldefineret. Dette gælder især ved områderne beliggende på søterritoriet, hvor der ofte er 20 – 25 m mellem de udførte undersøgelsesboringer. Oprensningen af hot spots skal derfor udføres som en kombination af etablering af afværgeboringer og afgrænsning af forurening på fri fase. Der startes med boringer i det kendte hot spot og suppleres med boringer indtil forureningen er tilstrækkeligt afgrænset. Boringer, hvori der konstateres forurening på fri fase, udbygges løbende til afværgeboringer, indtil der er opnået tilstrækkelig afgrænsning og antallet af afværgeboringer er tilstrækkeligt til at oprensningen kan gennemføres.

Der er betydelig variation i, hvor forureningen niveaumæssigt er truffet. Den mest terrænnære forurening (olieprodukt) er påvist kun ca. 0,5 m u.t. (kote ca. 0), mens den dybest liggende forurening (chlorerede stoffer samt nedbrydningsprodukter) er truffet ned til ca. 4 m under havbund (kote ca. -5).

Der foretages en oprensning, der sikrer at mest muligt produkt opsamles og udskilles fra oppumpet vand. Mængden af oppumpet vand minimeres mest muligt. Frasortet olieprodukt og chlorerede stoffer samt nedbrydningsprodukter skal transporteres til godkendt affaldsmottager. Forurennet oppumpet grundvand skal ledes til rensningsanlæg før udledning til havet.

Oprensningen skal foretages ved etablering af filtersatte boringer i de forurenede områder og efterfølgende opsugning af olieprodukt og/eller chlorerede stoffer samt nedbrydningsprodukter fra filtrene. Der forventes anvendt standard vakuumanlæg indeholdende vakuumpumpe, tryktank, udskiller, styreenheder mv., da disse hurtigt kan opsættes og flyttes. Da forureningerne ikke er afgrænset, anvendes fleksible anlæg, der gør det muligt, at afværge fra få boringer op til 20 – 25 boringer.

Ved meget terrænnære forureninger med olieprodukt inde på land kan der eventuelt graves huller/rønder hvorfra tilstrømmende olie kan oppumpes enten direkte eller fra korte brønde placeret i udgravningerne.

Opgravning af forurennet jord skal starte på landarealet i det sydlige indsatsområde. Oprensningen af områder med fri fase i dette område har derfor 1. prioritet. Det forventes, at der vil være ca. 3 måneder til rådighed til oprensning af hot spots på stranden. Efterfølgende skal hot spots på søterritoriet i det sydlige indsatsområde oprenses.

Oprensningen af hotspots på land i det nordlige indsatsområde er mindre kritisk tidsmæssigt og kan oprenses, mens bortgravning af forurennet jord foregår i det sydlige indsatsområde. Oprensning på søterritoriet i det nordlige område kan først igangsættes, når der er etableret dæmninger/spuns, bortpumpet havvand og foretaget delvis grundvandssænkning i indsatsområdet.

1.4 Lænsning af havvand, grundvandssænkning og rensning af vand

Efter fjernelse af fri fase foretages lænsning af havvand og grundvandssænkning til forventet oprensningsdybde. Da både det inddæmmede havvand og grundvandet er forurenet, renses det i renseanlæg inden udledning til Lillebælt. Renseanlægget har en kapacitet på 70 m³/h og er nærmere beskrevet i bilag 6 og afsnit 4.

Ved de forudgående undersøgelser er der påvist et vandstandsende lerlag i begge indsatsområder. Lerlagets overside varierer fra at ligge dybest under havbunden længst mod øst i indsatsområderne til at ligge højest på land længst mod vest i indsatsområderne. Oprensning af forurening forventes udført til oversiden af dette lerlag. Dog vil der visse steder være behov for afgravning af den øverste del af lerlaget for fjernelse af forurening. Grundvandet vil blive sænket til niveauer -nødvendigt for afgravningsdybden i de enkelte områder.

Grundvandssænkningen vil ske med sugespidsanlæg suppleret med pumpe-sumpe med dykpumper og etablering af dræn og eventuelt filterboringer for oppumpning af grundvand. Når grundvandet er sænket, vil sækningsniveauet blive opretholdt ved løbende oppumpning af grundvand og evt. regnvand samt indsvivende havvand fra indsatsområderne.

Renseanlægget placeres imellem de to indsatsområder, se Figur 1 1 samt i Bilag 1. Anlægget etableres på en membran med overløb til eller mulighed for bortpumpning af vand til indsatsområderne, der ikke er afgravet, så det sikres, at evt. lækager fra anlægget ikke forurener omgivelserne.

Der etableres et hjulvaskeanlæg for lastbiler og maskiner, som kører i projektområdet. Vaskevand fra hjulreanseanlægget ledes i lighed med oppumpet grundvand gennem renseanlægget.

1.5 Udledning af vand efter rensning

Fra renseanlægget ledes vand til et udledningspunkt placeret ca. 600 m fra land, se figur 1-1. Udledningen vil ske ved havbunden på ca. 7,0 meters dybde.

Det udledte vand fra grundvandssænkningen har en lavere salinitet og densitet end vandet i Lillebælt og vil derfor stige op i vandsøjlen og opblandes vertikalt, hvorefter det spredes med strømmen i Lillebælt.

Der forventes at blive udledt følgende vandmængder via renseanlægget:

Tabel 1-3. Plant capacity: water types, volumes, flows and treatment duration.

Plant Capacity	
Volume of water to be treated	401.000 m ³
1. Groundwater: free phase remediation, treat full volume ¹	4.000 m ³
2. Seawater inside the treatment area	142.000 m ³
3. Groundwater in seabed: treat full volume	72.000 m ³
4. Rainwater and leaking seawater: treat full volume	183.000 m ³
Duration of treatment ²	480 days
GWTP peak hydraulic capacity	70 m ³ /h

¹Free phase will be removed in a separate process before the treatment plant. The groundwater from this separate process is estimated and will be treated in the water treatment plant.

² Includes time when system is offline for maintenance or cleaning.

Dertil kommer vand fra hjuvlvask – en mindre mængde på ca. 2 l/sek. når der sker hjuvlvask

Renseanlæggets maksimale kapacitet er 70 m³/t eller ca. 19 l/s, og dette vil således være den maksimale vandføring i udledningen. Udledningsmængden vil være størst under lænsningen af havvand og den indledende sænkning af grundvand til udgravningsniveau, mens vandføringen under den efterfølgende tørholdelse forventes at være væsentligt lavere. Den samlede vandmængde, der skal renses, skønnes at være ca. 400.000 m³. De nøjagtige vandmængder afhænger dog af de faktiske gravedybder i de enkelte delområder, mængden af indsvivende grund- og havvand samt mængden af nedbør i projektperioden.

2. Recipient

Den modtagende recipient er vandområdet Lillebælt, syd (nr. 216), som hører under vandområdedistrikt Jylland og Fyn. Vandområdet ud for Himmark Strand hører under hovedvandopland 1.11 Lillebælt/Jylland. Vandområdet er et naturligt kystvand, der har et areal på ca. 1.150 km². I de nedenstående vurderinger af vandområdets nuværende tilstand, i henhold til reviderede vandområdeplaner 2021-2027 data beskrevet i tabellerne vedr. kemiske stoffer er indhentet fra Miljøstyrelsen, da datasæt på vandplandata er behæftet med fejl.

Økologisk tilstand

Lillebælt syd er målsat til god økologisk tilstand. Vandområdet er i ringe økologisk tilstand, pga. kvalitetselementerne fytoplankton, rodfæstede planter og bentiske invertebrater samt overskridelse af nationalt specifikke stoffer.

Tabel 2-1. Økologisk miljømål, nuværende tilstand, samt miljøkvalitetskrav for Lillebælt, syd (vandområde ID 216).

Kvalitetselementer	Miljømål	Tilstand	Værdi	Årstal for målinger	Miljøkvalitetskrav
Fytoplankton	God Økologisk Tilstand	Ring økologisk tilstand	2,2	2017-2022	1 µg/l
Rodfæstede Planter	God Økologisk Tilstand	Ring	7,7	2017-2022	7,1 m
Bentiske invertebrater	God Økologisk Tilstand	Ring	0,16	2018-2022	0,72 EQR
Vandets klarhed	God økologisk Tilstand	Ikke anvendelig			
Iltforhold	God Økologisk Tilstand	Ikke anvendelig			
Nationalt specifikke stoffer	God Økologisk Tilstand	Ikke-god	se nedenstående.		

Data til grund for tilstandsvurdering af de nationalt specifikke stoffer fremgår af nedenstående tabel.

Tabel 2-2. Nationalt specifikke stoffer der ligger til grund for tilstandsvurdering af vandområde Lillebælt syd. Orange angiver overskridelse af Miljøkvalitetskrav.

Parameter	Matrice	Årstal	Værdi	MKK	Enhed
Acenaphthen	Sediment	2020	0,0012	0,048	mg/kg TS
Acenaphthen	Biota-Musling	2022	1,2	610	µg/kg VV
Arsen	Sediment	2020	14,82	0,4	mg/kg TS
Arsen	Biota-Musling	2020	2443	33	µg/kg VV
Benz(a)anthracen	Sediment	2020	0,0498	0,03	mg/kg TS
Benz(a)anthracen	Biota-Musling	2020	6,6	6,14	µg/kg VV
Benzylbutylphthalat	Sediment	2020	0,027	0,5	mg/kg TS
Chrom	Sediment	2020	66,2	9,2	mg/kg TS
Chrom	Biota-Musling	2022	135	365	µg/kg VV
Chrysen	Biota-Musling	2016	1,1	61,4	µg/kg VV
Di(2-ethylhexyl)adipat	Sediment	2020	0,03	1,2	mg/kg TS
Methylnaphthalener, sum	Sediment	2020	0,1505	0,024	mg/kg TS
Methylnaphthalener, sum	Biota-Musling	2022	0	2400	µg/kg VV
PCB, sum	Biota-Fisk	2019	1,59	0,16	µg/kg VV
Phenanthren	Sediment	2020	0,049	0,39	mg/kg TS
Pyren	Sediment	2020	0,086	0,42	mg/kg TS
Pyren	Biota-Musling	2020	8,6	1520	µg/kg VV
Vanadium	Sediment	2020	106,2	0,42	mg/kg TS

Som det fremgår af Tabel 2-2 er der konstateret overskridelse af miljøkvalitetskravene for sediment og/eller biota for arsen, benz(a)anthracen, chrom, methylnaphthalener, PCB og vanadium.

Kemisk tilstand

Lillebælt syd er målsat til god kemisk tilstand og er i dårlig kemisk tilstand, da der er overskridelser i biota for bly, cadmium, fluoranthen og kviksølv samt i sediment for stofferne benz(a)pyren, nikkel og tributyltin (TBT).

Tabel 2-3. Overskridelser af EU prioriterede stoffer for Lillebælt syd. Orange angiver overskridelse. Værdierne er oplyst af Miljøstyrelsen efter henvendelse, og afviger fra oplyst data i vandplandata.dk.

Parameter	Matrice	År	Værdi	Enhed	MKK
Antracen	Sediment	2020	0,016	mg/kg TS	0,024
Antracen	Biota-Musling	2022	0,6	µg/kg VV	490
BDE, sum	Biota-Fisk	2019	0	µg/kg VV	0,0085
Benz(a)pyren	Biota-Musling	2022	0,9	µg/kg VV	5
Benz(a)pyren	Sediment	2020	0,066	mg/kg TS	0,007
Bly	Sediment	2020	42,6	mg/kg TS	163

Parameter	Matrice	År	Værdi	Enhed	MKK
Bly	Biota-Musling	2020	161	µg/kg VV	110
Cadmium	Sediment	2020	0,72	mg/kg TS	3,8
Cadmium	Biota-Musling	2020	232	µg/kg VV	18
Di(2-ethylhexyl)phthalat	Sediment	2020	0,172	mg/kg TS	0,34
Dioxiner, sum	Biota-Fisk	2019	5,59E-05	µg TEQ/kg VV	0,0065
Fluoranthen	Biota-Musling	2020	33	µg/kg VV	30
Fluoranthen	Sediment	2020	0,1082	mg/kg TS	3,485
HBCDD, sum	Biota-Fisk	2019	<0,008	µg/kg VV	167
Kviksølv	Biota-Fisk	2019	33,405	µg/kg VV	20
Naphthalen	Sediment	2020	0,019	mg/kg TS	0,138
Naphthalen	Biota-Musling	2022	3,64	µg/kg VV	2400
Nikkel	Biota-Musling	2020	445	µg/kg VV	450
Nikkel	Sediment	2020	39,5	mg/kg TS	9,1
Nonylphenoler, sum	Sediment	2020	0,1251	mg/kg TS	0,125
Octylphenoler, sum	Sediment	2020	0,032	mg/kg TS	0,01
Perfluorooctansulfonsyre (sum forgrenet og lineær)	Biota-Fisk	2019	0,752	µg/kg VV	9,1
Tributyltin	Sediment	2015	0,02489	mg/kg TS	0,0015
Tributyltin	Biota-Musling	2016	0,7	µg/kg VV	3

3. Datagrundlag

For at kunne vurdere de potentielle miljøkonsekvenser af den midlertidige udledning, er forekomsten af miljøfarlige stoffer i grundvand, jord og sediment ved Himmark Strand samt i recipienten Lillebælt kortlagt gennem flere analyseprogrammer.

Formålet er at:

- Fastlægge hvilke stoffer, der i udledningen
- Fastlægge hvilke stoffer, der har betydningen for udledningen
- Fastlægge hvilke stoffer, der skal vurderes i forhold til recipienten og hvilke der kan vælges fra.

Region Syddanmark har stillet analysedata fra 2009 og frem til dags dato til rådighed til identifikation af relevante miljøfarlige forurenende stoffer. Alle analyser er udført på prøver udtaget ved lokaliteten. Det vil sige, at havvandsprøver udtaget i Lillebælt ikke er medtaget som kildestyrke. Som tidligere nævnt findes der i bilag 2 en samlet beskrivelse af de gennemførte undersøgelser

samt beskrivelse af udvælgelse af analyseparametre. Beskrivelsen er udarbejdet af Region Syddanmark.

