

ATT:

PROJEKT: ØRESUND SYSTEM 2 FL 25 BI

ENERGINET

Energinet
Tonne Kjærsvej 65
DK-7000 Fredericia

+45 70 10 22 44
info@energinet.dk
CVR-nr. 28 98 06 71

Dato:
20. marts 2026

Forfatter:
XJRL/HOU/JUFPE

REDEGØRELSE VEDRØRENDE ÆNDRING AF BOREVÆSKEPRODUKT FRA HYDRAUL-EZ TIL CEBOGEL OCMA OG MILJØVURDERING AF CEBOGEL OCMA

Indhold

1. Indledning.....	3
2. Bygherres overordnede konklusion.....	3
3. Baggrund	3
4. Lovhjemmel	5
5. Projektbeskrivelse.....	5
5.1 Indledning og baggrund	5
5.2 Projektet på havet.....	6
5.3 Ilandføring ved styret underboring	8
5.3.1 Underboring af strand og kystområde	8
5.3.2 Varighed af én underboring og tid mellem hver underboring	10
5.4 Borevæske og boremudder.....	11
5.4.1 Den teoretiske vurdering på samlet 200 m3 ift. den praktiske udførelse af underboringer.....	11
5.4.2 Næringsstoffer i borevæske og udboret jord.....	12
6. Miljørapport	13
6.1 Eksisterende forhold	13
6.1.1 Miljøfarlige forurenende stoffer	15
6.1.2 Indholdsstoffer i CEBOGEL OCMA.....	15
6.1.3 Koncentrationer af metaller i den udborede jord og boremudderen	16
6.1.4 Redegørelse for metaller i projektområdet	17
6.2 Repræsentative målepunkt	19
6.3 Påvirkningszone for sediment	19
6.4 Vurdering af påvirkning fra kystunderboring	20
6.4.1 Koncentration af metaller i boremudder	21
6.4.2 Påvirkning af vand i Kattegat fra boremudder	22
6.4.3 Påvirkning af biota i Kattegat, Nordsjælland fra boremudder.....	27
6.4.4 Påvirkning af sediment i Kattegat fra boremudder	28
6.4.5 BAT.....	32
6.4.6 Kumulative effekter ved etablering af boregruber i forhold til underboringerne.....	35
6.4.7 Habitatvurdering.....	36
7. Tidsplan.....	38
8. Koordinater for tilførselspunkter.....	38
9. Referencer	39

1. Indledning

Energinet har i sin miljøkonsekvensvurdering ved vurderinger af underboringer forudsat, at der udelukkende benyttes borevæskeproduktet HYDRAUL-EZ. Energinet er af entreprenøren blevet oplyst, at det ikke er muligt at benytte HYDRAUL-EZ til underboringer på havet, hvor der arbejdes i saltvand og ikke i ferskvand. Årsagen er, at den cellulosepolymer, der indgår i HYDRAUL-EZ, nedbrydes af saltvand, hvorefter borevæsken ikke kan føre den udborede jord ud af boringen. Der skal derfor benyttes et rent bentonitprodukt, der kan føre udboret jord ud af boringen til en boregrube på land. Entreprenøren vil bruge bentonitproduktet CEBOGEL OCMA, der produceres af CEBO, Holland. Ved skift fra HYDRAUL-EZ til CEBOGEL OCMA i det marine miljø er det nødvendigt at øge doseringen af produktet fra 30 kg HYDRAUL-EZ/ m³ til 70 kg CEBOGEL OCMA/m³ for at borevæsken kan have samme bæreevne.

Energinet har derfor foretaget en vurdering af påvirkningen fra CEBOGEL OCMA på havmiljøet. Vurderingen er foretaget med udgangspunkt i bekendtgørelse 1433 af 21/11/2017 om krav til udledning af visse forurenende stoffer til vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og havområder, samt vejledning 9368 af 04/04/2025 om krav til udledning af visse forurenende stoffer til overfladevand og havområder med ofte stillede spørgsmål og svar.

Den udførte vurdering er samtidigt bygherres screening af ændringen efter bilag 2, stk. 13 a i miljøvurderingsloven.

2. Bygherres overordnede konklusion

Bygherres vurdering, som fremgår af de nedenstående kapitler, er at den nødvendige ændring af borevæskeproduktet ikke giver anledning til forringelse af det påvirkede vandområde Kattegat, Nordsjælland (ID200) eller hindrer målopfyldelsen for området.

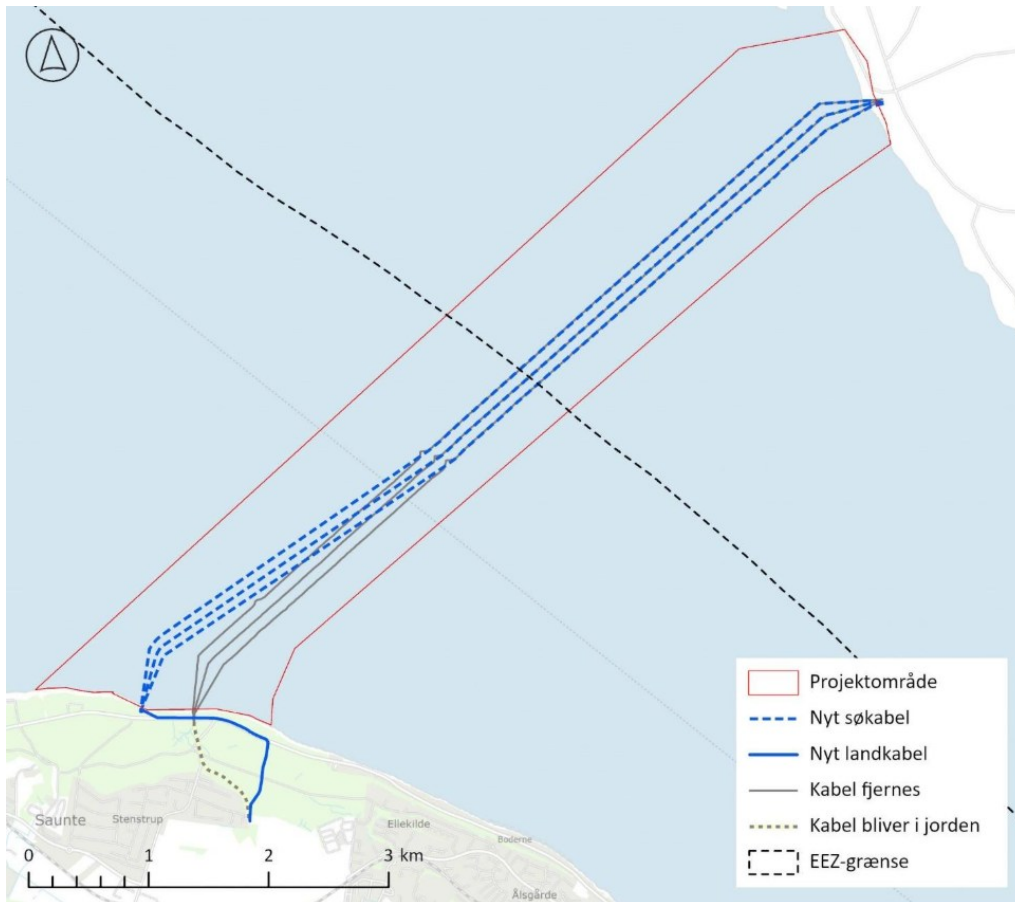
Bygherre har desuden foretaget en sammenligning af de to produkter med de ovenfor anførte doseringer og konstaterer, at der ikke er væsentlig forskel på de to produkters påvirkning af vandområdet. Bygherre konstaterer desuden, at man ved skift af produkt undgå tilførsel af de små mængder kloroform og formaldehyd, som var et biprodukt fra cellulosepolymeren i det fravalgte produkt. Bygherre konkluderer, at der med skift af produkt ikke sker en væsentlig påvirkning af miljøet.

Bygherre konkluderer endeligt, at da det kan dokumenteres, at ændringen af borevæskeprodukt ikke giver anledning til forringelse af det påvirkede vandområde Kattegat, Nordsjælland (ID200) eller hindrer målopfyldelsen for området, og da de to produkter har næsten ens og helt sammenlignelige påvirkninger af havmiljøet, og da det nye produkt ikke udleder kloroform og formaldehyd, så er der ingen ændring i forhold til den udførte habitatvurdering inklusive vurdering af bilag IV-arten, marsvin.

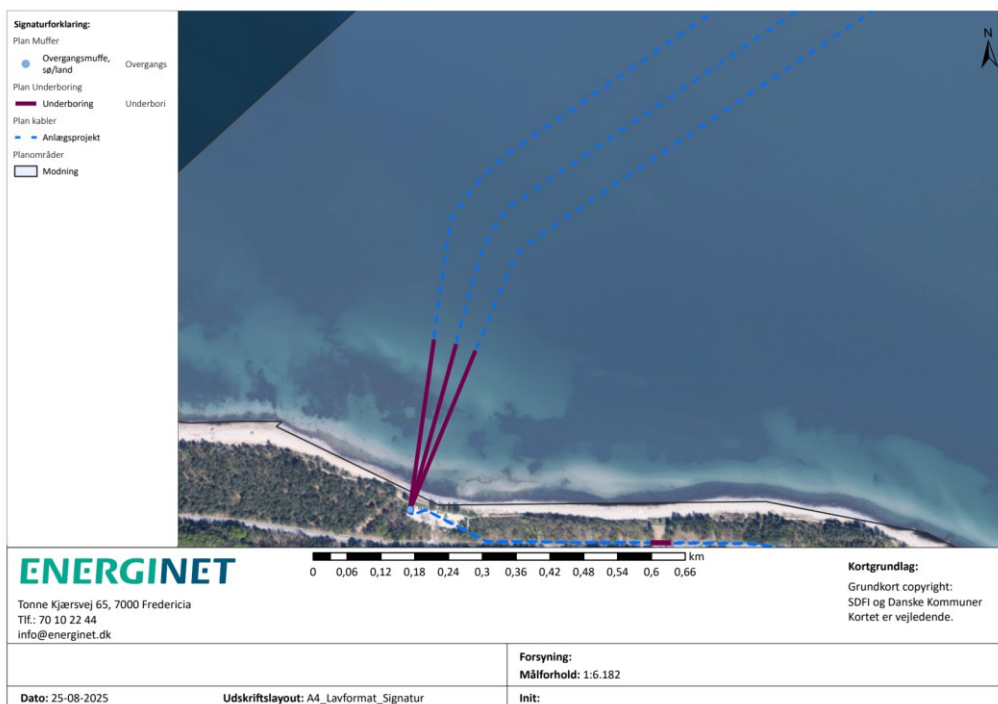
3. Baggrund

Brugen af borevæskeproduktet sker i forbindelse med en underboring af kysten i Danmark som tre midlertidige punkttilførsler til boregruber, som etableres på havbunden. Hver punkttilførsel har sammenlagt en varighed på op til 1 døgn, efterfulgt af en pause på en uge. Punkttilførslen sker som følge af en kystunderboring, der består af tre parallelle underboringer, inden for en samlet arbejdsperiode på omkring 25 dage. Når kystunderboringen er gennemført, vil der ikke ske tilførsel af boremudder til lokaliteten igen.