Data er baseret på følgende forureningsundersøgelser på lokaliteten:

- 2009 - Miljøundersøgelse på Himmark Strand, NIRAS A/S, april 2009 (Niras A/S, 2009)
- 2018 - Undersøgelse for indhold af dioxin i afbrændingsgruber og recipient, Himmark Strand, Rambøll, august 2018 (Rambøll, 2018)
- 2019 - Videregående undersøgelse på Himmark Strand, Nordborg, DMR, oktober 2019 (DMR, 2019)
- 2019 - Afrapporteringsnotat vedr. feltarbejde med forureningshund og poreluftsonderinger på Nordals, Orbicon, marts 2019 (Orbicon, 2019)
- 2019 - Remedial Design Characterization and Remedial Alternatives Analysis Report, Himmark Strand, Ejlskov, oktober 2019 (Ejlskov, 2019)
- 2020 - Videregående undersøgelse på Himmark Strand, Nordborg, supplerende rapport, DMR, januar 2020 (DMR, 2020)
- 2021 - Afværge ved Himmark Strand, Datagrundlag og undersøgelser, Rambøll, maj 2021 (Rambøll, 2021)
- 2024 - Himmark Strand, PFAS Screening, Rambøll, juni 2024 (Rambøll, 2024)

Et stof betragtes som påvist i udledningen, hvis der kan udregnes en middelværdi af det enkelte stof i mindst en delstrøm (dvs. enten havvand, grundvand eller beregnet porevand). Middelværdier er beregnet i henhold til Miljøstyrelsens FAQ #53 (Miljøstyrelsen, Mst.dk, 2025).

Der kan efter retningslinjerne udregnes en middelværdi for måleserien, når mere end 10 % af alle målinger viser koncentrationer over detektionsgrænsen.

Ved beregning af middelværdier i bilag 3 er der for stoffer med målinger lavere end detektionsgrænsen anvendt fremgangsmåden som beskrevet i FAQ #53 i Miljøstyrelsens vejledning. Miljøfarlige stoffer, hvor der ikke er påvist i hverken jordmatricen, grundvandsmatricen eller havvand jf. ovenstående retningslinjer, udgår af den videre databehandling.

I nedenstående tabel er angivet de stoffer, der er foretaget analyser af ved de gennemførte undersøgelser. I bilag 3 ses stofparametre, antallet af analyser af de enkelte stoffer, den beregnede middelværdi og miljøkvalitetskrav eller PNEC.

Tabel 3-1. Udførte analyser for miljøfarlige stoffer ved Himmark Strand. Matricerne [J]: Jord, [G]:grundvand, [S]: sediment, [L]: poreluft og [H]:havvand angiver, hvilken matrice analysen er udført for.

Stofgruppe	Antal	Stoffer
BTEX	8	Benzen [J,G], BTEX [J,G], C10-aromater [L],C9-aromater [L], d8-toulen [J,G], Ethylbenzen [J,G,L], som xylener [J,G,L], Toulen [J,G,L]
Chlorerede phenoler	7	2,3,4,6-tetrachlorphenol [G], 2,4,6-trichlorphenol [G], 2,4-dichlorphenol [G], 2,6-dichlorphenol [G], 4-chlor-2-methylphenol [G], 6-chlor-2-methylphenol [G], Pentachlorphenol [G]
Dioxin	21	1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD [G,J], 1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF [G,J], 1,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF [G,J], 1,2,3,4,7,8-HexaCDD [G,J], 1,2,3,4,7,8-HexaCDF [G,J], 1,2,3,6,7,8-HexaCDD [G,J], 1,2,3,6,7,8-HexaCDF [G,J], 1,2,3,7,8,9-HexaCDD [G,J], 1,2,3,7,8,9-HexaCDF [G,J], 1,2,3,7,8-PentaCDD

Stofgruppe	Antal	Stoffer
		[G,J], 1,2,3,7,8-PentaCDF [G,J], 2,3,4,6,7,8-HexaCDF [G,J], 2,3,4,7,8-PentaCDF [G,J], 2,3,7,8-TetraCDD [G,J], 2,3,7,8-TetraCDF [G,J], I-TEQ (NATO(CCMS) inkl. LOQ [G,J], I-TEQ (NATO/CCMS) ekskl. LOQ [G,J], OctaCDD [G,J], OctaCDF [G,J], WHO(2005)-PCDD/F TEQ ekskl. LOQ [G,J], WHO(2005)-PCDD/F TEQ inkl. LOQ [G,J],
Chlorerede stoffer og nedbrydningsprodukter	27	1,1,1,2-Tetrachloroethane* [J], 1,1,1-trichlorethan [G,J,L] 1,1,2,2-Tetrachlorethane* [J], 1,1,2-Trichloroethan [G,J], 1,1-dichlorethan [G, J,L], 1,1-dichlorethen (1,1-dichlorethylene) [G, J,L], 1,2,3-Trichlorobenzene* [J], 1,2,4-Trichlorobenzene*[J], 1,2-Dichlorethan [G, J, L], 1,2-Dichlorethan-d4 [J, G], 1,2-Dichlorobenzene* [J], 1,3-Dichlorobenzene*[J], 1,4-Dichlorobenzene*[J], 1-chlornaphthalen [J, G], 2-chlornaphthalen [J, G], Carbon Tetrachlorid [J, G], Chlorethan [J, G, L], Chlorobenzene*[J], Chloromethan [G], cis-1,2-dichlorethen [J, G, L], Methylene Chloride*[J], Tetrachlorethen (tetrachlorethylene) [J, G, L], Tetrachlormethan [J, G, L], trans-1,2-dichlorethen [J, G, L], Trichlorethen [J, G, L], Trichlormethan (Chloroform) [J, G, L], Vinylchlorid [J, G, L]
Aromatiske kulbrinter	13	1,2,4-Trimethylbenzene* [J], 1,3,5-Trimethylbenzene (Mesitylene) [J], C10-C15 (C12) [J, L], C10-C25 (C18) [G], C15-C20 (C18) [J, L], C20-C35 (C28) [J], C25-C35 (C30) [G, L], C6H6-C10 (C8) [J, G, L], C6H6-C35 [J, G, L], Ethan [G], Ethen [G], Methan [G], Sum (C10-C20) (C15) [J]
Metaller*	21	Arsen (Aa)[G], Barium (Ba) [G], Bly (Pb) [J], Bor (B) [G], Cadmiun (Cd) [J], Calcium (Ca)[G], Chrom (Cr) [J,G], Jern (Fe) [G], Kalium (K) [G], Kobber (Cu) [G], Kobolt (Co) [G], Kviksølv (Hg) [G], Magnesium (Mg) [G], Mangan (Mn) [G], Molybdæn (Mo) [G], Natrium (Na) [G], Nikkel (Ni) [G], Selen (Se) [G], Strontium (Sr) [G], Sølv (Ag) [J, G], Zink (Zn) [G]
PAH'er	17	Acenaphthen [G], Acenaphthylen [G], Anthracen [G], Benz(a)anthracen [G], Benzo(a)pyren [J, G], Benzo(b+j+k)fluoranthen [J,G], Benzo(g,h,i)perylene [G], Chrysen/ Triphenylen [G], Dibenz(a,h)anthracen [J,G], Fluoranthen [J,G], Fluoren [G], Indeno(1,2,3-cd)pyren [J,G], Naphthalen [J, G, L], Phenanthren [G], Pyren [G], Sum af 16 PAH'er (EPA) [G], Sum af 7 PAH'er [J]
Pesticider	33	2,6-DCPP (2-(2,6-dichlorphenoxy-propionsyre)) [G], 2,6-dichlorbenzoesyre [G], 4-CPP [G], 4-nitrophenol [G], AMPA (Aminomethylphosphorsyre) [G], Atrazin [G], Atrazin, 2-hydroxy- [G], Atrazin, deisopropyl-2-hydroxy- [G], Atrazin, desethyl- [G], Atrazin, desethyl-2-hydroxy- [G], Atrazin, desethyl-deisopropyl- [G], Atrazin, deisopropyl- [G], Atrazin, didealkyl-hydroxy- [G], BAM (2,6-dichlorbenzamid) [G], Bentazon [G], Desethylterbutylazine [G], Dichlobenil [G], Dichlorprop (2,4-DP) [G], Diuron [G], Ethylenthiourea (ETU) [G], Glyphosat [G], Hexazinon [G],

Stofgruppe	Antal	Stoffer
		MCPA [G], Mechlorprop (MCP) [G], Metalaxyl CGA 108906 [G], Metalaxyl CGA 62826 [G], Metalaxyl-M [G], Metribuzin [G], Metribuzin-desamino [G], Metribuzin-desamino-diketo [G], Metribuzin-diketo [G], Simazin [G], Simazin, 2-hydroxy-[G]
PFAS-forbindelser	26	6:2 FTS (Fluortelomersulfonat) [J, G], PFBA (Perfluorbutansyre) [J, G], PFBS (Perfluorbutansulfonsyre) [J, G], PFDA (Perfluordekansyre) [J, G], PFDoDA (Perfluordodekansyre) [J, G], PFDoDS (Perfluordodekansulfonsyre) [J, G], PFDS (Perfluordekansulfonsyre) [J, G], PFHpA (Perfluorheptansyre) [J, G], PFHpS (Perfluorheptansulfonsyre) [J, G], PFHxA (Perfluorhexansyre) [J, G], PFHxS (Perfluorhexansulfonsyre) [J, G], PFNA (Perfluornonansyre) [J, G], PFNS (Perfluornonansulfonsyre) [J, G], PFOA (Perfluoroktansyre) [J, G], PFOS (Perfluoroktansulfonsyre) [J, G], PFOSA (Perfluoroktansulfonamid) [J, G], PFPeA (Perfluorpentansyre) [J, G], PFPeS (Perfluorpentansulfonsyre) [J, G], PFTTrDA (Perfluortridekansyre) [J, G], PFTTrDS (Perfluortridekansulfonsyre) [J, G], PFUnDA (Perfluorundecansyre) [J, G], PFUnDS (Perfluorundecansulfonsyre) [J, G], Sum af 4 PFAS (PFHxS, PFNA, PFOA, PFOS) [J, G], Sum af påviste PFAS, 22 stoffer [J, G], Sum PFAS-12 [J, G], Sum PFAS-24 [J, G]
Phenoler	10	2,3-dimethylphenol (2,3 xyleneol) [G], 2,4-dimethylphenol (2-4 xyleneol) [G], 2,5-dimethylphenol [G], 2,6-dimethylphenol [G], 2-methylphenol [G], 3,4-dimethylphenol [G], 3,5-dimethylphenol [G], 3-methylphenol [G], 4-methylphenol [G], Phenol [G]
Andet	17	2-Butanon [J, G], Acetone (2-propanone) [J], Ammonium (NH ₄) [G], Chlorid [G], Cyanid, syreflygtig [J,G] , Cyanid, total [J, G], Dimethyl Sulfid [J, G], Ethyl Acetat [G], Fluorid [G], Total Phosphor [G], Hydrogencarbonat [G], Methyl Acetat [G], Nitrat [G], Nitrit [G], p-Bromofluorobenzen [J, G], Styrene* [J], Sulfat (SO ₄) [G]

*For stofferne arsen, barium, bly, cadmium, chrom, kobber, molybdæn, nikkel og zink er der analyseresultater for både total indhold og feltfiltrerede prøver for opløst indhold. For stofferne kviksølv, selen og strontium er der kun feltfiltrerede analyser.

Ved gennemgangen er der foretaget en frasortering af visse stoffer. Listen med stoffer, der er frasorteret, og årsagen til frasorteringen fremgår af bilag 3.

4. Metode

Med udgangspunkt i de udførte undersøgelser og den indsamlede data er der foretaget en vurdering af, hvorvidt den midlertidige udledning med miljøfarlige forurenende stoffer efter rensning vil kunne medføre en forringelse af tilstanden i Lillebælt eller hindre recipientens målopfyldelse.

Vurdering af vandfasen fremgår af afsnit 6, vurdering af sediment fremgår af afsnit 7, mens vurdering af biota fremgår af afsnit 8.

I de videre vurderinger anvendes beskrivelsen: grænseværdi, som skal forstås som en fælles betegnelse for det enkelte stofs miljøkvalitetskrav, miljøkvalitetskriterium eller PNEC-værdi afhængigt af hvorvidt stoffet har et kvalitetskrav, som fastlagt i BEK nr. 1668 (Miljøministeriet, Retsinformation.dk, 2023), kriterium som fremgår af (Miljøstyrelsen, Mst.dk, 2025)] eller PNEC-værdi fremsøgt på (ECHA, 2025) (ECOTOX, 2025) (Norman, 2025). Dette gør sig gældende for alle vurderinger på tværs af vandfase, sedimentfase og biota.

Databehandling og vurdering af miljøfarlige forurenende stoffer er delt i fire afhængige trin. Metoden bag de enkelte trin fremgår i det følgende:

1. Estimering af udløbskoncentrationen fra renseanlægget ved Himmark Strand og fastlæggelse af forslag til udlederkrav
2. Indhentning af miljøkvalitetskrav, miljøkvalitetskriterier eller PNEC-værdier for stoffer uden miljøkvalitetskrav eller kriterier. I den videre analyse prioriteres for vandfasen stoffer hvor det foreslåede udlederkrav overskrider de anvendte grænseværdier. For sediment prioriteres miljøfarlige forurenende stoffer, der vurderes at have potentiale til at ophobes i sediment.
3. Bestemmelse af i forvejen forekommende koncentrationer (IFFK) i Lillebælt og vurdering af vandområdets kemiske tilstand for det enkelte miljøfarlige stof.
4. Vurdering af påvirkningen i Lillebælt

4.1 Estimering af udløbskoncentration fra renseanlæg ved Himmark strand

Som beskrevet i afsnit 3 er der inden for indsatsområderne udført et omfattende analyseprogram, der har afdækket de potentielle miljøfarlige forurenende stoffer i grund- og havvand, som vil blive ledt til renseanlægget. Renseanlæggets opbygning er beskrevet i afsnit 5.1.1. Ud fra de udvalgte rensemetoder, som er udvalgt ud fra BAT for udledning af større mængder vand med miljøfarlige forurenende stoffer, og under hensyntagen til, hvor følsom recipienten er, er der udført en vurdering af de forventede rensegrader for hver stofgruppe. Disse er anført i bilag 5. På baggrund af den forventede udløbskoncentration er der stillet forslag til udlederkrav for de enkelte stoffer.