Det samlede kabelprojekt er vist i Figur 3-1 herunder. Kystunderboringen foretages fra en parkeringsplads i Hornbæk Plantage fra land (kaldet ilandføringspunkt fremadrettet), under strand og et kystnært stenrev, til et punkt på havbunden ca. 300 m fra startpunktet.



Figur 3-1 Figuren viser det planlagte projekt, som er miljøvurderet i henholdsvis Danmark og Sverige. Den eksisterende forbindelse, som skal fjernes, er vist med grå streg, mens den nye kabelforbindelse er vist med blå stiplede streg.



Figur 3-2 Kort over ilandføringspunkt og underboring. Det ses, at underboringen fører de tre kabler under stenrevet ud for kysten.

4. Lovhjemmel

Det fremgår af *lov om miljøbeskyttelse* (LBK nr. 1742 af 22/12/2025) §27 at stoffer, der kan forurene vandet, må ikke tilføres vandløb, søer eller havet, ligesom sådanne stoffer ikke må oplægges således, at der er fare for, at vandet forurenes.

Jf. lovens § 27 stk. 3 kan miljøministeren bestemme at sådanne stoffer i særlige tilfælde kan tilføres vandløb, søer eller havet. På den baggrund vurderer Energinet at dette konkrete arbejde giver anledning til at ansøge miljøministeriet om særlig tilladelse til at tilføre stoffer, jf. lov om miljøbeskyttelse § 27, stk. 3.

Denne ansøgning tager udgangspunkt i *Bekendtgørelse nr. 1433 om krav til udledning af visse forurenende stoffer til vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og havområder* (BEK nr. 1433 af 21/11/2017). Jf. § 3 i bekendtgørelse nr. 1433 af 21/11/2017, bør ansøgningen indeholde en beskrivelse af/vurdering af: 1) koncentrationer og mængder af alle stoffer, der påtænkes udledt; 2) økotoxikologiske data eller kvalitetskriterier for de forurenende stoffer, som påtænkes udledt, hvis der for disse stoffer ikke er fastlagt et miljøkvalitetskrav, og der ikke er udarbejdet et kvalitetskriterium hertil.

Ansøgningen søger dermed om tilladelse til tilførsel af boremudder til havet fra en kystunderboring i henhold til Miljøbeskyttelseslovens § 27 stk. 3. Da de vurderinger, som kræves, foretages i henhold til ovenstående bekendtgørelse nr. 1433 af 21/11/2017.

5. Projektbeskrivelse

5.1 Indledning og baggrund

Øresundskablet, FL25 System 2 (Øresund 2) forbinder transformerstation Skibstrupgård i Danmark med Kristinelund i Sverige. Kabelforbindelsen består af tre kabler. Kabelforbindelsen (FL25) er ca. 42 år gammelt, og normalt forventes levetiden for den type søkabler at være ca. 40 år. I den seneste årrække, er der konstateret en række fejl og skader på forbindelsen, som blandt andet skyldes tæring. Det er derfor blevet besluttet at udskifte kabelforbindelsen.

En udskiftning af kablerne betyder, at nye kabler skal anlægges ved nedgravning gennem Hornbæk Plantage og under Øresund til Sverige. Når de nye kabler er lagt, fjernes de gamle fra havbunden, mens kabler på land efterlades i jorden, da det er vurderet, at den samlede miljøpåvirkning ved at fjerne kablerne på land er større end ved at efterlade dem i jorden (Energinet, 2025).

Kablerne under Øresund er de vigtigste forbindelser til at sikre el-forsyningen af Sjælland og øerne. Forsyningssikkerheden af Sjælland og øerne vil blive udfordret, hvis det ansøgte projekt ikke gennemføres i 2026.

For at udskifte kablerne er der bestilt såkaldt "udetid", hvor den eksisterende forbindelse afbrydes i den periode, det tager at foretage udskiftningen. Udetid er af hensyn til forsyningssikkerheden planlagt og bestilt lang tid før, den skal bruges, så der er sikkerhed for, at forsyningen af borgere og virksomheder altid er opretholdt. Udetid medfører betydelige omkostninger for Energinets kunder (el-forbrugerne), da der skal indkøbes kapacitet andetsteds på markedet. Det betyder, at kraftværker må bestilles til at stå i standby for at sikre, at forsyningssikkerheden opretholdes under udetiden. Denne udetid kan ikke flyttes, medmindre der er tale om udskydelse på flere år. Underboringen skal derfor foretages i andet kvartal af 2026, for at sikre at projektet gennemføres, som planlagt og med den nødvendige kvalitet og sikkerhed.

En anden årsag til, at det er nødvendigt at gennemføre projektet i 2026 som planlagt, herunder underboringen i perioden april – juni 2026, er, at de specialfartøjer, der skal bruges til

installationen på havet (herunder installation af underboringens foringsrør), følger en stram international tidsplan og er booket langt ud i fremtiden. Hvis vi ikke opnår tilladelsen rettidigt, kan projektet først realiseres om flere år, når fartøjerne igen bliver ledige.

Det er således afgørende at underboringerne er udført forud for arbejdet til søs, inklusive klarlægning af ilandføringen, så søkablerne kan trækkes ind på land og forbindes til det etablerede anlæg på land. Når kablerne er forbundet, kan det nye anlæg sættes i drift.

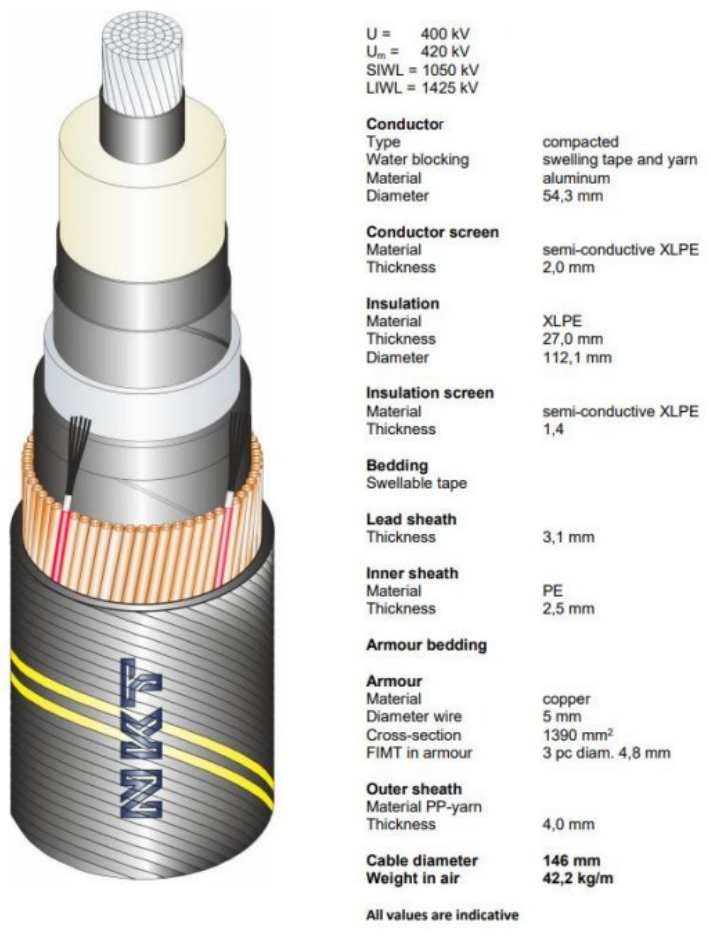
Det samlede projekt kan ses på Figur 3-1.

5.2 Projektet på havet

Energinets anlægsprojekter designes ud fra et hensyn til en lang række parametre herunder anlægstekniske muligheder, økonomi og påvirkning af miljø og natur. Det enkelte projekt tilrettelægges, og arbejdsmetoder vælges således, at det fysiske aftryk på miljø og natur bliver mindst muligt, og at området efterfølgende kan afleveres i en tilstand så tæt på den oprindelige som muligt.

Energinet har udpeget et projektområde mellem Sverige og Danmark, hvor søkablerne kan lægges (også kaldet projektområdet på havet). Korridoren er ca. 7,7 km lang og ca. 1,2 km bred og strækker sig fra kysten, midt i Hornbæk Plantage, til den svenske kyst umiddelbart syd for Viken (se Figur 3-1). I den nærværende havdel af projektet, skal der etableres omkring 4,1 km søkabel fra strandkanten og frem til dansk-svensk grænse (EEZ) (Figur 3-1). Der planlægges et kabelsystem bestående af tre parallelle søkabler på tværs af Øresund mellem Sverige og Danmark.

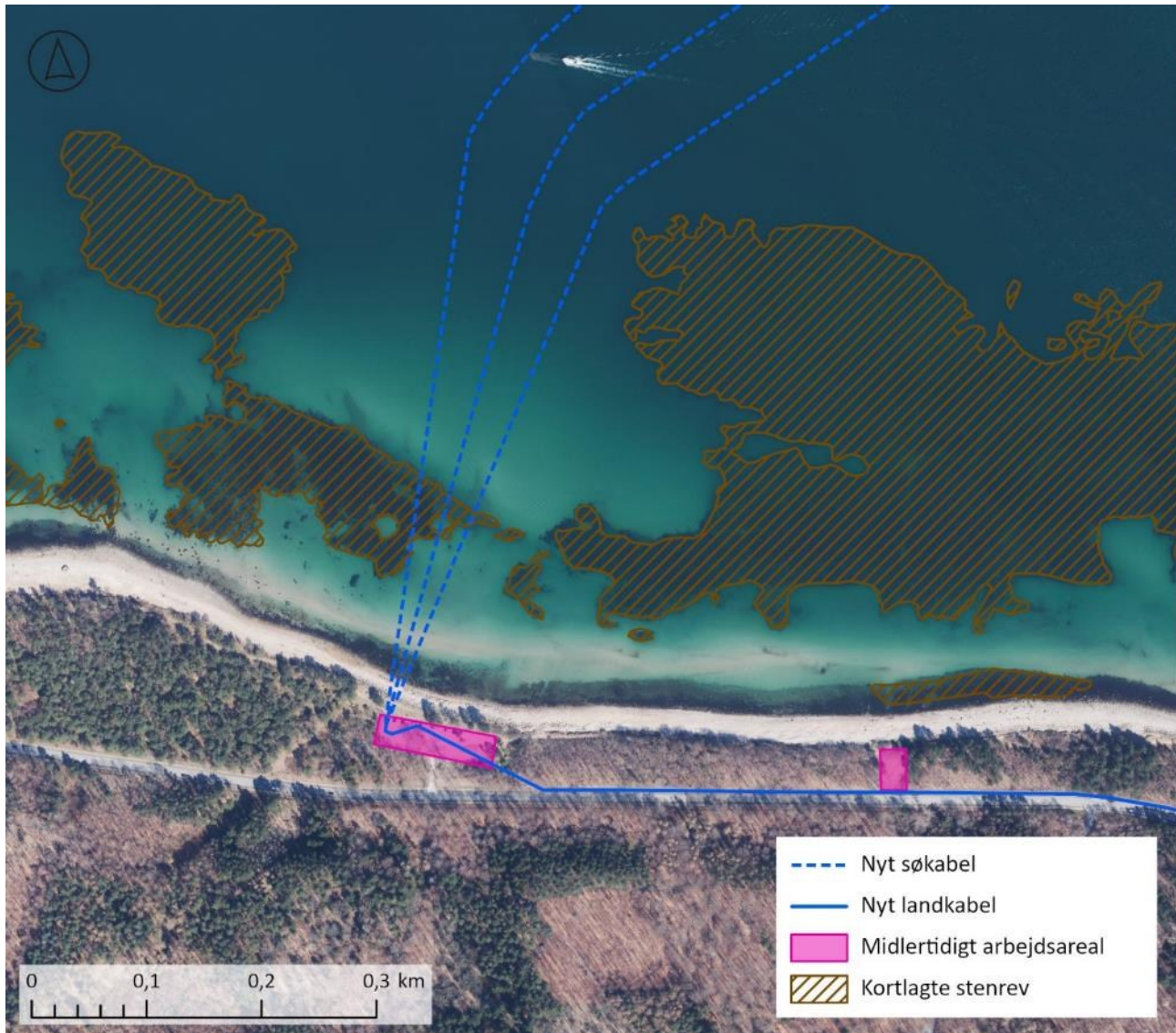
Der planlægges nedlægning af tre vekselstrøms 400 kV søkabler, der opbygges som vist i Figur 5-1. Hvert søkabel består af en indre leder, der er omgivet af en række skærme, beskyttelseslag og armering. Kablets samlede diameter er 146 mm. Der indgår ikke olie i kablerne.