4.2 Indhentning af grænseværdier (MKK/VKK/PNEC) mv.

For de stoffer, som er påvist i udløbet, er grænseværdier for marine vandområder bestemt.

Miljøkvalitetskrav er fastsat for prioriterede stoffer inden for EU's vandpolitik samt for nationalspecifikke stoffer i Bekendtgørelse 1668 af 08/12/2025 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand.

For vandfasen er miljøkvalitetskravet fastsat som et generelt miljøkvalitetskrav (krav til årsgennemsnit) samt som en maksimumkoncentration (højeste tilladte koncentration). Bekendtgørelsen indeholder miljøkvalitetskrav for 45 EU-prioriterede stoffer og stofgrupper, og for cirka 130 stoffer eller stofgrupper, der er nationalt udpeget (nationalspecifikke stoffer).

Da der er udført en række lokalitetspecifikke undersøgelser, omfatter analyseprogrammet analyse af flere stoffer end der er fastsat miljøkvalitetskrav for. For stoffer, hvor der ikke findes et miljøkvalitetskrav i bekendtgørelsen, anvendes bedste tilgængelige værdi for kritiske stofkoncentrationer såsom PNEC-værdi eller lignende økotoksikologisk data for stoffet. Der er foretaget en vurdering med udgangspunkt i Miljøstyrelsens FAQ (Miljøstyrelsen, FAQ, 2024) der følger nedenstående prioritering:

1. Forslag til kvalitetskriterium offentliggjort i datablade for det enkelte stof
2. Litteraturangivelser af Predicted No Effect Concentrations (PNEC). PNEC angiver den højeste koncentration i vandmiljøet, hvorved et givent stof ikke forventes at påvirke de vandlevende organismer. PNEC-værdier fastlægges ud fra toksicitetstests på relevante organismer, og tillægges en applikationsfaktor efter mængden af undersøgelser. Applikationsfaktoren er typisk mellem 10 og 1000 og falder med mængden af egnet data og undersøgte trofiske niveauer (fx alger, krebsdyr og fisk).

PNEC-værdier er indhentet fra litteratur og databaser fra anerkendte kilder. Anvendte PNEC-værdier og deres tilhørende reference er angivet for det enkelte stof i bilag 3. Den anvendte grænseværdi sammenholdes med det foreslåede udlederkrav for det enkelte stof.

For enkelte stoffer (dioxiner) er der begrænsede oplysninger om PNEC-værdier og øvrige økotoxikologisk data.

For PFAS-stoffer er miljøkvalitetskrav for PFOS anvendt foruden vandkvalitetskriterierne for summeret koncentration af 24PFAS baseret på PFOA-ækvivalenter jf. Miljøstyrelsens datablad om fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet for per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS).

Det foreslåede udlederkrav fra renseanlægget er sammenholdt med grænseværdier for vandfasen for hvert enkelt stof inden opblanding i recipienten. De enkelte stoffer inddeles i følgende grupper:

1. Stoffer, hvor grænseværdi er overholdt i udledningen fra renseanlægget

Hvis det foreslåede udlederkrav ikke overstiger den anvendte grænseværdi for vandfasen, vurderes udledningen ikke at kunne medføre en forringelse af vandkvaliteten eller hindre målopfyldelse. Da udledningen i sig selv overholder kravene, vil der ikke være behov for at udlægge blandingszone.

2. Stoffer, hvor grænseværdi ikke er overholdt i udledningen fra renseanlægget

For stoffer, hvor udlederkravet overskrider den anvendte grænseværdi for vandfasen, er der i afsnit 6 foretaget en vurdering af, om stofferne vil kunne medføre en forringelse af Lillebælts tilstand og dermed være til hinder for opfyldelse af det fastlagte miljømål.

På baggrund af de forventede udledte koncentrationer er der for stoffer, som vurderes at kunne ophobes i sediment, foretaget en vurdering af koncentrationsstigningen i sediment som følge af udledningen fra renseanlægget.

4.3 I forvejen forekommende koncentrationer i Lillebælt

Den i forvejen forekommende koncentration (herefter IFFK) beskriver den eksisterende koncentration i vandmiljøet (både vand, sediment og biota) af et stof indenfor et givent område. Værdien af IFFK for et givet stof beskriver således den koncentration i vandfasen eller sedimentfasen, der følger af den samlede tilførsel til og fjernelse fra vandområdet af et stof, og herunder også effekter af fordelingen af dette stof mellem vandfase, sediment og organismer.

Tilførsel af stoffer omfatter naturgivne bidrag, der følger af de lokale geologiske og hydrologiske processer for naturligt forekommende stoffer som f.eks. metaller (naturlige baggrundskoncentrationer), og af bidrag som følge af menneskers aktiviteter i oplandet og af direkte udledninger af stoffer til vandområdet.

IFFK beskriver et lokalt baggrunds niveau for vandområdet for en kombineret koncentration, der tager højde for naturlige forekommende stoffer og tilførte koncentrationsniveauer fra lokale kilder samt udveksling af stoffer mellem nærliggende vandområder.

For alle stoffer, hvor udlederkravet overskrider den anvendte grænseværdi, bestemmes den i forvejen forekommende koncentration i vandfasen. For sediment bestemmes den i forvejen forekommende koncentration for alle stoffer, der vurderes at have tendens til ophobning.

Der er udtaget 19 havvandsprøver i Lillebælt til bestemmelse af IFFK for kulbrinter, BTEX'er, klorerede kulbrinter, PFAS-forbindelser og udvalgte metaller.

Derudover er de i forvejen forekommende koncentrationer indhentet ud fra eksisterende målestationer i enten vandområdet (Lillebælt) eller udvidet, hvis datagrundlaget var for spinkelt eller ikke eksisterende. Dataindsamlingen er foretaget ud fra følgende rangering:

1. Havvandsprøver udtaget i området ved udledningspunktet samt i Lillebælt (chlorerede stoffer samt nedbrydningsprodukter, kulbrinter, PFAS og udvalgte metaller). Der er kun udtaget prøver i vandfasen.
2. Målte koncentrationer fra målestationer eller undersøgelser udført inden for vandområde Lillebælt
3. Målte koncentrationer fra målestationer i nærliggende vandområder
4. National søgning for stoffer, der beskriver et forventet generelt niveau for overfladevand i Danmark.

IFFK fastsættes som en middelværdi, der beregnes efter principper beskrevet i (Miljøministeriet, Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplanerne 2021-2027, 2023).

4.4 Beregning af blandingszoner

Der er foretaget beregning af fortyndingen af det udledte vand i Lillebælt ved hjælp af MIKE3. Der er desuden beregnet blandingszoner for det udledte vand ved hjælp af metoden angivet i Miljøprojekt 690/2002 "Udledning af miljøfarlige stoffer med spildevand", bilag G.

Der er nedenfor beregnet blandingszoner efter metoden i Miljøprojekt 690/2002 for de 11 stoffer for hvilke det kan forventes, at miljøkvalitetskravene er i risiko for at være overskredet i det udledte vand. Ved beregningerne er det fundet, at der for vinylchlorid er behov for en blandingszone på 18 m, for p-bromofluorobenzen en blandingszone på 8 m og for cis-1,2-dichlorethen for en blandingszone på 4 m. For de øvrige 8 stoffer er der behov for en blandingszone på under 1 m. Da det således kan forventes, at de nødvendige blandingszoner er meget små for alle stoffer, vil de alle ligge under den grid-afstand på 25 m som anvendes i MIKE3. Usikkerheden i beregninger af fortyndinger i grid under 25 meter er stor, da f.eks. mængder, udledningsmetoder mv. påvirker beregningen, og der kan være variation over tid.

Da MIKE3 modellen i modsætning til Miljøprojekt 690/2002 ikke giver mulighed for beregning af blandingszoner i de forventede størrelser, er det valgt at anvende Miljøprojekt 690/2002 til vurderingen af blandingszoner.

Miljøprojekt 690/2002 angiver, hvordan en blandingszone ved udledning til havet kan beregnes ved hjælp af følgende formel:

$$C_{(x,y)} = \frac{Q \cdot C_0}{H \cdot \sqrt{\pi \cdot D_y \cdot x \cdot u}} \exp\left(-\frac{u \cdot y^2}{4 \cdot D_y \cdot x}\right)$$

Hvor:

$C_{x,y}$ er koncentrationen i punkt (x,y) ($\mu\text{g/l}$)

Q er vandføringen i udledningen (m^3/s)

C_0 er koncentrationen i spildevandet til udledningen ($\mu\text{g/l}$)

D_y er dispersionskoefficienten i y -retningen (m^2/s)

x er afstand målt i strømningsretningen (m)

y er afstand målt på tværs af strømningsretning (m)

u er strømhastigheden i havet (m/s)

H er vanddybden (m)

For udledningen ved Himmarn Strand anvendes ovenstående formel til vurdering af blandingszoner og koncentrationer i udledningen.

Ved de udførte beregninger efter formlen er de anvendte værdier for de enkelte parametre sat konservativt og de beregnede blandingszoner vurderes derfor at være overestimerede. Der er anvendt følgende værdier for de enkelte parametre:

$C_{x,y}$ = den beregnede koncentrationen i punktet x,y ($\mu\text{g/l}$). Denne koncentration + den i forvejen forekommende koncentration, IFFK, må som udgangspunkt ikke overstige miljøkvalitetskravet i blandingszonens rand.

$Q = 0,019 \text{ m}^3/\text{s}$ svarende til $70 \text{ m}^3/\text{t}$ ved rensning med maksimal kapacitet.

C_0 = koncentrationen i udledningen, dvs. udlederkravet ($\mu\text{g/l}$).

$D_y = 0,15$ idet der anvendes diffusionskoefficienten ved Himmarn som angivet i DHIs rapport: Fortynding langs danske kyster. I rapporten er der angivet en diffusion på $>0,15 \text{ m}^2/\text{s}$ ved Himmarn.

x = afstand målt i strømningsretningen (m). Da forureningen hovedsageligt spreder sig i strømningsretningen, angiver x den længste afstand fra udledningspunktet inden opblanding til en given koncentration

$y = 0 \text{ m}$. y sættes i beregningerne lig med 0 for beregning af den længste afstand, x , i blandingszonen.

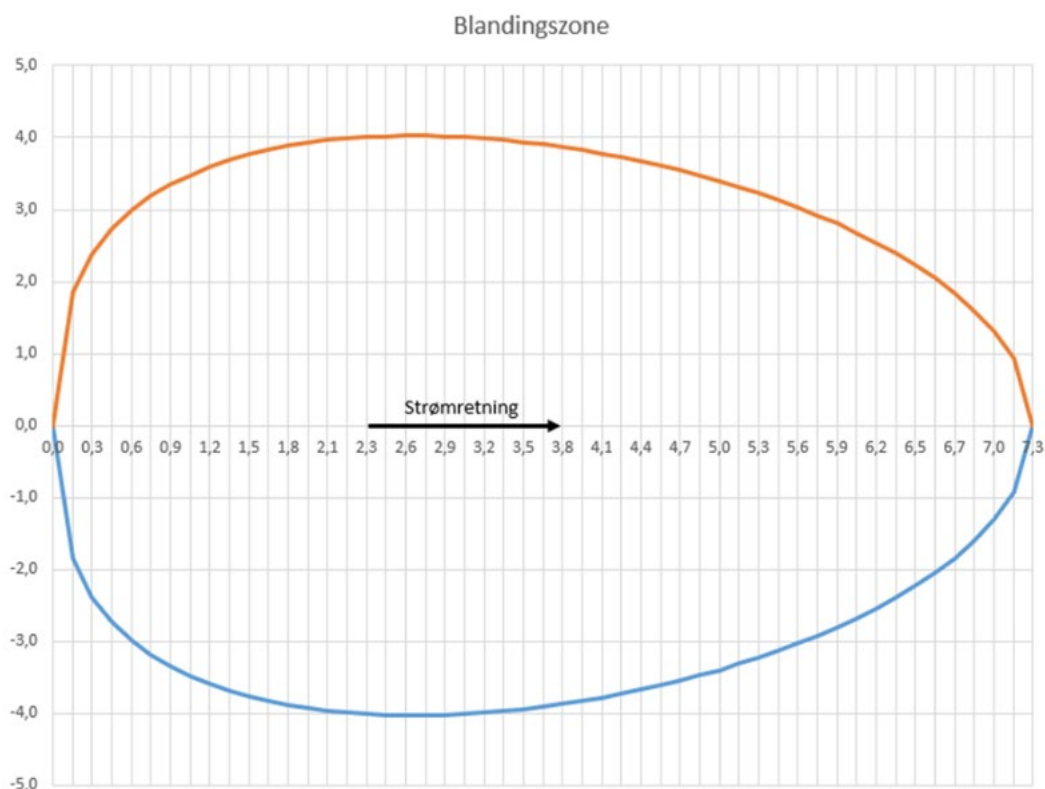
$u = 0,05 \text{ m/s}$ ifølge modelberegninger.

$H = 7,0 \text{ m}$ som er dybden i udledningspunktet. Ved de beregnede, forholdsvis små blandingszoner (se afsnit 6) viser data indhentet i forbindelse med modelarbejdet, at dybden varierer meget lidt i området for udledningspunktet og blandingszonerne.