Figur 5-1 Illustration af opbygning af søkabeltype.

5.3 Ilandføring ved styret underboring

Ilandføringen skal sammenkoble landkabler med søkabler. På baggrund af en række geotekniske og geofysiske forundersøgelser kystnært er der identificeret et ilandføringspunkt, der ligger ved en eksisterende parkeringsplads i Hornbæk Plantage (se Figur 5-2).



Figur 5-2 Potentielt ilandføringspunkt. Stenrev kortlagt af rådgiver (WSP, 2024) (stribede polygoner).

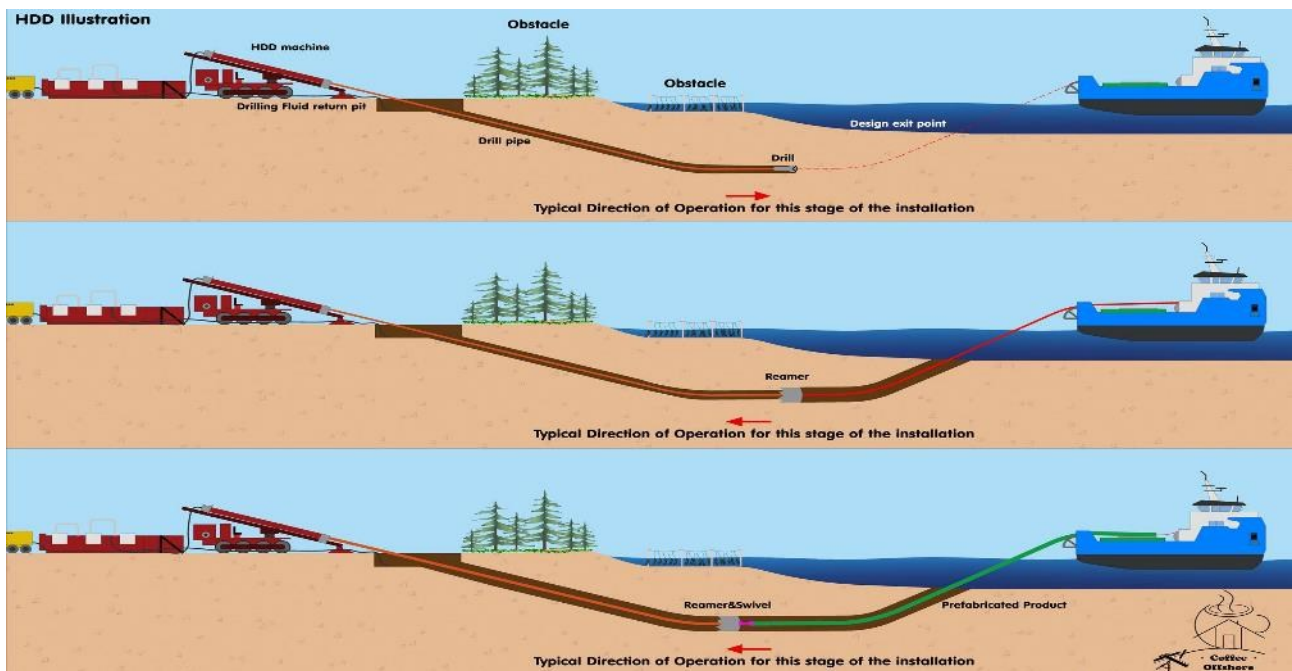
Ilandføringen planlægges udført ved styret underboring. Formationer af stenrev ses ved den danske kyst på Figur 5-2. Ved underboring planlægges kabelforbindelse at blive ført under stenrevet. Den planlagte længde af underboringen vil være 300 meter, for at sikre god afstand til ydersiden af det kystnære stenrev. Se også Figur 3-2.

5.3.1 Underboring af strand og kystområde

Forud for underboringen er der lavet et grundigt planlægningsarbejde. Som led i planlægningen, er der foretaget geofysiske og geotekniske undersøgelser i området, som har kortlagt områdets geologi. Undersøgelserne benyttes blandt andet, så entreprenøren kan fastlægge underboringens dybde og længde samt placeringen af boringens slutpunkt. De geologiske forhold kan være afgørende for, hvordan underboringen kan udføres. For at fastlægge en boreprofil er geologien undersøgt og kortlagt.

Forundersøgelserne skal medvirke til en sikker gennemførelse af underboringen og mindske risikoen for utilsigtede hændelser.

I Figur 5-3 ses principperne for arbejdsgangen ved en styret underboring.



Figur 5-3 Princippet bag en styret underboring fra land til vand. Øverst ses, hvordan pilotboringen bores ud under kystområdet. Herunder (midterste figur) ses, hvordan boringshullet reames op til den ønskede størrelse ved at trække en reamer gennem boringen fra havet og ind til land. Nederst ses, hvordan der trækkes et foringsrør ind gennem boringen fra havet og ind til land

Underboringen af kystområdet består af tre horisontale boringer – en for hver af forbindelsens tre kabler. En boring under et kystområde adskiller sig fra andre underboringer på land, ved at exit-punktet befinder sig under havoverfladen. Havbunden gennembrydes i en udgravet boregrube på havbunden, inden for et areal på op til 30 x 30 m. Dybden af den udgravede boregrube vil være ca. 2,5 m under det oprindelige havbundsniveau. Arealet vil kunne indeholde udgravningen af boregruben, det opgravet havbundsmateriale, samt udstrømningen af boremudder fra underbøringsarbejdet. Afstanden mellem underboringerne er ca. 40 m.

Ved underboring af kystområder bores der fra land og ud under den kystnære havbund til et det ønskede exit-punkt i boregruben på havbunden. Der hvor underboringen kommer ud af havbunden, sker en udstrømning af boremudder til det lokale havbundsområde omkring udgangshullet i og omkring den udgravede boregrube. Det er beregnet, at den samlede mængde tilført boremudder for de tre underboringer tilsammen, inklusive eventuelle blowouts, vil være maksimalt 200 m³ (se afsnit 5.4.1).

Først foretages der en pilotboring, ved at bore et pilotrør igennem strækningen fra startgrube til en udgangsgrube i havbunden. Pilotrøret er udstyret med et roterende styrbart borehoved. Borehovedet er forsynet med en gyro, der er forbundet med en sensor, så placeringen af borehovedet til enhver tid kan følges og korrigeres.

Indtil boringen gennembryder havbunden vil al boremudderen blive ført tilbage til boregruben på land. Udstrømning af boremudder sker primært idet pilotboringen gennembryder

havbunden, og det tryk, der er i boringen, udlignes og presser boremudder ud i boregruben på havbunden.

Risikoen for eventuelle blowouts til kystvandet er størst, når pilotboringen nærmer sig havbunden, og de overliggende lag bliver tyndere. Da bunden af boregruben ligger 2,5 m under havbunden, vurderes det, at et eventuelt blowout med stor sandsynlighed vil ske til boregruben gennem dennes bund.

Når pilotboringen er gennemført, foretages en reaming, hvor borehullet udvides til den ønskede diameter. Dette kan ske ad flere omgange med stigende dimensioner for borehovedet. I forbindelse med reamingen, vil der kunne strømme små mængder boremudder ud på havbunden, men det meste presses til boregruben på land, hvor det recirkuleres. Der vurderes ikke at være risiko for blowouts i forbindelse med reamingen, da der ikke er et væsentligt overtryk i boringen under reaming.

Projektet er ved vilkår i §25 tilladelsen pålagt, at der skal gå minimum 6 døgn mellem udførelsen af hver af de tre underboringer.

Underboringsudstyret og boremaskine er placeret på borepladsen og den tilhørende boregrube på land. Det er ligeledes her selve borevæsken opbevares, blandes og indføres i underboringen til smøring af borehovedet og til at føre udboret sediment tilbage til boregruben på land. Når den ønskede diameter af borehullet er opnået, trækkes foringsrør gennem borehullet. Selve foringsrørene føres, som nævnt, ind fra offshore-siden. De trækkes til området som slæb til fartøjer, da foringsrørene flyder (se Figur 5-3, hvor foringsrørene er illustreret, som den grønne streg på den nederste af de tre figurer). Foringsrørene sikrer bl.a. at borehullet ikke kollapser og muliggør gennemtrækning af søkabler. I forbindelse med gennemtrækningen af foringsrøret vil der strømme små mængder boremudder ud i boregruben, men også her vil den største mængde presses ud til boregruben på land, da foringsrørene trækkes fra havet ind på land.

Det vurderes samlet set, at der ved gennembrydningen vil ske en momentan pulsudsivning af boremudder i forbindelse med pilotboringen. Dertil sker der mindre udsivninger i forbindelse med up-reamning og indtrækning af foringsrør.

Søkablerne trækkes herefter ind på land via de op til 300 m lange underboringer. Søkablerne trækkes igennem de enkelte foringsrør og passerer herved under stenrev og kyst, uden at disse påvirkes.

Dybden af den styret underboring af terræn og havbund afhænger af 1) de geotekniske forundersøgelser, 2) terrænforholdene, 3) tekniske krav og 4) entreprenørens endelige planlægning.