Metoden i Miljøprojekt 690/2002 og de udførte beregninger vurderes at være konservative på baggrund af de forhold, som er listet nedenfor.

Når der nedenfor henvises til FAQ#xx gælder henvisningen til Miljøstyrelsens "Vejledning til bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til overfladevand og havområder med ofte stillede spørgsmål og svar, offentliggjort 4. april 2025".

1. De udledte koncentrationer er beregnet med den forventede **mindste rensegrad** i renseanlægget og dermed med den forventede højeste udledte koncentration for det enkelte stof. Koncentrationen i blandingszonens rand sammenholdes med de generelle miljøkvalitetskrav. De anvendte koncentrationer er altså højere end den forventede gennemsnitskoncentration på trods af, at det generelle miljøkvalitetskrav er udtrykt som et års gennemsnit (jf. FAQ#9) hvormed den beregnede blandingszone får større udbredelse end den gennemsnitlige blandingszone.
2. Blandingszonen er beregnet med **maksimal vandføring/udledningshastighed** på 70 m³/time i udledningspunktet selv om der gennemsnitligt forventes en vandføring på 35 m³/time.
3. Der er anvendt en **lav dispersionskoefficienten Dy**, hvilket forlænger blandingszonen i x-retningen (strømningsretningen). DHI angiver i "Fortynding langs danske kyster", juni 2006 en diffusionskoefficient i brændingszonen ved Himmark på > 0,15 m²/s. Udledningen fra oprensningen ved Himmark Strand sker 600 m fra land og dermed ikke i brændingszonen. Da dispersionen som regel er større end diffusionen vurderes det dog tilpas konservativt, at anvende den mindst angivne diffusionkoefficient i "Fortynding langs danske kyster" (0,15 m²/s) som dispersionskoefficient ved beregning af blandingszoner.
4. Der er anvendt en **lav strømningshastighed u**, hvilket forlænger blandingszonen i både x- og y-retningen. Hastigheden er valgt på baggrund af modelberegninger, jf. Bilag 7, hvor man på baggrund af data for vandstand og vind har opstillet et middelår med repræsentative forhold. Den anvendte strømningshastighed på 0,05 m/s er den gennemsnitlige strømningshastighed over 14 dage i den roligste måned i middelåret.
5. **Den længste afstand fra udledningspunktet til blandingszonens rand er anvendt som blandingszonens udstrækning**, nemlig afstanden hvor $y=0$, se Figur 16-1 med p-bromofluorobenzen som eksempel. I alle andre punkter er blandingszonens udstrækning mindre. I figur 1 ses blandingszonens udstrækning i meter efter udledning i punkt (0,0) og med strømrretningen i x-aksens retning. X- og Y-aksen angiver afstanden i meter fra udledningspunktet.



Figur 4-1 Blandingszone for udledning af p-bromofluorobenzen ved Himmark Strand, beregnet med formelen i Miljøprojekt 690/2002. Udledningspunktet findes i punkt (0,0). Alle akser angiver længde i meter.

6. Miljøstyrelsen angiver ikke klare retningslinjer for hvordan blandingszonens udstrækning skal måles. Af Miljøstyrelsens tabel med de blandingszoner, som Miljøstyrelsen pr. 26. januar 2026 er underrettet om (<https://mst.dk/media/zqib53lp/blandingszoner-januar-2026.xlsx>), fremgår det, at blandingszonens udstrækning i flere tilfælde er angivet som radius i en cirkel (med udledningspunktet i centrum). Denne angivelse af blandingszonens udbredelse må derfor betragtes som accepteret af Miljøstyrelsen. Beregning af blandingszone med formelen i bilag G i Miljøprojekt 690/2002 sker med antagelse af, at blandingszonen kun udbreder sig i én retning langs x-aksen. **Blandingszonens udbredelse bliver således størst muligt da udledningspunktet ligger i kanten af blandingszonen og ikke i midten af denne** (se figur 1). Da modelberegningerne viser at der ved udledningspunktet er varierende/skiftende strømforhold forventes det, at blandingszonens udstrækning fra udledningspunktet vil være mindre, da blandingszonen i virkeligheden vil fordele sig på x-aksen på begge sider af udledningspunktet.

Forhold til Miljøstyrelsens vejledning

FAQ#68 henviser til Miljøprojekt 690/2002 i forbindelse med blandingszoner. Formlen i bilag G til Miljøprojekt 690/2002 må anses som en simpel, konservativ model til beregning af blandingszoner som beskrevet i FAQ#68.

FAQ#68 angiver, at mere avancerede modeller kan være relevante at inddrage, hvis udledningens påvirkning af overfladevandet baseret på den konservative beregning er uacceptabel.

De simple, konservative beregninger af blandingszoner ved Himmark Strand vurderes ikke at vise uacceptable påvirkninger af overfladevandet.

Beregningerne er udført konservativt idet der er anvendt:

- 1) Den mindste rensegrad for renseanlægget
- 2) Maksimal udledningshastighed
- 3) Lav dispersionskoefficient.
- 4) Lav strømningshastighed.
- 5) Den længste udbredelse af den beregnede blandingszone.

FAQ#68 angiver desuden, at de varierende strømforhold i marine overfladevande skal beskrives og indgå i beregninger af fortyndingen indenfor en blandingszone.

Som beskrevet i punkt 6 ovenfor vurderes det, at medtagelse af de varierende strømforhold i Lillebælt vil føre til en mindre blandingszone (beregnet som den største afstand fra udledningsspunktet til blandingszonens rand). Der er desuden valgt en lav strømhastighed fra modelberegningerne, hvorfor det vurderes, at beregningerne efter Miljøprojekt 690/2002 er mindst lige så konservativ, som beregning via en model med beskrivelse af de varierende strømforhold.

4.4.1 I forvejen forekommende koncentrationer i vandfasen overholder grænseværdi For miljøfarlige forurenende stoffer, hvor den i forvejen forekommende koncentration er under den anvendte grænseværdi, er der beregnet en blandingszone og i blandingszonens rand er den resulterende koncentration inkl. IFFK under eller lig med den anvendte grænseværdi. Uden for denne udbredelse vil udledningen ikke påvirke opfyldelse af relevante grænseværdier.

4.4.2 I forvejen forekommende koncentration overskrider den anvendte grænseværdi i vandfasen

For miljøfarlige stoffer, der i forvejen findes i vandområdet i koncentrationer højere end den anvendte grænseværdi angiver Miljøstyrelsens FAQ #43 en procedure for at undersøge om udledningen udgør en risiko for forringelse eller hindring af målopfyldelse.

Proceduren indeholder tre kriterier, der alle skal være opfyldt for at et stof kan udledes i den vurderede koncentration.

- Udledningen må i sig selv ikke medføre en overskridelse af miljøkvalitetskravet i blandingszonens rand. Til beregning heraf skal der ikke inddrages den i forvejen forekommende koncentration
- Det skal ved beregning sikres, at udledningen ikke medfører en målbar koncentrationsstigning i et repræsentativt målepunkt
- Udledningen skal medføre en koncentrationsstigning på mindst muligt og højst 5% af værdien af stoffets generelle grænseværdi for vand beregnet i randen af en blandingszone

I dette projekt er en af statens NOVANA-målestationer valgt som det repræsentative punkt. Den nærmeste målestation, som anvendes for kystvandet er: 95660001 (vandkemi), der ligger ca. 8 km syd for udledningsspunktet. Statens målestationer er anlagt med det formål at beskrive den generelle tilstand i recipienten, og vurderes dermed at være repræsentativt for kystvandet. Samtidig er målestationen anlagt, så der ikke er direkte punktkilder der påvirker målingerne i punktet, men at det udelukkende er den generelle tilstand i kystvandet der afspejles. Da det valgte repræsentative målepunkt ligger mere end 1 km fra udledningsspunktet er det valgt at antage, at hvis udledningens koncentrationsstigning ikke er målbar 1.000 m fra udledningen, vil den heller ikke

være målbar ved nærmeste målestation. Det vurderes, at 1.000 m fra udledningspunktet kan anvendes som repræsentativ afstand for at afgøre, hvorvidt udledningen udgør en koncentrationsstigning. Der ligger ikke jf. miljøgis nogen øvrige punktkilder inden for 1.000 m, som ville kunne påvirke tilstanden i recipienten. 1.000 m vurderes således at være uden for nuværende fortyndingszone for eksisterende jordforurening, samt i tilstrækkelig nærhed til udledningspunktet, for at sikre, at det er repræsentativt for vandområdet ud fra Himmark og generelt Lillebælts tilstand.

4.5 Vurdering af sedimentpåvirkning

Miljøstyrelsens FAQ #51 beskriver at en gennemsnitlig årlig koncentrationsstigning i sediment som følge af en udledning maksimalt må udgøre 5 % af grænseværdien, for at kunne betragtes som værende uvæsentlig.

Hvis grænseværdien for sediment i forvejen er overskredet beskriver Miljøstyrelsens FAQ #43, at

- Udledningen i sig selv ikke må medføre en overskridelse af miljøkvalitetskravet i sediment
- Det ved beregning skal sikres, at udledningen ikke medfører en målbar koncentrationsstigning i et repræsentativt målepunkt
- Udledningen skal medføre en koncentrationsstigning på mindst muligt og højst 1% af værdien af stoffets grænseværdi for sediment

4.6 Vurdering af biota

For at vurdere, om grænseværdien for biota er overholdt, og om der sker en væsentlig stigning af stofindhold i biota som følge af udledningen, er IFFK i biota sammenlignet med grænseværdien for biota. Derudover er Miljøstyrelsens datablade for stofferne gennemgået for at afklare, om MKK for vand også tager hensyn til biota, herunder humant konsum og sekundær forgiftning.

5. BAT (Bedst tilgængelig teknik)

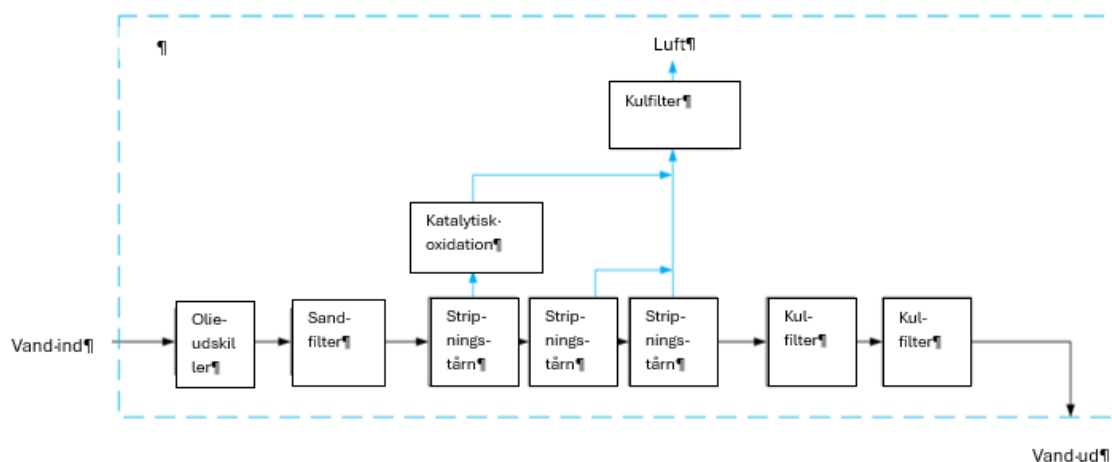
I bilag 6 er der redegjort for overvejelser vedr. BAT for rensning af det oppumpede grundvand samt havvand.

Der er fokus på den primære forurening med chlorede opløsningsmidler, BTEX og kulbrinter samt metaller og PFAS, da de er fundet i koncentrationer over de anvendte grænseværdier.

De primære forureningsstoffer i vandet er chlorede stoffer samt nedbrydningsprodukter, BTEX og kulbrinter, hvor vinylklorid er vurderet at være dimensionsgivende for renseløsningen.

Det er Rambølls vurdering, at et renseanlæg (GWTP) bestående af en multi-stripning vil være den bedst egnede renseteknologi til rensning af de 400.000 m³ forurenede vand. GWTP er vurderet at skulle have en maksimal kapacitet på 70 m³/time og en gennemsnitskapacitet på 34,8 m³/time med en driftsperiode på ca. 480 dage.

Rensningen vil foregå igennem en af to ens enheder (se Figur 5-1) bestående af en forbehandling til fjernelse af jern (sandfilter), 3 strippertårne og 2 aktive kulfiltre. Afgangsluften renses ved aktiv kulfiltrering. Katalytisk oxidation er tilføjet som indledende rensetrin.



Figur 5-1– Principdiagram for vandrensningsanlægget (GWTP). Trin 1 er Buffer (olieudskiller) og Iron removal trin 2 (sandfang). Trin 3 er de tre strippertårne med katalytisk oxidation og rensning af luft med aktiv kul. Trin 4 er de afsluttende to aktive kulfiltre.

5.1.1 Uddybende beskrivelse af vandrensningsanlægget

Afværgeprojektet kræver rensning af store mængder vand – i alt ca. 400.000 m³ bestående af både grundvand efter fjernelse af fri fase, havvand, grundvand fra havbunden, regnvand osv., se bilag 5. I det følgende er beskrevet et design af rensningsanlægget, som lever op til BAT. Anlægget og processerne er nærmere beskrevet i bilag 5. På basis af dette anlæg er der opstillet forslag til udlederkrav for det rensede vand. I bilag 5 ses en tabel, som viser de forventede koncentrationer i det forurenede vand, der skal renses, forslag til udlederkrav og de forventede minimum rensningsgrader. For stoffer der ikke er påvist eller analyseret i enten havvand eller grundvand er der ikke opstillet udlederkrav. Det maksimale udlederkrav er sat med et tillæg på 50% i forhold til udlederkravet.