Ved underboringer øges installationsdybden af søkablerne og dermed også den termiske isolation, og i sidste ende reduceres søkabernes mulighed for at afgive varme. Derfor øges afstanden mellem de enkelte søkabler afhængigt af dybden i underboringen.

Efter gennemførelse og retablering, vil det eneste synlige anlæg ved kysten på land, være eventuelle markeringspæle og brøndafslutninger ved muffesamlingen, som angiver, at der ligger højspændingskabelanlæg i jorden.

Ved underboring af kysten og stenrevet, forventes der at være aktiviteter relateret til selve underboringen i op til 2-3 måneder. Derudover forventes arbejder på borepladsen (indtrækning og samling af kabler mv.) at tage 3-4 måneder.

5.3.2 Varighed af én underboring og tid mellem hver underboring

Varigheden af en underboring afhænger af de forhold, der træffes i undergrunden. Hvis der under boringen træffes meget stenede lag, kan det være nødvendigt at gå uden om

forhindringerne. Under pilotboringen er der ingen kontakt til havet, og alt boremudder føres til bage til startgruben på land, hvor udboret sediment filtreres fra og sammensætningen af borevæsken justeres, før den sendes retur i underboringen igen.

Når pilotboringen har gennembrudt havbunden, vil underboringen blive udvidet (reamet) til en diameter, hvor foringsrøret kan trækkes igennem. Derpå trækkes foringsrøret igennem under boringen.

Reamingprocessen og indtrækning af foringsrøret foretages i en samlet proces med en forventet varighed i dette projekt på op til 24 timer. Processen skal foregå kontinuerligt, da der ellers er risiko for at underboringen kan skride sammen.

Når foringsrøret er installeret, skal boremaskine mv. afrigges og opstilles igen, så den næste boring kan udføres. Næste boring udføres efter minimum 6 døgn, da Energinet har fået vilkår om at næste boring først må foretages efter 6 døgn.

5.4 Borevæske og boremudder

Boremudder er betegnelsen for borevæske samt det udborede materiale. Den valgte entreprenør oplyser, at der udelukket vil blive anvendt CEBOGEL®OCMA, som er et rent bentonitprodukt fra producenten Cebo. Det er fremstillet til opretholdelse af borehullets integritet i horizontalt-borede borehuller. CEBOGEL®OCMA er undtaget REACH registrering i henhold til REACH forordningen, bilag V (SDS sikkerhedsdatablade, 2019).

Borevæske består af ca. 7 % bentonit (CEBOGEL®OCMA), der blandes med 93 % vand til en væske. Der indgår ikke andre borevæskeprodukter til underboringen.

Boremudder består af ca. 50 % borevæske og ca. 50 % udboret jord fra undergrunden. Boremudderen indeholder ikke overfladenære havbundssedimenter, da disse bortgraves til en dybde af ca. 2,5 m i forbindelse med etablering af boregruben på havbunden. Det er vurderet, at jordlag, der ligger dybere end 2,5 meter under havbunden, udelukkende består af intakte jordlag, der ikke er berørt af omlægning, som følge af strøm, vind og bølger. Denne antagelse bekræftes af at der ikke er fundet antropogene stoffer i de dybeste undersøgelsesboringer, som blev ført til 2,35 meter under havbunden (WSP, 2025) og (WSP, 2024).

Anvendelse af borevæske er en forudsætning for at kunne udføre styrede underboringer. Under borearbejdet pumpes borevæske gennem borerøret til borehovedet, hvor det dels 1) afkøler borehovedet og smører borehullet, 2) udligner det jordtryk, som opstår i boringen, og dermed stabiliserer borehullet, og 3) bringer det udborede materiale tilbage ud af boringen til startgruben på land.

Boremudderen fra en styret underboring vil komme ud på havbunden omkring gennemboringen, når pilotboringen gennembryder havbunden og boringen stoppes, hvorved trykket falder. Når boremudderen ikke længere befinder sig under tryk, vil det holde op med at bevæge sig, og det vil forblive i underboringen. Mængden af boremudder, der forbliver i undergrunden omkring og langs borehullet, afhænger af jordbundsforholdene og varierer derfor fra underboring til underboring. Worst-case beregningen viser, at den samlede mængde boremudder tilført for de tre underboringer, inklusive eventuelle blowouts, tilsammen maksimalt vil være 200 m³.

5.4.1 Den teoretiske vurdering på samlet 200 m³ ift. den praktiske udførelse af 3 underboringer.

Udstrømning af boremudder er detaljeret beskrevet i ansøgningens afsnit 5.3.1 Underboring af strand og kystområde. Heraf fremgår den praktiske udførelse af de 3 underboringer:

- Den samlede mængde fra de tre underboringer er ved beregning vurderet til at være maksimalt 200 m³.

Dette svarer til maksimalt 67 m³ for hver af de tre underboringer. Dette er baseret på diameteren af pilotboringen [Ø250], højdeforskellen mellem borevæskeoverfladen i startgruben og havoverfladen, samt på erfaringer fra tidligere udførte underboringer. Beregningen er konservativ. (Til illustration af dette kan oplyses, at en færdig 300 m lang underboring, der har en diameter på Ø500 vil i hele sin længde have et samlet volumen på 60 m³. Selve udstrømningen til havmiljøet vil kun være en mindre del af boremudderen i selve underboringen, da det meste vil forblive i underboringen eller blive presset ud i boregruben på land – se næste bullet).

- Som beskrevet i ansøgningens afsnit 5.3.1 vil udstrømningen af boremudder ved reamingprocessen primært finde sted til boregruben på land, da reameren føres fra havet og ind mod land. Tilsvarende vil udstrømningen af boremudder ved indtrækning af forerøret primært finde sted til boregruben på land, da der trækkes fra havet og ind mod land.

Den teoretiske vurdering på en samlet udledning på 200 m³ er blevet udført som følge af følgende forhold:

- Da miljøvurderingen i § 25-tilladelsen blev udarbejdet, var projektet planlagt således, at underboringerne kunne igangsættes umiddelbart i forlængelse af hinanden. På den baggrund blev det vurderet, at beregningen af hele volumenet på 200 m³ som én samlet udledning udgjorde den mest konservative tilgang og dermed en relevant worst-case betragtning.
- En beregning baseret på en samlet udledning på 200 m³ indarbejder alle relevante worst-case forudsætninger, idet den resulterer i højere øjeblikkelige koncentrationer og dermed en mere konservativ vurdering af den potentielle påvirkning.
- Påvirkningsarealet forventes ikke at ændre, hvis udledningen i stedet antages at ske som 3 × 67 m³. Dette skyldes, at udbredelsen i højere grad styres af de hydrodynamiske forhold (strøm, turbulens og fortynding) end af den samlede udledte mængde. Ved at foretage vurderingerne for den samlede mængde boremudder, imødekommes den kumulative effekt fra de 3 underboringer. Dette især ifm. påvirkningen på sediment, hvor det er den totale mængde, som der skal vurderes på.

5.4.2 Næringsstoffer i borevæske og udboret jord

Boremudderen indeholder ikke næringsstoffer. Selve borevæsken består af vand og ren bentonit, og indeholder derfor ikke næringsstoffer. De lag, der bores i, er glaciale og senglaciale aflejringer, hvori der ikke findes organiske aflejringer. Den øverste del af havbunden ned til 2,5 m under havbunden, hvor mindre mængder næringsstoffer ikke kan udelukkes, bortgraves forud for underboringen. Det betyder, at der udelukkende bores i glaciale og senglaciale lag, som ikke indeholder næringsstoffer.

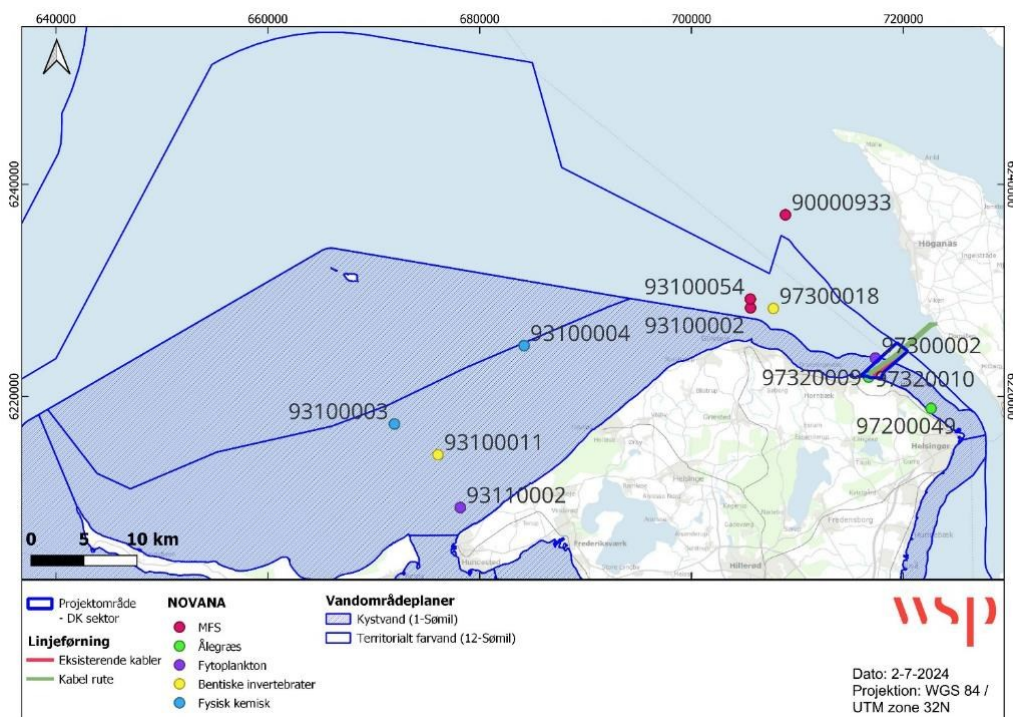
Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø har desuden i forbindelse med udstedelsen af § 25-tilladelsen for projektet givet en tilladelse til merudledning af kvælstof [[afgoerelse-om-dispensation-til-merudledning-af-n-til-oeresund-2-indsatsbekendtgørelsen-8-stk-4.pdf](#)] som følge af projektets anlægsarbejde i de øverste havbundslag.

6. Miljørapport

Nedenstående er en vurdering af vandområde Kattegat, Nordsjælland (ID200) og Kattegat, SØ 12 sm (ID202) for så vidt angår påvirkning af vandområdet, som følge af tilførsel af potentielt forurenende stoffer i boremudder fra en kystunderboring bestående af tre separate borerer fra en boreplads på land til tre separate boregruber på havbunden.

6.1 Eksisterende forhold

Projektområdet er beliggende op til kystlinjen inden for vandrammedirektivets 1-sømil grænse (se Figur 6-1).



Figur 6-1 Placering af projektområdet og omkringliggende NOVANA overvågningsstationer, som er anvendt til beskrivelse af eksisterende forhold for økologisk- og kemisk tilstand. Det blåstribet område indikerer vandområde Kattegat, Nordsjælland (ID200).