Da der skal renses meget vand i nogle perioder (ved tørpumpning af arealer, der skal afgraves) og mindre i andre perioder (ved tørholdelse, når grundvandsstanden er sænket), og da der vil være stor forskel på forureningsgraden af vandet, der skal renses, opbygges rensningsanlægget med to parallelle serier af rensmoduler med hver 35 m³/t hydraulisk kapacitet.

Procesbeskrivelse

Første trin i begge rensmoduler er, at lede vandet gennem et sandfang og olieudskiller for at lade sandet sedimentere og fjerne evt. resterende fri fase forurening, som er påvist i en række boringer i indsatsområderne. Sandfang og udskiller tømmer efter behov og materialet bortskaffes efter gældende lovgivning. I den første fase, hvor vandet ledes gennem sandfanget, vil der ske en rensning for de metaller, der er bundet til jorden. Opløste metaller vil dog ikke blive tilbageholdt.

I andet trin pumpes vandet gennem et sandfilter, hvor jern, mangan og evt. partikulært materiale frafiltreres. Sandfilteret vil også have en vis effekt overfor andre komponenter, f.eks. arsen, som kan medudfælde med de jernoxiderne, som er naturligt til stede i vandet. Der kan anvendes åbne filtre eller trykfiltre. Filtrene kan anvendes i serie eller parallelt. Der kræves yderligere to tanke til

hhv. rent vand og skyllevand/bundfældning af slam til hvert rensemødule. Vandet bruges til retur-skylning af filtre. Sedimenteret slam bortskaffes, mens vand fra skylletanken sendes retur i systemet.

På grund af det meget høje indhold af organiske forureningskomponenter og specielt vinylklorid, som er problematisk at rense med aktivt kul, skal der i renseserien efter sandfiltrene indsættes en proces til væsentlig nedbringelse af indholdet af vinylklorid og en reduktion af de øvrige organiske komponenter for at spare på kulforbruget i sidste trin.

Til fjernelse af de høje koncentrationer af organiske forureningskomponenter, herunder vinylklorid, skal der indsættes et rensetrin med luftstripping (afgasning af flygtige komponenter til luftfasen) med efterfølgende katalytisk oxidation (nedbrydning af de flygtige komponenter) og opsamling på aktivt kul (luftkul). Dialog med en leverandør i Holland har bekræftet at et sådan anlæg kan lejes til projektet.

Luftstripping er en generelt accepteret metode til fjernelse af flygtige organiske stoffer, herunder vinylklorid, fra vand, men genererer en afgangsgasstrøm, der indeholder de forurenende stoffer, der skal behandles for at overholde relevante luftemissionskrav. Afkastet bliver rensed og der er, af hensyn til human eksponering, opsat kriterier for maksimal udledning til luften, jf. miljøkonsekvensrapporten. Det vurderes at bidraget fra afkastet er af minimal betydning i forhold til den påvirkning der vil komme fra udledningen af vand fra rensaanlægget.

På grund af den dårlige fjernelse af vinylklorid på aktivt kul i luftfasen, vil behandling af den fulde luftstrøm med aktivt kul ikke være økonomisk gennemførlig (vinylkloridfjernelse er ca. 20 gange lavere end for benzen). Et system med tretrins strippingstårne med termisk luftbehandling for det første tårn og aktiv kulluftbehandling for de efterfølgende tårne, som illustreret i Figur 7-1. Hovedparten af de flygtige organiske stoffer fjernes i det første tårn og afgangsgassen behandles ved hjælp af et katalytisk termisk oxidationssystem, komplet med en kaustisk gasscrubber for at neutralisere eventuelle sure gasser, der kan dannes på grund af ødelæggelsen af chlorerede organiske forbindelser. Den første stripper skal anvende et relativt lavt luft-vandforhold, som begrænser mængden af luft, der skal behandles. Et aktivt kulsystem er nødvendigt for at behandle afgangsgassen fra de alle strippingstårne. Kulsystemet bruger to kulfiltre i serie, det andet filter giver behandlingsredundans i tilfælde af, at det første filter er mættet.

Sidste trin, trin 3, i den foreslåede proces er rensning af vandet gennem kulfiltre. Det aktive kul i filtrene anvendes til fjernelse (sorption) af de tilbageværende forureningskomponenter. Der installeres to filtre i serie for hver rensemødule, hvorved det ved monitoring mellem filtrene kan afgøres, hvornår der er gennembrud af forurening på det første filter. Når dette gennembrud observeres, skiftes kul i det første filter, og rækkefølgen af filtrene ændres. Herved sikres, at der hele tiden er tilstrækkelig rensningskapacitet. Kullene udskiftes og bortskaffes efter behov.

Et principdiagram for rensetrinnene i de to lejeaanlæg er vist i Figur 5-1– Principdiagram for vandrensningsanlægget (GWTP). Trin 1 er Buffer (olieudskiller) og Iron removal trin 2 (sandfang). Trin 3 er de tre strippertårne med katalytisk oxidation og rensning af luft med aktiv kul. Trin 4 er de afsluttende to aktive kulfiltre.

Generelt gælder for ovenstående beskrevne renseteknikker, at de skal installeres med en vis overkapacitet, både af hensyn til eventuelt behov for at øge kapaciteten i perioder, men primært for at sikre tilstrækkelig opholdstid i de enkelte trin, hvilket vil sikre den bedste rensning af vandet, inden det udledes.

5.2 Koncentrationer i udledningen sammenholdes med grænseværdier

Der er ved beregning estimeret en forventet udløbskoncentration for alle de miljøfarlige forurenende stoffer, der er målt i enten grundvand, jord, luft eller havvand ud for eller i indsatsområderne.

Stofkoncentrationerne er beregnet efter metoden beskrevet i afsnit 4.1, med udgangspunkt i målte koncentrationer, der evt. er korrigeret til porevandskoncentrationer. For den gennemsnitlige udløbskoncentration er anvendt middelværdier iht. Miljøstyrelsens FAQ #53. Der er regnet med middelværdierne for indløbsvandet til renseanlægget.

Data, der repræsenterer hotspot for forureningen, der afgraves og bortskaffes til godkendt modtager (læs: vand fra hotspot, som opsamles og bortskaffes på anden vis), anvendes ikke i de udførte middel- og maks. Da denne fraktion afgraves og håndteres på anden vis, sikres det, at renseanlægget ikke tilledes signifikant forhøjede værdier i forhold til en gennemsnitlig driftssituation. Beskrivelse af fjernelse af fri fase fremgår af afsnit 1.2

Udløbskoncentrationen er estimeret på baggrund af forventede min og max rensegrader. Forslag til generelle udlederkrav er sat som indløbskoncentrationen ganget med min rensegrad.

Udløbskoncentrationer, anvendte grænseværdier og beregnede rensegrader er for alle stoffer vist i bilag 5.

Udløbskoncentrationer er sammenholdt med de anvendte grænseværdier for det enkelte stof. Ved vurdering af udledning anvendes for metaller det totale indhold, idet det konservativt antages at alt metal forekommer på opløst form.

Der er evalueret for 200 stoffer. For visse stoffer er der i datasættet mindre end 10% af alle målinger over analysemetodens detektionsgrænse, hvorfor det ikke er muligt at beregne en middelværdi. I disse tilfælde er gennemsnitsværdien anført som " $< LOD$ ". For stoffer hvor detektionsgrænsen er mindre end den anvendte grænseværdi foretages der ikke yderligere vurderinger, mens der for stoffer hvor detektionsgrænsen overskrider den anvendte grænseværdi foretages en teoretisk beregning af den maksimale forventede koncentration i recipienten.

Af de vurderede stoffer udledes hovedparten af stofferne i lavere koncentration end stoffets generelle grænseværdi. Udledningen af stofferne vil derfor ikke kunne medføre en forringelse af overfladevandområdet tilstand i vandfasen, og vil ikke kunne hindre opfyldelse af de fastlagte miljømål, idet udledningen i sig selv overholder miljøkvalitetskravene inden opblanding med havvand.

For de resterende stoffer overskrider den beregnede udløbskoncentration stoffets generelle grænseværdi.

6. Vurdering af om udledningen medfører en tilstandsændring i vandfasen

6.1 I forvejen forekommende koncentrationer i vandfasen

De i forvejen forekommende koncentrationer i vandfasen er indhentet dels via opslag i kemidata.dk (Kemidata, 2025) og for enkelte stofgrupper (chlorerede stoffer samt nedbrydningsprodukter og BTEX'er) er der udtaget havvandsprøver i Lillebælt i en afstand af lokaliteten, der vurderes ikke at være påvirket af forureningsfanen. Nærmere beskrivelse findes i Bilag 4. Ved bestemmelse af den i forvejen forekommende koncentration er for stoffer, hvor gennemsnittet af de

i forvejen forekommende koncentrationer ligger under kvantifikationsgrænsen anvende kvantifikationsgrænsen som i forvejen forekommende koncentration. Hvis kvantifikationsgrænsen er højere end græneværdien er dog anvendt den halve kvantifikationsgrænse som i forvejen forekommende koncentration.

Som anført i afsnit 5 renses afgangsluften ved aktiv kulfiltrering. Katalytisk oxidation er tilføjet som indledende rensetrin. Det vurderes derfor at luftbidraget fra renseanlægget er meget minimalt og medtages derfor ikke i beregningerne.

6.2 Vurdering af stoffer hvor IFFK ikke overskrider anvendte grænseværdi

For de miljøfarlige stoffer, der overskrider grænseværdien i udledningen, og enten ikke er detekteret i Lillebælt eller hvor den i forvejen forekommende koncentration er under grænseværdien, er der foretaget en vurdering af, om udledningen vil kunne medføre en forringelse af vandområdet efter Indsatsbekendtgørelsens § 8 (Miljøministeriet, Retsinformation, 2023).

Vurderingen er foretaget ved beregning af størrelsen af den blandingszone for hvert stof, som er nødvendig for at grænseværdien overholdes i blandingszonens rand. Beregning af blandingszoner er beskrevet i afsnit 4.4. Blandingszonen er beregnet under antagelse af, at den udledte koncentration er lig med udlederkravet som beskrevet i bilag 5. Uden for blandingszonen vil udledningen ikke påvirke opfyldelse af relevante miljøkvalitetskrav og udledningen vil derfor ikke medføre en forringelse af vandområdet som helhed.

Beregning af den nødvendige blandingszone for stoffer, hvor den i forvejen forekommende koncentration ikke overskrider grænseværdien eller ikke er detekteret i Lillebælt ses i Tabel 6-1. I tabellen angiver EXP og SQRT formlens elementer som vist nedenfor.

$$C(x,y) = \frac{Q \cdot C_0}{H \cdot \sqrt{\pi \cdot D_y \cdot x \cdot u}} \exp\left(-\frac{u \cdot y^2}{4 \cdot D_y \cdot x}\right)$$

SQRT
EXP

For p-bromofluorobenzen er der ikke fundet nogle i forvejen forekommende koncentration. Stoffet vurderes ikke at findes i danske vandområder og det er derfor vurderet tilpas konservativt at sætte den i forvejen forekommende koncentration til 0,1 gange grænseværdien.

Tabel 6-1. Beregning af blandingszoner for stoffer, hvor IFFK ikke overskrider grænseværdien eller er detekteret i Lillebælt.

Udledning Himmark	Cis-1,2-dichlorethen	Tetrachlorethen	Trichlorethen	Vinylchlorid	Barium	Kobolt	Selen	p-bromofluorobenzen	Naphthalen
Miljøkvalitetskrav, generelt µg/l	0,68	10	10	0,05	55,8	1,78	0,58	0,45	2
Krav hvis IFFK > MKK, generelt µg/l									
Q m ³ /s	0,019	0,019	0,019	0,019	0,019	0,019	0,019	0,019	0,019
Co = udlederkrav µg/l	68,2	31,4	54,8	5,9	182,1	2,4	0,94	62,02	3,08
Dy m ² /s	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
x m	4	1	1	18	1	1	1	8	1
y m	0	0	0	0	0	0	0	0	0
u m/s	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
H m	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Nødvendig fortynding F	110	3	6	295	5	9	4	153	2
EXP	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1/F	0,009	0,018	0,018	0,004	0,018	0,018	0,018	0,006	0,018
Fortynding i blandingszonens rand	113	57	57	240	57	57	57	160	57
SQRT	0,307	0,153	0,153	0,651	0,153	0,153	0,153	0,434	0,153
Cxy beregnet efter fortynding	0,603	0,555	0,969	0,025	3,220	0,042	0,017	0,388	0,054
IFFK	0,06	0,06	0,06	0,030	17,45	1,5	0,360	0,045	0,030
Cxy + IFFK	0,663	0,615	1,029	0,05	20,670	1,542	0,377	0,433	0,1

Som det fremgår af Tabel 6-1, vil der være behov for en blandingszone på 18 m for vinylchlorid, på 4 m for cis-1,2-dichlorethen og 8 m for p-bromofluorobenzen. For de øvrige stoffer vil opblanding til grænseværdien ske inden for mindre end 1 m fra udledningpunktet. Der vurderes derfor ikke at være behov for at udlægge blandingszone for disse stoffer, da grænseværdien er overholdt lige ved udledningpunktet.

6.3 Vurdering af stoffer hvor IFFK overskrider den anvendte grænseværdi

For arsen og 3,5-dimethylphenol overskrides grænseværdien i udledningen samtidig med at den i forvejen forekommende koncentration er overskredet i Lillebælt. For disse stoffer er der foretaget en beregning af størrelsen af den blandingszone for hvert stof, som er nødvendig for at den i forvejen forekommende koncentration stiger med maksimalt 5% af grænseværdien i blandingszonens rand, se Tabel 6-2.

Tabel 6-2 Beregning af blandingszoner for stoffer, hvor IFFK overskrider grænseværdien.

Udledning Himmark		Arsen	3,5-dimethylphenol
Miljøkvalitetskrav, generelt	µg/l	1,6	0,032
Krav hvis IFFK ≥ MKK, generelt	µg/l	2,14	0,0716
Q	m ³ /s	0,019	0,019
Co = udlederkrav	µg/l	1,8	0,037
Dy	m ² /s	0,15	0,15
x	m	1	1
y	m	0	0
u	m/s	0,05	0,05
H	m	7	7
Nødvendig fortynding F		23	23
EXP		1,000	1,000
1/F		0,018	0,018
Fortynding i blandingszonens rand		57	57
SQRT		0,153	0,153
Cxy beregnet efter fortynding		0,031829	0,001
IFFK		2,06	0,070
Cxy + IFFK		2,092	0,0707

Af Tabel 6-2 ses det at for arsen og 3,5-dimethylphenol vil opblanding til en koncentrationsstigning på maksimalt 5% af grænseværdien ske inden for mindre end 1 m fra udledningpunktet.

Til vurdering af, at udledningen ikke udgør en væsentlig kilde, er der i Tabel 6-3 foretaget beregning af, om udledningen i sig selv, uden inddragelse af den i forvejen forekommende koncentration, overskrider grænseværdien i blandingszonens rand. I Tabel 6-3 er den i forvejen forekommende koncentration således sat lig med 0.

Tabel 6-3 Beregningen af, om udledningen i sig selv udgør en væsentlig kilde.

Udledning Himmark		Arsen	3,5-dimethylphenol
Miljøkvalitetskrav, generelt	µg/l	1,6	0,032
Krav hvis IFFK > MKK, generelt	µg/l		
Q	m ³ /s	0,019	0,019
Co	µg/l	1,8	0,037
Dy	m ² /s	0,15	0,15
x	m	1	1
y	m	0	0
u	m/s	0,05	0,05
H	m	7	7
F nødvendig		1	1
EXP		1,000	1,000
1/F		0,018	0,018
F		57	57
SQRT		0,153	0,153
Cxy beregnet efter fortynding		0,031829	0,001
IFFK = 0		0	0
Cxy + IFFK		0,032	0,0007

Af Tabel 6-3 ses det, at udledningen i sig selv, uden inddragelse af den i forvejen forekommende koncentration, ikke medfører overskridelse af grænseværdien i blandingszonens rand.

Til vurdering af, om udledningen vil kunne udgøre en forringelse af vandområdet, er der i Tabel 6-4 foretaget beregning af, om udledningen medfører en målbar koncentrationsstigning i et repræsentativt punkt, defineret som 1000 m fra udledningen jf. afsnit 4.4.2. I Tabel 6-4 er afstanden x fra udledningspunktet således sat lig med 1000 m.

Tabel 6-4 Beregning af, om der sker en målbar koncentrationsstigning i et repræsentativt punkt.

Udledning Himmark		Arsen	3,5-dimethylphenol
Miljøkvalitetskrav, generelt	µg/l	1,6	0,032
Krav hvis IFFK > MKK, generelt	µg/l	2,14	0,0716
Q	m ³ /s	0,019	0,019
Co	µg/l	1,8	0,037
Dy	m ² /s	0,15	0,15
x = 1000	m	1000	1000
y	m	0	0
u	m/s	0,05	0,05
H	m	7	7
F nødvendig		23	23
EXP		1,000	1,000
1/F		0,001	0,001
F		1788	1788
SQRT		4,854	4,854
Cxy beregnet efter fortynding = konc. stigning		0,0	0,000
IFFK		2,06	0,070
Cxy + IFFK		2,06	0,070

Af Tabel 6-4 ses det, at der 1000 m fra udledningspunktet ikke kan ses en koncentrationsstigning på det sidste betydende ciffer i grænseværdien hvorfor stigningen ikke vurderes at være målbar.

Af ovenstående beregninger ses det, at selv om den i forvejen forekommende koncentration overstiger grænseværdien for arsen og 3,5-dimethylphenol, kræves der en blandingszone på mindre end 1 m for at koncentrationsstigningen i randen af blandingszonen maksimalt udgør 5% af grænseværdien. Samtidig vil udledningen i sig selv, uden inddragelse af den i forvejen forekommende koncentration, ikke medføre overskridelse af grænseværdien i blandingszonens rand ligesom koncentrationsstigningen ikke vil være målbar i et repræsentativt punkt 1000 m fra udledningspunktet.

6.3.1 Vedrørende PFAS og dioxiner

For PFAS-stofferne og dioxiner gælder, at detektionsgrænsen er meget højere end grænseværdien - ca. 1500 gange højere for PFOS og ca. 5200 gange for dioxiner. Det har derfor ikke været muligt at bestemme i forvejen forekommende koncentrationer for disse stoffer.

For dioxiner gælder desuden, at den fremsøgte PNEC-værdi er meget lav og at der er beregnet en flux i udledningspunktet på 1,22 mg/år for 1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD. For de øvrige dioxiner er fluxen i udledningspunktet mindre end 0,4 mg/år.

For PFOS er der, jf. bilag 8, beregnet en flux i udledningspunktet på henholdsvis 0,86 g/år ved minimum rensegrad og 0,25 g/år ved maksimal rensegrad. For sum af 22 PFAS-stoffer er de tilsvarende tal 1,7 g/år ved minimum rensegrad og 0,48 g/år ved maksimal rensegrad.

Da udledningen forventes at pågå i 1,5 år vil det således være meget små mængder dioxiner og PFAS-stoffer som udledes til Lillebælt.

6.4 Vurdering af stoffer, hvor der ikke findes et generelt miljøkvalitetskrav

For kviksølv er der alene fastsat et maksimum miljøkvalitetskrav for vandfasen, og ikke et generelt miljøkvalitetskrav. Der er ikke påvist indhold af kviksølv i de analyserede grundvandsprøver over detektionsgrænsen, hvorfor der ikke er foretaget yderligere vurderinger af kviksølv i forhold til påvirkningen af recipienten, da udledningen ikke vurderes at medføre et betydeligt bidrag af stoffet.

6.5 Sammenfatning i forhold til påvirkning af vandfasen

På baggrund af de foreslåede udlederkrav, der er baseret på minimumsrensegraden for de enkelte stoffer, er der beregnet de nødvendige blandingszoner for de stoffer, hvor udlederkravet overstiger grænseværdien. De berenede blandingszoner ligger mellem mindre end 1 m til maksimalt 18 m.

De nødvendige blandingszoners størrelse vurderes ikke at medføre en forringet miljøkvalitet i området ved udledningen.

7. Vurdering af om udledningen medfører en tilstandsændring i sediment

For de stoffer, som vurderes at have potentiale til at kunne ophobes i sediment, indhentes oplysninger om IFFK i sediment.

Stoffernes evne til at blive opkoncentreret i sedimentet er vurderet ud fra stoffernes fordelingskoefficient mellem vand og oktanol, log Kow. Denne er relateret til fordelingskoefficienten mellem vand og jord, Kd eller Kp, og er ofte tilgængelig fra laboratoriestudier. Stoffe med en log Kow værdi på >3 vurderes at ville opkoncentreres i sediment over tid jf. Miljøstyrelsen FAQ #49 (Miljøstyrelsen, FAQ, 2024). For tungmetallerne er antaget lineær sorption, og log Kp-, eller kd-værdier er anvendt til vurdering af risiko for ophobning i sediment. Ved $K_p > 1$ eller $K_d > 1$ vurderes stoffet at ville ophobes i sediment. De enkelte stoffers fordelingskoefficienter fremgår af bilag 3, hvor kilden til denne også fremgår.

Der er for alle stoffer, som vurderes at have potentiale for at kunne ophobes i sedimentet, fastlagt den i forvejen forekommende koncentration i sedimentet i Lillebælt, som fremgår af bilag 4.

Kort opsummeret vurderes følgende stoffer at kunne ophobes i sedimentet:

- Dioxiner
- 1,2,3-Trichlorobenzene (kun analyseret i jord, ikke påvist)
- 1,2,4-Trichlorobenzene (kun analyseret i jord, ikke påvist)
- 1,2-Dichlorobenzene
- 1,3-Dichlorobenzene (kun analyseret i jord, ikke påvist)
- 1,4-Dichlorobenzene (kun analyseret i jord, ikke påvist)
- 1-chlornaphthalen (ikke påvist i jord eller vand)
- 2-chlornaphthalen (ikke påvist i jord eller vand)
- 2,3,4,6-tetrachlorphenol
- 2,4,6-trichlorphenol (ikke påvist)
- 6-chlor-2-methylphenol (kun analyseret i vand, ikke påvist)
- Pentachlorphenol
- 1,2,4-Trimethylbenzene (kun analyseret i jord, ikke påvist)
- 1,3,5-Trimethylbenzene (kun analyseret i jord, ikke påvist)
- Metaller (arsen, barium, bly, chrom, kobber, kobolt, molybdæn, nikkel, selen, sølv)
- PAH-forbindelser (Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Benz(a)anthracen, Benzo(a)pyren, Benzo(b+j+k)fluoranthren, Benzo(g,h,i)perylene, Chrysen/ Triphenylen, Dibenz(a,h)anthracen, Fluoranthren, Fluoren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Naphthalen, Phenanthren, Pyren)
- Pesticid (2,6-DCPP, MCPA, MCPP) (ikke påvist)

Stoffer, hvor der ikke er påvist indhold i jord eller grundvandsprøver udgår af sedimentberegningerne.

7.1 Resulterende koncentrationer i sediment

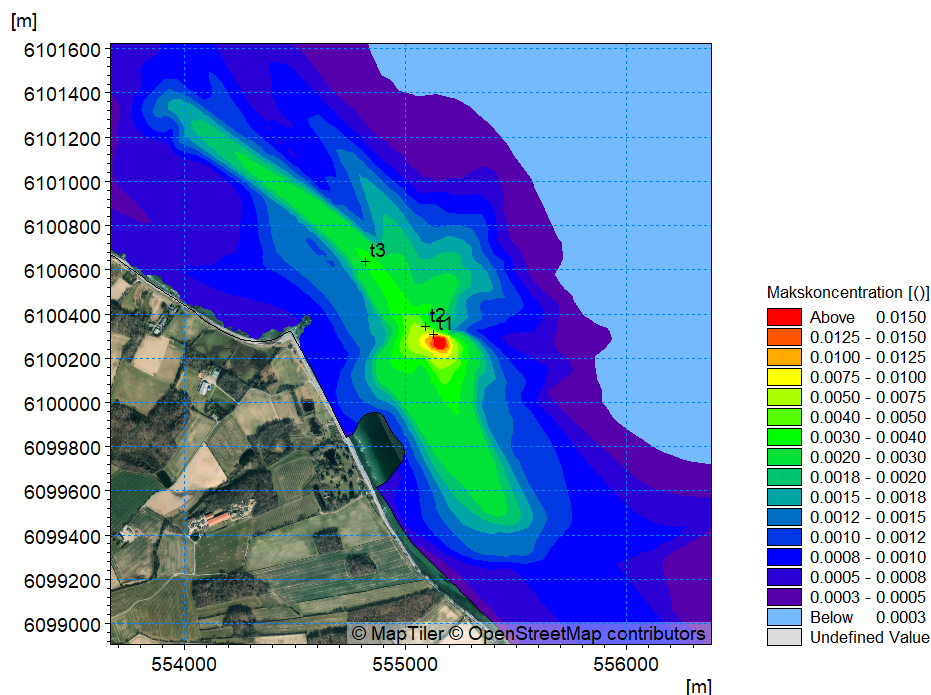
Som tidligere beskrevet vurderes det, at langt størstedelen af stofferne i udledningen har risiko for at ophobes i sediment. På baggrund heraf er koncentrationsstigningen i sediment for alle disse stoffer beregnet på baggrund af den årlige udledte stofmængde.

Ved beregningerne er det konservativt antaget, at alt stof i udledningen akkumuleres i sediment. For metaller er der desuden foretaget beregninger med totalindholdet af metal.

Der er for udledningen beregnet en flux for alle stofferne baseret på den samlede forventede mængde til udledning. Det betyder, at der er foretaget en vurdering af fluxen for al oppumpet grundvand samt al havvand fra inddæmningen.

Fra udløbsledningen vurderes det, at stof transporteres og ophobes i vandområdet, nord – og syd for udledningspunktet, da den dominerende strømretning er nord-sydgående (kystparallel). Det skal bemærkes, at den nordgående strøm er fremherskende, se bilag 7.

Det vurderes, at stofferne primært vil være på opløst form efter udledning fra renseanlægget. Det kan ikke udelukkes, at enkelte stoffer transporteres i større afstand fra udledningspunktet. Der er beregnet en forventet koncentrationstigning inden for et areal på ca. 2.000.000 m², hvilket vurderes at være inden for arealet, hvor spredningen af udledningen forventes jf. nedenstående figur.



Figur 7-1. Maks koncentration for udledning af vandmængder på 70 m³/t med en påført koncentration på 1 enhed/m³.

Den anvendte tørstofprocent er middelværdien påvist i de udtagne sedimentprøver, der vurderes at være repræsentativ for hele vandområdet.

De resulterende koncentrationer i sediment er beregnet ud fra de beregnede flux efter udledningen af de enkelte parametre. Beregningen er foretaget ud fra middelværdien af flux for hhv. min og max rensegrader og parametrene angivet i Tabel 7-1.

Tabel 7-1. Parametre anvendt til beregning af koncentrationstigninger i sediment.

Parameter	Enhed	Udledning fra renseanlægget
Massefylde sediment	Kg/m ³	1700 (sandede materialer)
Tørstofprocent	%	80%
Påvirket areal	m ²	2.000.000
Påvirket dybde	m	0,05

Af Tabel 7-2 fremgår beregningerne af de resulterende koncentrationer i sediment.

For de af stofferne (PAH'erne), der har en grænseværdi afhængig af mængde af organisk kulstof procent i sediment, er der anvendt en standardværdi på 5 %.

Alle grænseværdier opstilles ud fra et større litteraturstudie for det enkelte stof, og reflekterer således Miljøstyrelsens nyeste viden om stoffets toksicitet og persistens i miljøet.