Projektområdet er beliggende i vandområdedistrikt Sjælland i vandområde Kattegat, Nordsjælland (ID200) og Kattegat, SØ 12 sm (ID202) med henholdsvis typologi KVuDLSa-T21 & BVuDLSe-T20. I vandområdeplanerne 2021-2027 (efter genbesøg) (MiljøGIS, 2026) er den samlede økologiske tilstand vurderet som ringe for Kattegat, Nordsjælland (ID200) på baggrund af ringe tilstand for rodfæstede planter (se Tabel 6-1).

Tabel 6-1 Oversigt over økologisk og kemisk tilstand i vandområde ID200 og ID202. Tilstanden er baseret på tilstandsvurderingerne for de gældende vandområdeplaner 2021-2027 (efter genbesøg) og er hentet via Miljøstyrelsens MiljøGIS (MiljøGIS, 2026).

ID/ Vand- om- råde	Rod- fæ- stede bund- plan- ter*	Bund- fauna	Fy- toplank- ton	Van- dets klarhed	Iltforhold	Nationalt specifikke stoffer	Sam- let til- stand	Ke- misk til- stand
200 Katte- gat, Nord- sjæl- land	Ringede	Høj	Moderat	Ikke an- vendelig	Ikke anven- delig	Ikke-god	Ringede	Ikke- god
202 Katte- gat, SØ 12 sm	-	-	-	-	-	-	-	Ikke- god

*(fx ålegræs og vandaks)

Der er foretaget en nærmere redegørelse for og vurdering af den økologiske tilstand i vandområde Kattegat, Nordsjælland (ID200) i miljøkonsekvensrapporten for projektet (Energinet, 2025). Stofferne som ligger til grund for den "ikke-god" økologiske tilstand ift. nationalt specifikke stoffer og for den kemiske tilstand, er gengivet neden for i Tabel 6-2 og Tabel 6-3. Bemærk at de benyttede vandplandata stammer fra MiljøGIS for høring af genbesøg af vandområdeplaner 2021-2027, da data tilhørende MiljøGIS for vandplaner 2021-2027 efter genbesøg, ikke er tilgængelige endnu.

Den økologiske tilstand for nationalt specifikke stoffer i Kattegat, Nordsjælland (ID200) er ikke god som følge af overskridelser for arsen og PCB i biota (Vandplandata, 2025) (Tabel 6-2).

Tabel 6-2 Koncentrationer af miljøfarlige stoffer i biota (beregnete og aggregerede data), der ligger til grund for vandområde Kattegat, Nordsjælland (ID200)s klassificering som ikke-god tilstand for nationalt specifikke stoffer. Kilde: (Vandplandata, 2025).

Stof	Koncentration (µg/kg vådvægt)	Miljøkvalitets- krav	Matrice	Station ID	År
Arsen (CAS 7440-38-2)	3738,2	33	Biota - muslinger	93310016	2018-2022
PCB, sum	0,17	0,16	Biota - Fisk	93110022	2018-2021

Den kemiske tilstand for vandområde Kattegat, Nordsjælland (ID200) og for vandområde Kattegat, SØ 12 sm (ID202) er ikke-god (Tabel 6-3), som følge af overskridelser af bly, kviksølv og cadmium i biota i vandområde Kattegat, Nordsjælland (ID200) og af cadmium i biota i for vandområde Kattegat, SØ 12 sm (ID202) (Vandplandata, 2025).

Tabel 6-3 Koncentrationer af miljøfarlige stoffer i biota (beregnete data), der ligger til grund for vandområde 200 Kattegat, Nordsjællands og vandområde 202 Kattegat, SØ 12 sm's klassificering som ikke-god kemisk tilstand. Kilde: (Vandplandata, 2025).

Stof	Koncentration ($\mu\text{g/kg}$ vådvægt)	tiljækvalitetskrav	Matrice	Station ID	År
Bly (CAS 7439-92-1)	222	110	Biota - muslinger	(DKCOAST 200) 93310016	2017 - 2022
Kviksølv (CAS 7439-97-6)	88,04	20	Biota - Fisk	(DKCOAST 200) 97200049	2017 - 2022
Cadmium (CAS 7440-43-9)	216	18	Biota - muslinger	(DKCOAST 200) 97320006	2017 - 2022
Cadmium (CAS 7440-43-9)	109	18	Biota - muslinger	(DKCOAST 202) 93100045	

Redegørelsen herunder for de eksisterende forhold til projektområdet er taget fra miljøkonsekvensrapporten (Energinet, 2025).

6.1.1 Miljøfarlige forurenende stoffer

Herunder foretages en redegørelse for tilstedeværelsen af de metaller i projektområdet, som er relevante for vurdering af tilførslen af boremudder til havområdet.

Indledningsvist redegøres der for de metaller (naturligt indhold af metaller i bentonit), der findes i det borevæskeprodukt, der benyttes til underboringen. Dernæst redegøres for de metaller, som kan forventes at være til stede i den jord der bores igennem. Kombinationen af indholdet af metaller i borevæskeproduktet og i den udborede jord, udgør den samlede tilførsel af metaller til havområdet, som følge af underboringen. Se i øvrigt afsnit 5.3.2 for en nærmere redegørelse for boremudders sammensætning.

Herefter redegøres der for de relevante metaller, der findes i havområdet i dag, og som vil blive påvirket af den tilførte boremudder. Redegørelsen er baseret på eksisterende data for metaller fra tidligere undersøgelser i projektområdet og i nærområdet til projektområdet. For enkelte metaller har det været nødvendigt at finde data på Øresund NOVANA-stationer i nærheden af København (NOVANA overvågningsstationer (Miljøportalen, 2023)). Det vurderes, om de analyserede koncentrationer af metaller overskrider henholdsvis miljøkvalitetskrav og -kriterier.

6.1.2 Indholdsstoffer i CEBOGEL OCMA

Den valgte entreprenør oplyser at der udelukket vil blive anvendt CEBOGEL OCMA (jf. afsnit 5.3.2). Af databladet fremgår det, at produktet er et 100 % rent bentonitprodukt (SDS sikkerhedsdatablade, 2019) (Horn & Co. Analytics GmbH, 2021)

Bentonit er en lertype som primært består af mineralet montmorillonit ($\text{Al}_2[(\text{OH})_2/\text{Si}_4\text{O}_{10}] \cdot n\text{H}_2\text{O}$), men indeholder også andre relaterede lermineraller fra smektitgruppen, som har et stort overfladeareal og en høj kationbytte kapacitet, der gør at bentonit har en høj adsorptions evne, og anses for at være meget effektiv i at fjerne tungmetaller fra vandige opløsninger, og der findes flere studier, hvor bentonit eller modificeret bentonit bruges til

oprensning af forurening og spildevand (Sanavada, Shah, Gandhi, Unnarkat, & Vaghasiya, 2023; Yu, et al., 2017). Bentonit kan også naturligt indeholde meget små mængder af naturligt forekommende tungmetaller, men hvilke og mængden af tungmetaller afhænger af den forekomst, som bentonitten stammer fra.

Producenten har fået analyseret CEBOGEL OCMA for naturligt forekommende tungmetaller (CEBO, 2026). Der er analyseret for 14 metaller, som, der er erfaring for, kan forekomme naturligt i bentonit. Der er analyseret for følgende metaller: Antimon, arsen, barium, bly, cadmium, kobolt, kobber, krom, kviksølv, molybdæn, nikkel, tin, vanadium og zink. Koncentrationen af de analyserede stoffer fremgår af Tabel 6-4.

Tabel 6-4 Koncentrationen af metaller i bentonitproduktet CEBOGEL OCMA (CEBO, 2026)

Metal	Koncentration (mg/Kg TS)
Antimon	1,9
Arsen	6,05
Barium	68,4
Bly	9,57
Cadmium	0,12
Kobolt	3,58
Kobber	13,3
Krom	8,62
Kviksølv	0,14
Molybdæn	2,8
Nikkel	6,32
Tin	0,48
Vanadium	18
Zink	18,6

Da producenten er gjort opmærksom på den meget kritiske tidslinje for udførelse af underboringerne og det deraf store behov for at kunne fremsende en ansøgning, der er så fuldt oplyst som muligt, har han valgt at dele de udførte analyseresultater med Energinet. De koncentrationer, der benyttes i ansøgningens vurderinger, er derfor de senest analyserede tungmetalkoncentrationer i produktet.

CEBOGEL OCMA benyttes i en dosering på 70 kg/m³ vand. Doseringen er bestemt af producentens udlånte mudderingeniør (Mud Engineer) og vil blive benyttet under hele underboringsprocessen. De udførte beregninger er baseret på denne dosering.

6.1.3 Koncentrationer af metaller i den udborede jord og boremudderen

For hvert enkelt stof er koncentrationen/mængden i boremudder beregnet ud fra antagelsen om at boremudder indeholder 50 % sediment og 50 % borevæske. Beregningerne af den samlede koncentration af metaller i boremudderen, er baseret på koncentrationerne af metaller i den udborede jord, samt på koncentrationerne i borevæskeproduktet CEBOGEL OCMA.

Den udborede jord, som blandes med borevæsken og dermed udgør boremudderen, stammer fra dybe, upåvirkede jordlag, idet boregruben i både indgangs- og udgangsgruben påbegyndes i en dybde på ca. 2,5 meter under hav- og jordoverfladen. Antropogene miljøfarlige forurenende stoffer vil derfor ikke indgå i boremudderen, og eventuelle miljøfarlige forurenende stoffer i den udborede jord vil udelukkende bestå af naturligt forekommende metaller. Baggrundskoncentrationen af naturligt forekommende metaller i sediment, benyttes derfor i de videre

beregninger. De benyttede baggrundskoncentrationer stammer fra (DHI, 2025) og er angivet i Tabel 6-7.

6.1.4 Redegørelse for metaller i projektområdet

I det følgende afsnit præsenteres NOVANA-data for IFFK i sediment samt data for IFFK i vandfasen. Data for sediment beskriver koncentrationerne af metaller i de øverste 5 cm af sedimentet inden for påvirkningsområdet i vandområdet. Data for vandfasen er baseret på målinger foretaget ved udvalgte stationer for at beskrive IFFK i Øresund.

6.1.4.1 NOVANA undersøgelser

I området omkring projektområdet findes tre eksisterende NOVANA stationer (Miljøportalen, 2023), hvor metaller er målt i sedimentet. De udvalgte NOVANA stationer, 93100002 og 93100054, ligger uden for 1 sm grænsen i vandområdet Kattegat, SØ 12 sm, og 90000933 ligger uden for 12 sm grænsen (se Figur 6-1). NOVANA stationerne, 93100002 og 93100054, ligger henholdsvis ca. 12,6 km og ca. 13 km nordvest for tilførselspunktet. Længere væk mod nord ligger station 90000933 ca. 16 km fra projektområdet. Placering af NOVANA stationerne kan ses på Figur 6-1. For arsen, bly, cadmium, kobber, krom, kviksølv, nikkel, og zink, er de IFFK baseret på gennemsnitlige værdier fra de tre nævnte NOVANA stationer anvendt.