I bilag 8 er der foretaget beregning af den årlige flux efter rensning for visse stoffer. Med udgangspunkt i den gennemsnitlige flux (gennemsnit mellem min og max rensningsgrad). PAH'erne er ikke medtaget i bilag 8, men beregningen af fluxen er foretaget tilsvarende beskrivelsen i bilag 8.

For dioxiderne er der ikke et miljøkvalitetskrav for sediment. Der er fundet en kilde til PNEC-værdi på 0,855 ng/kg. For de enkelte stoffer er der ligeledes beregnet en meget lav flux på mindre end 1 g/år. Derfor er der ikke foretaget beregning af sedimentophobningen for dioxider. Der er ikke opstillet et MKK for kobolt, der er ikke fundet en PNEC-værdi, hvorfor der ikke er foretaget beregning for kobolt.

Tabel 7-2. Beregnet koncentrationsstigninger i sediment efter et år på baggrund af den årlige udledte mængde. For IFFK er kolonner markeret med rød som overskrider den anvendte grænseværdi. Grænseværdier med kursiv er PNEC-værdier

	Stof	Årlig stofmængde middel flux-værdier mg/år	IFFK Mg/kg TS	Resulterende koncentration i sediment mg/kg TS	Sediment grænseværdier (MKK /SKK / PNEC) Mg/kg TS	Stigning i % af grænseværdi-sediment %
Metaller	Arsen	69500,00	16,4	16,40	0,40	0,14
	Barium	63828000,00	537	537,47	130	0,04
	Bly total	0	31		163,00	<0,01
	Cadmium total	0,00	0,8	0,80	3,8	<0,01
	Chrom total	0,00	63	63,00	9,2	<0,01
	Kobber	0,00	30	30,00	64,00	<0,01
	Nikkel	618500,00	26,4	26,40	23,8	<0,01
	Zink	113300,00	142	142,00	49	<0,01
	Selen	567000,00	1,5	0,00	2	<0,01
	Sølv	119000,00		0,00	13	<0,01
	Acenaphthen	2596,35	0,02	0,02	0,048	0,04
Acenaphthylen	4268,79	0,01	0,01	0,044	0,07	
PAH'er	Anthracen	11694,26	0,05	0,05	0,024	0,36
	Benz(a)anthracen	6313,36	0,12	0,12	0,03	0,15
	Benzo(a)pyren	1856,37	0,15	0,15	0,007	0,19
	Benzo(b+j+k)fluoranthren	344,75	0,31	0,31	0,0667	0,00
	Benzo(g,h,i)perylene	3712,73	0,14	0,14	0,042	0,06
	Chrysen/ Triphenylen	200,18	0,13	0,13	0,0231	0,00
	Dibenz(a,h)anthracen	3712,73	0,03	0,03	0,0634	0,00
	Fluoranthren	122,33	0,25	0,25	3,485	0,00
	Fluoren	12719,26	0,01	0,01	0,019	0,49
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	3712,73	0,17	0,17	0,042	0,06
	Naphthalen	113212,07	0,03	0,00	0,138	0,60
Phenanthren	12076,74	0,13	0,13	0,39	0,02	

	Stof	Årlig stofmængde middel flux-værdier mg/år	IFFK Mg/kg TS	Resulterende koncentration i sediment mg/kg TS	Sediment grænseværdier (MKK /SKK / PNEC) Mg/kg TS	Stigning i % af grænseværdi-sediment %
	Pyren	14115,23	0,2	0,20	0,42	0,02
Phenoler	1,2 dichlorbenzen	881	0,37	0,00	0,37	0,00
	2,3,4,6 tetrachlorphenol	350	71,3	71,3	0,112	0,00
	Pentachlorphenol	482	0,02		0,0004	0,00

7.2 Risikovurdering af de resulterende koncentrationer i sediment

Til vurderingen af koncentrationsstigningerne i Tabel 7-2, benyttes Miljøstyrelsens vejledning til bekendtgørelse om udledning af visse forurenende stoffer til overfladevand og havområder (Miljøstyrelsen, FAQ, 2024), der angiver følgende:

For stoffer, hvor den i forvejen forekommende koncentration overskrider MKK, SKK eller PNEC, bør der tillades en gennemsnitlig årlig stigning af koncentrationen på mindst muligt og maksimalt 1% af værdien for MKK, SKK eller PNEC jf. FAQ43.

Det vurderes dermed, at stoffer hvor koncentrationsstigningen er på mindre end 1 % ikke udgør en væsentlig årlig koncentrationsstigning.

Som det fremgår af Tabel 7-2, ligger de beregnede årlige koncentrationsstigninger alle på eller under 1% af grænseværdien for de stoffer, hvor IFFK er over grænseværdien. Det samme er gældende for stoffer, hvor IFFK ikke er over grænseværdien.

Som tidligere nævnt er det antaget, at alt stof i udledningen for en periode på ét år akkumuleres i sediment og sammenholdt med, at der også er beregnet for laveste fundne PNEC-værdi, er de gennemførte beregninger meget konservative. Stofferne tilføjes i dag uden rensning til vandområdet, som følge af forureningen på Himmark Strand.

Renseanlægget forventes som tidligere nævnte at have en driftsperiode på 480 dage fordelt over en periode på 1,5-2 år. Da de beregnede stigninger samtidig ikke overstiger 1,0% stigning, så vurderes den beregnede koncentrationsstigning i sedimentet ikke at medføre en uacceptabel stigning, idet der fremadrettet forventes en væsentlig reduktion i den årlige tilførsel ift. eksisterende forhold som følge af gennemførelse af projektet.

7.3 Sammenfatning af sedimentvurdering

Vurderingen af, om udledningen medfører en tilstandsændring i sedimentet er gennemført for alle stoffer som vurderes at have potentiale for ophobning i sedimentet (metaller, PAH, samt chlorphenoler og chlorbenzener) som beskrevet i Miljøstyrelsens FAQ #43.

Der er foretaget en vurdering af hvilke stoffer der kan ophobes i sedimentet på baggrund af fordelingskoefficienten.

Ved beregningerne er det antaget at 100% af stofferne sedimenteres og der regnes dermed konservativt.

Beregningerne viser at for stoffer, hvor den IFFK er over grænseværdierne ikke en stigning i koncentrationen på over 1% inden for et areal på ca. 2.000.000 m².

Da projektet ikke fører til en stigning af stofferne som er større end 1,0% af grænseværdien og da projektet ligeledes er midlertidigt og generelt medfører en fremadrettet reduktion i tilførslen af de persistente og svært nedbrydelige stoffer, vurderes den planlagte udledning vurderes dermed ikke at medføre en øget miljøpåvirkning i forhold til sedimentkvaliteten.

8. Vurdering af om udledningen medfører en tilstandsændring i biota

Stoffernes evne til at blive opkoncentreret i biota er vurderet ud fra deres biokoncentreringsfaktor (BCF), fordelingskoefficienten K_{ow} og K_d , som beskrevet i Miljøstyrelsens FAQ #49.

Samlet set er vurderingerne i det følgende derfor gennemført for metaller, PAH, dioxiner og PFAS/PFOS. Ved beregningerne er det konservativt antaget, at alt stof i udledningen akkumuleres i biota, og for metaller er beregningerne foretaget med totalindholdet af metal.

Ved vurdering af, om der kan ske en væsentlig stigning af stofindholdet i biota er Miljøstyrelsens datablade for stoffer med miljøkvalitetskriterier inddraget, og det er vurderet om datagrundlaget for miljøkvalitetskrav/-kriterier i vand også sikrer vandområdets økologiske tilstand samt mod humant konsum og sekundær forgiftning.

8.1 Metaller

De i forvejen forekommende koncentrationer (IFFK) af metaller i biota i det marine vandområde omkring udledningspunktet er indhentet. Data dækker bløddele i muslinger og metaller udpeget i foregående afsnit (arsen, barium, kobolt, kobber, bly og zink) samt for cadmium og nikkel. Der er taget udgangspunkt i koncentrationer angivet per kg vådvægt. IFFK som enkeltværdier er sammenlignet med MKK for biota, hvilket er en konservativ tilgang i forhold til Miljøstyrelsens retningslinjer for klassificering af tilstanden for miljøfarlige forurenende stoffer.

Der findes kun MKK/kvalitetskriterier for biota for arsen, cadmium, chrom, nikkel og bly.

For arsen gælder, at såvel BKK som HKK er væsentligt overskredet på samtlige målestationer. For cadmium er BKK overskredet på samtlige målestationer.

For chrom(III) overskrider IFFK (angivet i vådvægt) ikke MKK på nogen stationer. Da chrom heller ikke i vandfasen overskrider MKK, vurderes på baggrund af Miljøstyrelsens datablad for stoffet, at udledning af chrom ikke vil medføre en væsentlig koncentrationsstigning i biota.

IFFK for kviksølv overskrider ikke MKK for biota på samtlige målestationer. Da der ikke er påvist indhold af kviksølv i de analyserede grundvandsprøver, er der ikke foretaget yderligere vurderinger af kviksølv i forhold til påvirkningen af overfladevandområdet.

For nikkel er der en enkelt overskridelse i 2011 af BKK_{sundhed} for muslinger, hvorimod de øvrige målinger ikke overskrider BKK.

For bly er MKK overskredet på en enkelt station i 2020.

Sammenholdes IFFK med MKK ses, at der i forvejen er overskridelse af biota MKK for metallerne arsen og cadmium og i en enkelt måling for bly og nikkel.

På dette grundlag vurderes, at der er behov for en nærmere vurdering af om udledning af arsen, barium, cadmium, kobolt, nikkel, bly og zink kan være til hinder for målopfyldelse eller forringe tilstanden i vandområdet.

For cadmium og nikkel er indholdet i vand efter rensning betydeligt under MKK for vand. På baggrund af Miljøstyrelsens datablade for disse metaller vurderes, at MKK for vand også sikrer overholdelse af MKK for biota, der for cadmium ligger væsentligt under IFFK.

For bly og zink er indholdet i vand efter rensning under MKK for vand. På baggrund af Miljøstyrelsens datablade for disse metaller vurderes, at MKK for vand også sikrer overholdelse af MKK for biota.

For metallerne barium og kobolt, som ikke har et biota MKK, er MKK for vand overholdt i vandområdet, når der ved beregning af kravværdier medtages en blandingszone på 1 m. Det vurderes derfor, at barium og kobolt ikke vil medføre en væsentlig koncentrationsstigning i biota.

For arsen er MKK for vand overholdt i vandområdet, når der ved beregning af kravværdier medtages en blandingszone på 1 m. Det vurderes derfor jf. FAQ33, at arsen ikke vil medføre en væsentlig koncentrationsstigning i biota.

Udledningen af metaller vurderes på denne baggrund ikke at medføre væsentlige stigninger af koncentrationerne af metaller i biota, og at hindre målopfyldelse eller at forringe vandområdets biota tilstand.

8.2 PAH

Der findes MKK for biota for naphthalen, methylnaphthalener og PAH.

For naphthalen, methylnaphthalenerne og antracen gælder, at IFFK ligger betydeligt under MKK for biota. IFFK for de øvrige PAH ligger generelt betydeligt under MKK for biota.

Af de nævnte stoffer er kun naphthalen påvist i grundvand/havvand og beregnet at kunne måles i det rensede vand. Indholdet af naphthalen i det rensede vand ved minimums rensegrad er beregnet at overskride MKK i vand, men vil når der medtages en blandingszone på en 1 meter ikke overskride MKK for vand i vandområdet. Af Miljøstyrelsens datablad for naphthalen fremgår, at MKK for vand også omfatter økotoksikologiske effekter for biota. Det vurderes derfor, at udledningen af naphthalen ikke vil medføre en væsentlig stigning i indholdet af stoffet i biota.

8.3 PFAS

For PFAS stofgruppen findes der MKK for biota for PFOS, samt miljøkvalitetskriterie for biota for sum af 24PFAS. IFFK for PFOS ligger under MKK for biota. Der er endnu ikke analysedata for sum af 24PFAS i biota, og der er derfor ikke beregnet en IFFK for sum 24PFAS. I det følgende anvendes PFOS derfor som indikator for alle 24PFAS.

Af Miljøstyrelsens datablade for PFOS og 24PFAS fremgår, at der ved fastsættelsen af MKK for vand er taget hensyn til sekundær forgiftning og human konsum af biota. Det vurderes derfor, at udledningen af PFAS ikke vil medføre en væsentlig stigning i indholdet af stoffet i biota.

8.4 Dioxiner

For summen af dioxiner ligger IFFK betydeligt under MKK for biota.

Det vurderes på baggrunden af den lave flux af dioxiner, jf. Afsnit 6.3.1, at udledningen af dioxiner ikke vil medføre en væsentlig stigning i indholdet af stofferne i biota. MKK for dioxiner i biota tager hensyn til human konsum og sekundær giftvirkning og i et vist omfang også til økotoksiciteten af stofferne.

8.5 Sammenfatning af påvirkning af biota

Vurderingen af, om udledningen medfører en tilstandsændring i biota er gennemført for metaller, PAH, dioxiner og PFAS/PFOS som beskrevet i Miljøstyrelsens FAQ #49. Ved beregningerne er det konservativt antaget, at alt stof i udledningen akkumuleres i biota, og for metaller er beregningerne foretaget med totalindholdet af metal.

Ved vurdering af, om der kan ske en væsentlig stigning af stofindholdet i biota er Miljøstyrelsens datablade for stoffer med miljøkvalitetskriterier inddraget, og det er vurderet om datagrundlaget for miljøkvalitetskrav/-kriterier i vand også sikrer vandområdets økologiske tilstand samt mod human konsum og sekundær forgiftning.

For metallerne chrom(III) og kviksølv overskrider IFFK (angivet i vådvægt) ikke MKK på nogen stationer. Da chrom heller ikke i vandfasen overskrider MKK, vurderes på baggrund af Miljøstyrelsens datablad for stoffet, at udledning af chrom ikke vil medføre en væsentlig koncentrationsstigning i biota. Der er ikke foretaget yderligere vurderinger af kviksølv, da der ikke er påvist indhold af kviksølv i de analyserede grundvandsprøver.