Målingerne er således ikke foretaget i vandområde Kattegat, Nordsjælland (ID200), som der udledes til. For vandområde Kattegat, Nordsjælland (ID200), er NOVANA sedimentstationen placeret ved udmundingen af Isefjord ca. 45 km fra tilførselspunktet og på den anden side af Nordsjælland. Det er derfor vurderet at måleværdier denne station ikke vil være repræsentativ for den pågældende påvirkning. Ved de tre ovennævnte NOVANA-stationer er ikke alle relevante metaller målt. Det har derfor været nødvendigt at inddrage stationer der ligger længere væk i Øresund. De nærmeste stationer, hvor der er målt for antimon, kobolt, molybdæn, vanadium og tin, er station 97200057 og 93000168, der ligger hhv. ca. 22 km og ca. 77 km fra udlødningspunktet. IFFK for barium er baseret på værdi fra (Larsen, 2024)

Der er på de tre NOVANA stationer samlet fundet overskridelser af sedimentgrænseværdierne for metallerne arsen, nikkel og krom. Yderligere på station 97200057 og 93000168 er der fundet overskridelser for hhv. vanadium og tin (Tabel 4-6-5).

Tabel 4-6-5 De anvendte i forvejen fremkommende sedimentkoncentrationer i vandområdet og så henvist til som IFFK. Rød markering af i forvejen forekommende koncentration (IFFK) angiver, at IFFK overskrider det generelle miljøkvalitetskrav.

Metaller	IFFK-data's oprindelse - sediment			
	Gennemsnit af NOVANA stationerne 93100002 (2011) 90000933 (2014) 93100054 (2015) [mg/kg TS]	NOVANA station 93000168 (2022) [mg/kg TS]	NOVANA station 97200057 (2021) [mg/kg TS]	(Larsen, 2024) [mg/kg TS]
Antimon			0,9	
Arsen	4,43			
Barium				225
Bly	13			
Cadmium	0,07			

Kobolt			6,33	
Kobber	4,37			
Krom	26,57			
Kviksølv	0,02			
Molybdæn			1,56	
Nikkel	7,87			
Tin		1,8		
Vanadium			57,16	
Zink	4,2			

Til beskrivelsen af de eksisterende koncentrationer i vandfasen af metaller er der blevet brugt en række målinger af nyere data i Øresund som repræsenterer vandområdet.

Der er ikke kendskab til de i forvejen forekommende koncentrationer (IFFK) i vandfasen i det konkrete vandområde. I stedet tages der højde for IFFK i vandfasen fra det nærliggende sammenlignelige vandområde Øresund, her er en række metaller analyseret i 2023-2025 af Sund og Bælt på flere stationer: Oeankaj, Amager Strandpark Midtpier, Dragør badeanlæg, marin vest og marin øst (stedID: 97000003, 97000007, 97000006, 97000004 og 97000005), og fra vandområde Køge Bugt hvor Miljøstyrelsen har analyseret for metaller i 2022 på station 97120010, hvis ikke stofferne indgik i Sund og Bælts data. Der er fundet overskridelser i vandfasen for barium og tin, resultaterne af undersøgelserne kan ses i Tabel 6-7.

Tabel 4-6-6 De anvendte i forvejen fremkommende koncentrationer i vandfasen for vandområdet også henvist til som IFFK. Rød markering af i forvejen forekommende koncentration (IFFK) angiver, at IFFK overskrider det generelle miljøkvalitetskrav.

Metaller	IFFK-data's oprindelse - vandfase
	Gennemsnit af relevante stationer med stedID: 97000003, 97000007, 97000006, 97000004, 97000005 og NOVANA station 97120010 (2022-2025) + (Larsen, 2024)* [µg/L]
Antimon	1
Arsen	1,1
Barium	13*
Bly	0,2
Cadmium	0,1
Kobolt	0,2
Kobber	0,99
Krom	0,5
Kviksølv	0,008

Molybdæn	2,23
Nikkel	0,64
Tin	0,4
Vanadium	1,5
Zink	4,2

6.2 Repræsentative målepunkt

I denne vurdering er der fastsat et repræsentativt målepunkt for vand i NOVANA station nr. 97300002 som ligger lige på grænsen mellem Kattegat, Nordsjælland (ID200) og Kattegat, SØ 12 sm (ID202), hvor der overvåges for vandkemi (vandets klarhed, næringsstoffer, pH og oxygen). Målestationen ligger i en afstand af 1,7 km fra tilførselspunktet. Målestationen vurderes ikke at ligge i påvirkningsområdet for underboringen og er derfor ikke direkte påvirket af aktiviteterne. Det vurderes samtidigt at være repræsentativt for kystvandets tilstand i projektområdet ved at ligge tæt på og midt for, men samtidigt uden for projektområdet.

Ift. sediment, er den nærmeste NOVANA station, hvor der overvåges for miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) i sediment, station 93100002. Station 93100002 ligger ca. 12,6 km nordvest fra tilførselspunktet. Derudover ligger der en station 90000933, der ligeledes overvåger for MFS i sediment, ca. 16 km fra projektområdet. Som udgangspunkt er kystvandets NOVANA stationer placeret, til at påvise påvirkningerne i vandområdet som helhed, da der forventes at ske sedimentation fra vandområdet på de udvalgte placeringer.

NOVANA målestation 93100002 er valgt som repræsentative målepunkt for metaller i sediment i dette projekt. Målestationen ligger ca. 7 km nordvest for påvirkningsområdet og 12,6 km nordvest fra tilførselspunktet. Det ligger dermed uden for den direkte påvirkning fra underboringen. Målestationen ligger nedstrøms den dominerende overfladestrømning med nordvest.

Stationen vurderes at være repræsentativt for påvirkningen af sediment i det samlede vandområde som helhed, da den er beliggende i et område, hvor der ikke er nogen tilførselspunkter, og samtidig er det et område påvirket af strøm, som sikrer opblanding af eventuelle påvirkninger, såsom skibsfart. Stationen er desuden ikke placeret i umiddelbar nærhed af beregnede fortyndingszoner for projektet. Det vurderes at målepunktet er repræsentativt for såvel kystvandets som helhed og samtidigt for projektområdet, uden at det påvirkes direkte af underboringens tilførsel af boremudder.

6.3 Påvirkningszone for sediment

Udbredelsen af påvirkningszonen for kystunderboringen er dels baseret på den udførte sedimentmodellering, samt på følgende overvejelser.

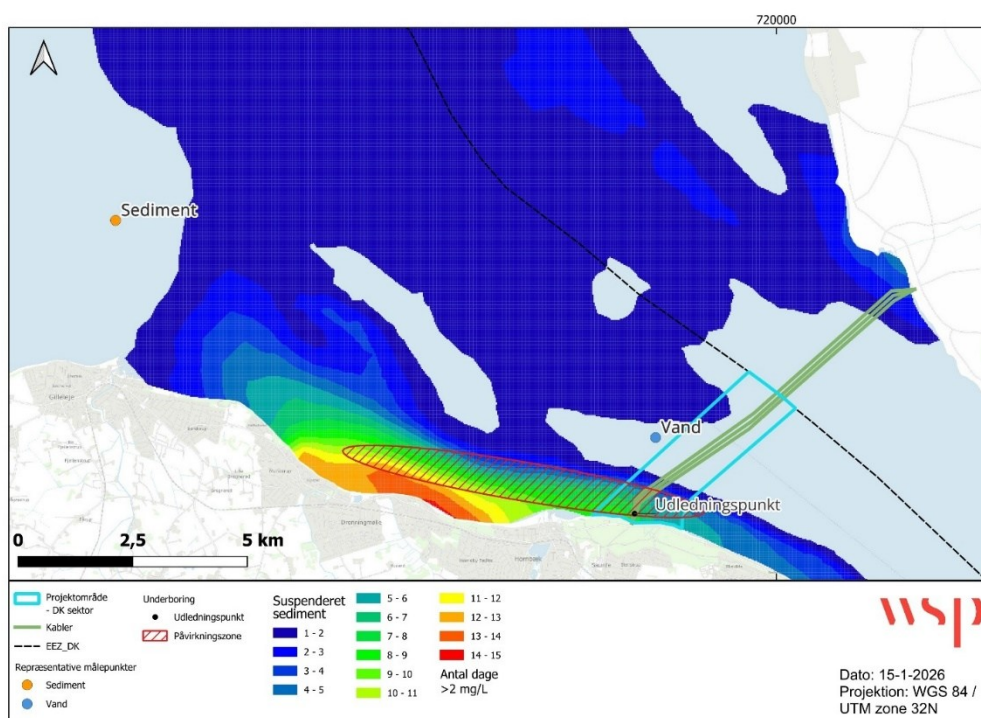
Øresund er præget af et todelt strømningsmønster. Overfladestrømmen bevæger sig typisk mod nord i Øresund, og i projektområdet mod nordvest og består af lavsalint vand fra Østersøen, mens bundstrømmen som regel går mod syd (sydøst) og fører mere saltholdigt vand ind fra Kattegat. Dette skaber en lagdeling i vandsøjlen, hvor sedimentpartikler – afhængigt af deres størrelse og vægt – kan transporteres i forskellige retninger, alt efter hvor i vandsøjlen de befinder sig.

Fint sediment har et højt potentiale for langdistancespredning, især i overfladelaget, hvor strømmen i Øresund er stærkest og mest stabil mod nord. Grovere sediment vil derimod typisk aflejres tættere på tilførselspunktet og følge bundstrømmen mod syd. Ud fra

sedimentspredningsmodellerne for nedspulingen ses det, at størstedelen af den ophvirvlede sediment spredes mod nordvest (WSP, 2024a), hvorfor det vurderes at størstedelen af sedimentet fra underboringen også vil spredes i nordvestlig retning, da sedimentfraktionerne fra underboringen i svarer til dem fra nedspulingen.

I nedenstående figurer (se Figur 6-2) er det vurderede område for sedimentspredning fra underboringen illustreret. Området antages at have form som en aflang ellipse omkring tilførselspunktet, strakt i nordvest-sydøstlig retning med størst udstrækning mod nordvest. Da det tilførte materiale består af lige dele borevæske og udboret materiale, forventes det at spredningen overordnet set vil ske i samme retning som for nedspulingen ifm. søkabelanlægningen.

Mængden der spredes ved underboring, er betydelig mindre, end det der spredes ved opgravning, og påvirkningen har kortere varighed, derfor vil det påvirkede areal være tilsvarende mindre. Da det forventes, at størstedelen af det udborede sediment vil lægge sig i umiddelbar nærhed af underboringen lige efter tilførslen af boremudderen og primært i selve boregruben, estimeres det, at det samlede påvirkede areal efter endt spredning vil være på 5,3 km².