For arsen gælder, at såvel BKK som HKK er væsentligt overskredet på samtlige målestationer. For cadmium er BKK overskredet på samtlige målestationer.

For bly, cadmium, nikkel og zink er indholdet i vand efter rensning under MKK for vand. På baggrund af Miljøstyrelsens datablade for disse metaller er det vurderet, at MKK for vand også sikrer overholdelse af MKK for biota.

For metallerne arsen, barium og kobolt, er MKK for vand overholdt i vandområdet, når der ved beregning af kravværdier medtages en blandingszone på 1 m. Det er derfor vurderet, at arsen, barium og kobolt ikke vil medføre en væsentlig koncentrationsstigning i biota.

Udledningen af metaller er på denne baggrund vurderet ikke at medføre væsentlige stigninger af koncentrationerne af metaller i biota, og at hindre mål opfyldelse eller at forringe vandområdets biota tilstand.

Der findes MKK for biota for naphthalen, methylnaphthalener og PAH. For naphthalen, methylnaphthalenerne og antracen gælder, at IFFK ligger betydeligt under MKK for biota. IFFK for de øvrige PAH ligger generelt betydeligt under MKK for biota. Af de nævnte stoffer er kun naphthalen påvist i grundvand/havvand og beregnet at kunne måles i det rensede vand. Indholdet af naphthalen i det rensede vand ved minimums rensegrad er beregnet at overskride MKK i vand, men vil når der medtages en blandingszone på 1 m ikke overskride MKK for vand i vandområdet. Af Miljøstyrelsens datablad for naphthalen fremgår, at MKK for vand også omfatter økotoksikologiske effekter for biota. Det er derfor vurderet, at udledningen af naphthalen ikke vil medføre en væsentlig stigning i indholdet af stoffet i biota.

For PFAS stofgruppen findes der MKK for biota for PFOS, samt miljøkvalitetskriterie for biota for sum af 24PFAS. IFFK for PFOS ligger under MKK for biota. Der er endnu ikke analysedata for sum

af 24PFAS i biota, og der er derfor ikke beregnet en IFFK for sum 24PFAS. PFOS er derfor anvendt som indikator for alle 24PFAS. Af Miljøstyrelsens datablade for PFOS og 24PFAS fremgår, at der ved fastsættelsen af MKK for vand er taget hensyn til sekundær forgiftning og human konsum af biota. Det er derfor vurderet, at udledningen af PFAS ikke vil medføre en væsentlig stigning i indholdet af stoffet i biota.

For summen af dioxiner ligger IFFK betydeligt under MKK for biota. Det er på baggrund af fluxen vurderet, at udledningen af dioxiner ikke vil medføre en væsentlig stigning i indholdet af stofferne i biota. MKK for dioxiner i biota tager hensyn til human konsum og sekundær giftvirkning og i et vist omfang også til økotoksiciteten af stofferne.

Sammenfattende er det ud fra ovenstående vurderet, at udledningen ikke vil forårsage en væsentlig stigning af de udledte stoffer i vand, sediment eller biota, og udledningen vil ikke forringe tilstanden eller være til hinder for målopfyldelse i vandområdet.

Det tilføjes, at påvirkninger fra andre fysisk-kemiske kvalitetselementer (som f.eks. næringsstoffer og iltindhold) og hydrodynamiske kvalitetselementer ikke indgår i vurderingen, da disse i dette projekt ikke er vurderet relevante.

9. Forslag til udlederkrav og kontrolprogram

Udlederkravene er fastsat på baggrund af de beregnede udløbskoncentrationer på baggrund af minimumrensegraderne. Ved beregningen er anvendt middelkoncentrationen af grundvandsprøverne. For stoffer, hvor der ikke foreligger data fra grundvandsprøver, men alene for jordprøver, er der foretaget beregning af porevandskoncentrationen ved fugasitetprincippet, se bilag 3.

Endelig er MKK anvendt som udlederkrav for de stoffer, hvor der ikke er påvist koncentrationer over detektionsgrænserne, og hvor detektionsgrænserne er større end MKK.

I Bilag 5 er opstillet rensegrader og udlederkrav (koncentrationen ved minimum rensning. Da der ikke er forhold der gør at udledningskravene skal skærpes yderligere, vil forslag til udlederkrav i Bilag 51 være de endelige forslag.

Som kontrolprogram for udledningen fra rensenanlægget foreslås følgende:

Opstartsfasens monitoringsprogram omfatter:

- Daglige analyser af chlorerede ethener (tetrachlorethen, trichlorethen, dichlorethener og vinylklorid), kulbrinter og BTEX'er, som er de mest kritiske parametre. Analyserne analyseres som hasteprov med en analysetid på 1 døgn.
- Hver 2. dag analyseres for metallerne barium, bor, arsen, bly og cadmium.
- Ugentlige analyser for PAH'er, PFAS-forbindelser (PFOS og 24-PFAS-forbindelser)

Som udgangspunkt analyseres der ikke for stoffer, hvor der ved de gennemførte undersøgelser ikke er konstateret indhold over detektionsgrænserne.

Efter opstartsfasen ændres monitoringsprogrammet, så der udtages færre analyser. Bygherren fremsender forslag til revideret monitoringsprogram, når det vurderes at driften af rensenanlægget er indkørt til godkendelse hos Sønderborg Kommune. Analyseparametre samt tidsinterval mellem prøvetagningerne vil blive tilpasset afhængig af resultaterne fra opstartsfasen.

Om udlederkravet er overholdt vurderes på baggrund af et gennemsnit for tre efter hinanden følgende prøver. Dog må enkelte prøver ikke overstige udlederkravet med mere end 50%.

Analyserapporterne fremsendes ugentligt til Sønderborg Kommune. Hvis der er overskridelser af udledningskravene, vil dette blive anført ved fremsendelse.

10. Referencer

- DMR. (2019). *Videregående undersøgelse på Himmark Strand, Nordborg*. DMR.
- DMR. (2020). *Videregående undersøgelse på Himmark Strand, Nordborg, supplerende rapport*. DMR.
- ECHA, E. C. (2025). *ECHA*. Hentet fra ECHA, European Chemical Agency: <https://echa.europa.eu/da/information-on-chemicals>
- ECOTOX. (2025). Hentet fra ECOTOX Knowledgebase: <https://cfpub.epa.gov/ecotox/>
- Ejlskov. (2019). *Remedial Design Characterization and Remedial Alternatives Analysis Report, Himmark Strand*. Ejlskov.
- Kemidata. (2025). *Kemidata*. Hentet fra Kemidata, Danmarks Miljøportal: <https://kemidata.miljoportal.dk/>
- Miljøministeriet. (2023). *Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplanerne 2021-2027*. Miljøministeriet.
- Miljøministeriet. (13. 6 2023). *Retsinformation*. Hentet fra Bekendtgørelse om indsatsprogrammer for vandområdedistrikter, BEK nr. 797: <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2023/797>
- Miljøministeriet. (13. 06 2023). *Retsinformation.dk*. Hentet fra Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. BEK nr. 796: <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2023/796>
- Miljøministeriet. (11. 10 2024). *Retsinformation*. Hentet fra Bekendtgørelse af lov om miljøbeskyttelse, LBK nr. 1093 af 11/10/2024: <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2024/1093>
- Miljøministeriet. (18. 4 2024). *Retsinformation*. Hentet fra Vejledning til bekendtgørelse om indsatsprogrammer for vandområdedistrikter: <https://www.retsinformation.dk/eli/retsinfo/2024/9210>
- Miljøstyrelsen. (11. 03 2024). *FAQ*. Hentet fra Miljøfarlige forurenende stoffer - FAQ: <https://mst.dk/erhverv/rent-miljoe-og-sikker-forsyning/spildevand/miljoefarlige-forurenende-stoffer-faq>
- Miljøstyrelsen. (Marts 2024). *Miljøfarlige forurenende stoffer - FAQ*. Hentet November 2024 fra Vejledning til bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til overfladevand og havområder med ofte stillede spørgsmål og svar, offentliggjort 11. marts 2024: <https://mst.dk/erhverv/rent-miljoe-og-sikker-forsyning/spildevand/miljoefarlige-forurenende-stoffer-faq>
- Miljøstyrelsen. (29. Januar 2025). *Mst.dk*. Hentet fra Miljøstyrelsen, Miljøfarlige forurenende stoffer - FAQ: <https://mst.dk/erhverv/rent-miljoe-og-sikker-forsyning/spildevand/miljoefarlige-forurenende-stoffer-faq>
- Miljøstyrelsen. (2025). *Mst.dk*. Hentet fra Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet, oversigt over datablade: <https://mst.dk/erhverv/sikker-kemi/kemikalier/graensevaerdier-og-kvalitetskriterier/kvalitetskriterier-for-miljoefarlige-forurenende-stoffer-i-vandmiljoet>
- Ministeriet for Grøn Trepert. (20. 12 2024). *Høringsportalen.dk*. Hentet fra Udkast til Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand:

<https://prodstoragehoeringspo.blob.core.windows.net/2c56ad50-5079-4e24-bcd6-71103e26d141/Udkast%20til%20bekendtg%C3%B8relse%20om%20fastl%C3%A6ggelse%20af%20milj%C3%B8m%C3%A5l.pdf>

Niras A/S. (2009). *Miljøundersøgelse på Himmark Strand*. Niras.

Norman. (2025). *NORMAN Database System*. Hentet fra NORMAN Ecotoxicology Database:
<https://www.norman-network.com/nds/>

Orbicon. (2019). *Afrapporteringsnotat vedr. feltarbejde med forureningshund og poreluftsonderinger på Nordals*. Orbicon.

Rambøll. (2018). *Undersøgelse for indhold af dioxin i afbrændingsgruber og recipient, Himmark Strand*. Rambøll.

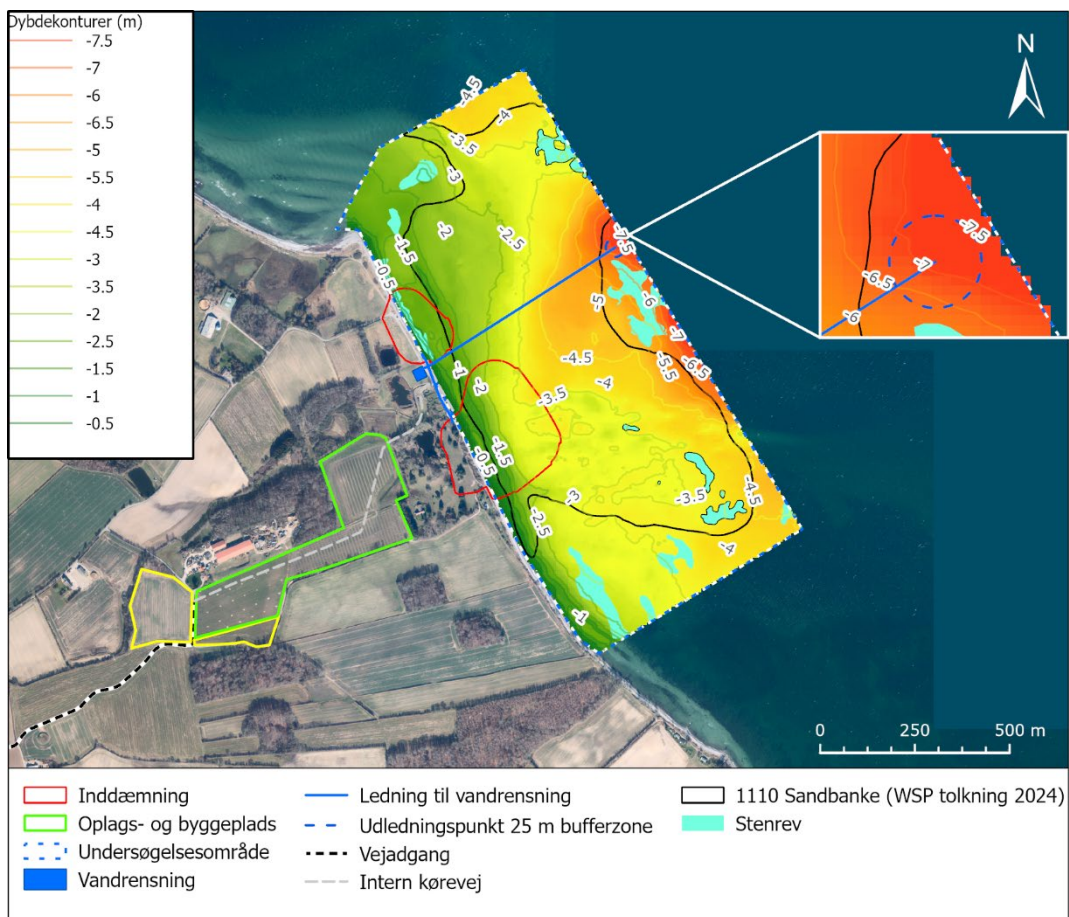
Rambøll. (2021). *Afværge ved Himmark Strand, Datagrundlag og undersøgelser*. Rambøll.

Rambøll. (2024). *Himmark Strand, PFAS Screening*. Rambøll.

Vandmiljø, S. f. (29. 06 2025). *Miljøgis*. Hentet fra MiljøGIS for høring af genbesøg af vandområdeplaner 2021-2027:

<https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3genbesoeg2024>

Bilag 1 Oversigtskort



Bilag 2

Gennemgang af tidligere undersøgelser

Bilag 3

Stofliste med beregning af gennemsnitkoncentrationer

Bilag 4

I forvejen forekommende koncentrationer

Bilag 5 Beskrivelse af rensemetoder

Bilag 6 Batvurderinger

Bilag 7 Fortyndingsberegninger

Bilag 8 Fluxberegninger

Bilag 9 Beredskabsplan