Figur 6-2 Påvirkningszonen fra underboringen sammenlignet med sedimentspredningsmodellen for suspenderet sediment over 2 mg/L. Det to repræsentative målepunkter for henholdsvis vand og sediment er også vist på figuren.

6.4 Vurdering af påvirkning fra kystunderboring

Anlægsarbejdet med kystunderboringen er beskrevet i afsnit 5.3.

På samme måde som sedimentspredning ved anlægsarbejdet er tilførslen af boremudder og spredning af metaller i forbindelse med underboringen vurderet. Her gælder det, at frigivelsen og spredning af metaller ikke må medføre en forringelse af overfladevandområdets tilstand og ikke hindre opfyldelse af fastlagte miljømål. Jævnfør Miljøstyrelsens vejledning nr. 9368 af 04/04/2025 (Miljøstyrelsen, 2025) er det beregnet, om der er behov for fortyndingszoner for de metaller, der udledes ved underboringen. Det er ligeledes beregnet, om der vil være en målbar stigning i det repræsentative målepunkt for stoffer, som i forvejen overskrider det

generelle miljøkvalitetskrav i overfladevandet. Yderligere er det vurderet, om der vil være en påvirkning på sedimentfasen.

6.4.1 Koncentration af metaller i boremudder

For at vurdere omfanget af frigivelse og opslæmning af metaller i vandfasen som følge af underboringen er der opstillet en model ud fra følgende:

Koncentration i den tilførte boremudder

Boremudder består af 50% jord og 50% borevæske. Det vil sige, at koncentrationen i boremudder består af 50% af den i forvejen forekommende koncentration i de gennemborede lag i undergrunden og 50% af koncentration fra borevæsken. Derfor beregnes bidraget fra både jorden, samt fra borevæskeproduktet.

Den totale koncentration af metaller (mg/m^3) i den tilførte boremudder beregnes som den totale stofmængde opblandet i volumen af boremudder ud fra følgende formler:

Mængden af metal i mg i sedimentet beregnes som:

$$m_s = f_{TS} \times V_b \times \rho \times 0,5 \times C_s$$

Hvor; m_s er massen af metal (mg), f_{TS} er fraktionen af tørstofindholdet (0,74), V_b er volumen af boremudder (m^3), ρ er densiteten af sedimentet (1500 kg TS/m^3), "0,5" angiver jordfraktionen af boremudderen, og C_s er koncentrationen af metaller i jorden (mg/kg TS).

Mens mængden af metal i mg i borevæskeproduktet beregnes som:

$$m_v = V_b \times 0,5 \times C_a$$

Hvor; m_v er massen af metal i borevæskeproduktet (mg), V_b er volumen af boremudder (m^3), "0,5" angiver borevæskefraktionen af boremudderen, og C_a er koncentrationen af metal i produktet (mg/m^3).

Koncentration af metal i boremudder tilførslen beregnes som den totale stofmængde opblandet i volumen af boremudder ud fra følgende formel:

$$C_b = \frac{m_s + m_v}{V_b}$$

Hvor C_b er den samlede koncentration af metal i boremudderen (mg/m^3), m_s er massen af metal i sedimentfraktionen (mg), m_v er massen af metal fra produktet (mg), og V_b er volumen af boremudder (m^3).

Koncentration er således beregnet ud fra den konservative antagelse at 100 % ender i hhv. sediment eller vandfasen i de efterfølgende vurderinger. Den maksimale mængde boremudder der i alt tilføres fra de tre underboringer, er beregnet til 200 m^3 . CEBOGEL OCMA benyttes i en dosering på 70 kg/m^3 vand, herfra kan koncentrationer af indholdsstoffer beregnes, ved at antage at der anvendes en dosering på 70 kg/m^3 .

Af Tabel 6-7 fremgår de undersøgte stoffer og stofkoncentrationerne i henholdsvis det udborende materiale og bentonitproduktet CEBOGEL OCMA. Stofkoncentrationerne i produktet beregnes ud fra doseringen og koncentrationerne beskrevet oven for. Baggrundskoncentration i den udboret jord er som tidligere beskrevet (se afsnit 6.1.3).

Tabel 6-7 Anvendte koncentrationer i det udborende materiale baseret på baggrundskoncentrationer (sediment/den udborede jord) og i boremudderproduktet CEBOGEL OCMA.

Stof	Koncentration i sediment [mg /kg TS]	Koncentration i produkt [mg / kg TS]	Mængden i 100 m ³ udledt fra sediment-fraktionen [mg]	Mængden i 100 m ³ udledt fra borevæskefraktionen [mg]	Samlet mængde i 200 m ³ udledt boremudder [mg]
Antimon (Sb)	0,200	1,9	22.200	13.300	35.500
Arsen (As)	2,700	6,05	299.700	42.350	342.050
Barium (Ba)	47,00	68,4	5.217.000	478.800	5.695.800
Bly (Pb)	2,00	9,57	222.000	66.990	288.990
Cadmium (Cd)	0,03	0,12	3.330	840	4.170
Kobber (Cu)	1,20	13,3	133.200	93.100	226.300
Kobolt (Co)	2,90	3,58	321.900	25.060	346.960
Krom (Cr)	1,20	8,62	133.200	60.340	193.540
Kviksølv (Hg)	0,005	0,14	555	980	1.535
Molybdæn (Mo)	0,10	2,8	11.100	19.600	30.700
Nikkel (Ni)	1,50	6,32	166.500	44.240	210.740
Tin (Sn)	0,19	0,48	21.090	3.360	24.450
Vanadium (V)	9,20	18	1.021.200	126.000	1.147.200
Zink (Zn)	10,00	18,6	1.110.000	130.200	1.240.200

Nedenfor er beregnet tilførselskoncentrationer til henholdsvis vand (afsnit 6.4.2) og sediment (afsnit 6.4.4). Det er for begge beregninger antaget at 100 % af de tilførte metaller går til både henholdsvis vandfasen og til sedimentfasen. Der tages således ikke højde for fordelingen af tilført stof mellem vand og sediment. Det betyder, at de beregnede resultater er meget konservative og robuste, da de metaller, der tilføres havmiljøet fra underboringen, vil fordele sig henholdsvis vandfasen og sedimentfasen.

6.4.2 Påvirkning af vand i Kattegat fra boremudder

For tilførslen af boremudder-metaller til vandfasen benyttes den forenklede beregningsmetode fra Miljøprojekt nr. 690 (Miljøstyrelsen, 2002) til at bestemme koncentrationen af et metal i randen af en fortyndingszone.

Formlen skal anvendes til at bestemme, hvor stor afstand der kræves, førend der ikke længere er en overskridelse af det generelle miljøkvalitetskrav og/eller maksimumskoncentrationen og en koncentrationsstigning på maksimalt 5% ift. det generelle miljøkvalitetskrav.

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

C(x,y)	er koncentrationen i punkt (x,y) (µg/L)
Q	er vandføringen i udledningen (m ³ /s)
C ₀	er koncentrationen i væskefraktionen (µg/L)
D _y	er dispersionskoefficienten i y-retningen (m ² /s)
x	er afstand målt i strømretning (m)
y	er afstand målt på tværs af strømretning (m)

u er strømhastigheden (m/s)
H er vanddybden (m)

I Tabel 6-8 er vandføringen i udledningens (Q) værdi beskrevet samt vanddybden (H) og strømhastigheden (u). Co er koncentrationen i væskefraktionen af udledningen (se Tabel 6-9).

Dispersionskoefficienten dækker over diffusion og spredningseffekten, der må tillægges som følge af midling af hastighedsvariationer over afstand. Dispersionskoefficienten i y-retningen kan estimeres efter følgende formel:

$$D_y = \frac{3,6 \times u \times H}{10}$$

Tabel 6-8 Anvendte generelle parametre og værdier benyttet til beregning af spredning.

<u>Parameter</u>	<u>Benyttet værdi</u>	<u>Enhed</u>
<u>Tilførsel</u>	<u>200</u>	<u>m³/dag</u>
<u>Vandføring i tilførslen (Q)</u>	<u>0,002</u>	<u>m³/s</u>
<u>Vanddybde for tilførselspunkt (H)</u>	<u>5</u>	<u>m</u>
<u>Strømhastighed (u)</u>	<u>0,3</u>	<u>m/sekund</u>

I Tabel 6-8 er vandføringen (Q) udregnet ved at gå fra 200 m³ på en dag til m³/s, dybden er fastlagt på baggrund af vanddybden i udledningspunktet og strømhastigheden er bestemt ved at modelleringen af sedimentspredningen viste, at en strømhastighed på 0,3 m/s udgør en relevant worst-case i udledningens punkt, idet spredningen af porevand og sediment under disse forhold fortyndes langsommere.

Tabel 6-9 Beregnede tilførselskoncentrationer fra underboringen. Gul markering af i forvejen forekommende koncentration (IFFK) angiver, at IFFK overskrider det generelle miljøkvalitetskrav. Rød markering af udledningskoncentrationen angiver, at der er overskridelse af det generelle miljøkvalitetskrav og af maksimumskoncentrationen.

Stof	Tilførselskoncentration [µg/L]	IFFK (vand) [µg/L]	Generelle miljøkvalitetskrav [µg/L]	Maksimumkoncentration [µg/L]
Antimon (Sb)	177,5	1	11,3	117
Arsen (As)	1.710,3	1,1	1,6 ¹⁾	2,1 ¹⁾
Barium (Ba)	28.479,0	13	5,8	145
Bly (Pb)	1.445,0	0,2	1,3	14
Cadmium (Cd)	20,9	0,1	0,2	0,45
Kobber (Cu)	1.131,5	0,99	1,2 ¹⁾	2,2 ¹⁾
Kobolt (Co)	1.734,8	0,2	0,28	34
Krom (Cr)	967,7	0,5	2,5	85
Kviksølv (Hg)	7,7	0,008	Na	0,07
Molybdæn (Mo)	153,5	2,23	6,7	587
Nikkel (Ni)	1.053,7	0,64	8,6	34
Tin (Sn)	122,3	0,4	0,04	-
Vanadium (V)	5.736	1,5	5,1 ¹⁾	58,8 ¹⁾
Zink (Zn)	6.201	4,2	8 ¹⁾	8,6 ¹⁾

1) Baggrundskoncentrationen i Øresund er tillagt de generelle miljøkvalitetskrav jf. 5) i BEK 1668. (Larsen, 2024)

Af Tabel 6-9 fremgår det, at tilførselskoncentrationen for alle beregnede metaller vil overskride MKK, hvorved metallerne er vurderet at være potentielt miljøkritiske, og der er for metallerne beregnet, i hvilken afstand frigivelsen af de pågældende metaller er fortyndet til miljøkvalitetskravet. For alle metallerne, på nær molybdæn, overskrider tilførslen også maksimum koncentration, og der skal således også beregnes fortyndingszoner for maksimumkoncentrationen for disse metaller.

For barium og tin (afsnit 6.4.2.2), gælder det, at den i forvejen forekommende koncentration overskrider det generelle miljøkvalitetskrav i Kattegat, og der er ligeledes beregnet en teoretisk stigning af den resulterende koncentration i fortyndingszonens rand, samt om der er en målbar stigning i et repræsentativt målepunkt.

6.4.2.1 Påvirkning fra metaller, hvor de i forvejen forekommende koncentrationer overholder det generelle miljøkvalitetskrav

For de metaller, hvor koncentrationer i tilførslen overskrider miljøkvalitetskrav, og enten ikke er detekteret i Kattegat, eller hvor den i forvejen forekommende koncentration er under miljøkvalitetskravet, er der foretaget en vurdering af, om tilførslen vil kunne medføre en forringelse af vandområdet efter Indsatsbekendtgørelsens § 8. Der er beregnet, i hvilken afstand den resulterende koncentration (tilført koncentration og IFFK) overholder miljøkvalitetskravet. Uden for denne udbredelse vil tilførslen ikke påvirke opfyldelse af relevante miljøkvalitetskrav, og tilførslen vil derfor ikke medføre en forringelse af vandområdet som helhed.

Det samme gør sig gældende for de metaller, hvor koncentrationen overskrider maksimumkoncentrationen. For disse, skal der ligeledes udpeges en blandingszone, hvor maksimumkoncentrationen er overholdt i randen af blandingszonen (porevandskoncentrationen + IFFK). Fortyndingszonens udbredelse er beregnet ud fra beregningsmetoden angivet i Miljøprojekt nr. 690 (*Miljøstyrelsen, 2002*) under inddragelse af den i forvejen forekommende koncentration. Fortyndingszonernes udbredelse er angivet i *Tabel 6-10*.

Tabel 6-10 Resultater af beregning af udbredelsen af de nødvendige fortyndingszoner for metaller, hvor de i forvejen forekommende koncentrationer overholder det generelle miljøkvalitetskrav i Kattegat (tilført koncentration og IFFK overskrider ikke grænseværdien i fortyndingszonens rand). Der er anvendt en cut-off for afstanden på 0,05 m, hvilket svarer til 5 cm.

Stof	Tilførselskoncentration [µg/L]	IFFK (vand) [µg/L]	Koncentration i fortyndingszone rand + IFFK i henhold til MKK [µg/L]	Fortyndingszone udbredelse i henhold til MKK [m]	Koncentration i fortyndingszone rand + IFFK i henhold til Maks. koncentration [µg/L]	Fortyndingszone udbredelse i henhold til Maks. koncentration [m]
Antimon (Sb)	177,5	1	0,46	0,05	0,46	0,05
Arsen (As)	1.710,3	1,1	1,57	0,4	1,82	0,3
Bly (Pb)	1.445,0	0,2	1,18	0,5	3,76	0,05
Cadmium (Cd)	20,9	0,1	0,05	0,05	0,05	0,05
Kobber (Cu)	1.131,5	0,99	1,04	0,4	2,08	0,1
Kobolt (Co)	1.734,8	0,2	2,26	0,2	4,52	0,05
Krom (Cr)	967,7	0,5	2,30	0,06	2,52	0,05
Kviksølv (Hg)	7,7	0,008	-	-	0,02	0,05
Molybdæn (Mo)	153,5	2,23	0,40	0,05	0,40	0
Nikkel (Ni)	1.053,7	0,64	2,74	0,05	2,74	0,05
Vanadium (V)	5.736	1,5	4,70	0,5	14,94	0,05
Zink (Zn)	6.201	4,2	6,59	0,3	8,07	0,2

Af Tabel 6-10 fremgår det, at minimumsafstanden fra tilførslen, for at koncentrationen er fortyndet til det generelle miljøkvalitetskrav for alle metaller, er mindre end 0,5 m (vanadium) og

bly. For fortynding til maksimumkoncentrationen er den største minimumsafstand 0,3 m (arsen).

Udbredelsen af blandingszoner i kystvande skal som udgangspunkt begrænses til maksimalt 350 m fra udledningsstedet, jf. Miljøstyrelsen FAQ 67 (Miljøstyrelsen, 2025). Den største beregnede fortyndingszone er 0,5 m, hvilket er en markant mindre udstrækning end det maksimalt tilladte. Frigivelse af metaller i koncentrationer over hhv. MKK og maksimumkoncentrationen, hvor IFFK ikke overskrider det generelle miljøkvalitetskrav, vil således ikke kunne medføre en forringelse af Kattegats tilstand.

6.4.2.2 Påvirkning fra stoffer der i forvejen overskrider det generelle miljøkvalitetskrav

For metallerne barium og tin, hvor den i forvejen forekommende koncentration i Kattegat begge overskrider miljøkvalitetskravet, vurderes påvirkningen af yderligere tilførsel jf. Miljøstyrelsens FAQ 43 (Miljøstyrelsen, 2025). Der skal således beregnes, i hvilken afstand tilførslen i sig selv ikke udgør en væsentlig kilde (tilførte koncentration < MKK og KVKK i blandingszonens rand) og i hvilken afstand den fortyndede koncentrationsstigning (tilførslen + IFFK) maksimalt overskrider den anvendte grænseværdi med 5%.

Den tilførte koncentration, den i forvejen forekommende koncentration, og fortyndingszonens udbredelse for barium og tin er angivet i Tabel 6-11.

Af Tabel 6-11 fremgår det, at den minimale afstand der skal til, hvor tilførslen i sig selv ikke udgør en væsentlig kilde, er 2,6 m for barium og 1,9 m for tin og at barium henholdsvis tin er fortyndet til 5% af det generelle miljøkvalitetskrav 4,5 m og 4,3 m fra tilførselspunktet.

Tabel 6-11 Resultater af beregning af udbredelsen af de nødvendige fortyndingszoner for sølv, som i forvejen overskrider det generelle miljøkvalitetskrav i Kattegat (maks. overskridelse af grænseværdien på 5 % i randen af fortyndingszonen). Rød markering angiver at udløbskoncentration og i forvejen forekommende koncentration (IFFK) overskrider det generelle miljøkvalitetskrav.

Stof	Tilførselskoncentration [µg/L]	IFFK (vand) [µg/L]	Koncentration i fortyndingszone rand (uden IFFK) [µg/L]	Koncentration i fortyndingszone rand + IFFK [µg/L]	Fortyndingszone udbredelse ifm. MKK [m] (uden IFFK)	Fortyndingszone udbredelse ifm. KVKK [m] (uden IFFK)	Fortyndingszone til 5% af MKK udbredelse [m] (med IFFK)
Barium (Ba)	28.479,0	13	0,256	13,256	2,6	0,05	4,5
Tin (Sn)	122,3	0,4	0,002	0,402	1,9	-	4,3

Udbredelsen af blandingszoner i kystvande skal som udgangspunkt begrænses til maksimalt 350 m fra tilførselsstedet, jf. Miljøstyrelsen FAQ 67 (Miljøstyrelsen, 2025). Den beregnede fortyndingszone har en markant mindre udstrækning end dette med en udbredelse 4,5 m. Tilførslen af metallerne barium og tin, der i forvejen findes i recipienten over miljøkvalitetskravet, vil således ikke kunne medføre en forringelse af Kattegats tilstand.

Repræsentativt målepunkt

For stoffer, hvor den i forvejen forekommende koncentration, overskrider det generelle miljøkvalitetskrav skal det ligeledes vurderes, om frigivelsen medfører en målbar koncentrationsstigning i et repræsentativt målepunkt ("ikke forringelse"). Beregningen herfor er gjort i det følgende afsnit (Tabel 6-12), med samme model, som blev brugt til beregning af fortyndingszonerne, hvor afstanden er sat til afstanden til det repræsentative målepunkt (1700 m) og vanddybden er sat til dybden ved tilførselspunktet (5 m).

Tabel 6-12 Resultater af beregning af koncentrationsstigningerne i det repræsentative målepunkt (RM) for barium og tin, hvor den i forvejen forekommende koncentration overskrider det generelle miljøkvalitetskrav i Kattegat. Rød markering angiver at i forvejen forekommende koncentration (IFFK) og den resulterende koncentration (IFFK + koncentrationsstigning) overskrider det generelle miljøkvalitetskrav.

Stof	IFFK (vand) [µg/L]	Koncentrationsstigning i RM (uden IFFK) [µg/L]	Resulterende koncentration (IFFK + koncentrationsstigning) i RM [µg/L]
Barium (Ba)	13	0,0000	13
Tin (Sn)	0,4	0,0000	0,4

I forhold til at vurdere om der er en målbar stigning ift. IFFK i det repræsentative målepunkt, viser beregningen, at koncentrationsstigningen (uden IFFK) ikke er målbar, da de beregnede koncentrationsstigninger både er lavere end detektionsgrænserne, og da koncentrationsstigningen afrundet til en decimal (svarende til antallet af decimaler i miljøkvalitetskravet) er henholdsvis 0,0 og 0,00. Det betyder, at koncentrationsstigningen er så lav, at den er uden betydning, og at den desuden vil være inden for den analysetekniske usikkerhed og derfor ikke kunne måles med de almindeligt anvendte analysemetoder i forbindelse med overvågning af overfladevand.

Ovenstående resultater viser, at underboringen ikke vil lede til yderligere overskridelser af grænseværdien, for stofferne hvor den i forvejen forekommende koncentration allerede overskrider det generelle miljøkvalitetskrav. Som det kan ses af Tabel 6-12 vil der ikke være nogen målbar koncentrationsstigning af metallerne barium og tin i det repræsentative målepunkt, som følge af underboringen, da de beregnede koncentrationer efter underboringen i det repræsentative målepunkt vil være de samme som IFFK.

Det vurderes derfor, at den observeret koncentration ikke vil påvirke det årlige gennemsnit og dermed ikke vil indebære risiko for tilstandsforringelse eller hindring af målopfyldelse af hverken kemisk eller økologisk tilstand i vandområderne Kattegat, Nordsjælland (ID200), Kattegat, SØ 12 sm (ID202), Nordlige Øresund (ID6) og Øresund, 12sm (ID11) og Sverige.

6.4.3 Påvirkning af biota i Kattegat, Nordsjælland fra boremudder

Det fremgår af Miljøstyrelsens vejledning nr. 9368 af 04/04/2025 (Miljøstyrelsen, 2025), at overholdelse af det generelle miljøkvalitetskrav for vand i randen af en eventuel blandingszone vil sikre overholdelse af miljøkvalitetskravet for biota, og dermed sikre, at der ikke vil ske en væsentlig koncentrationsstigning i biota. Dette kan antages indtil mere sikker viden om dette kan tilvejebringes. Baseret på dette, vil der således ikke være en påvirkning på biota for de vurderede metaller uden for de angivne fortyndingszoner.

Inde i de beregnede fortyndingszoner vurderes der ikke at være risiko for påvirkning af biota, da både zonernes begrænsede udbredelse og korte varighed betyder, at de ikke udgør en reel risiko for negative effekter på biota i området. I forbindelse med tilførslen vil der opstå et midlertidigt område med øget turbiditet lokalt omkring boregruben. Eventuelle individer, der måtte opholde sig i området, vil naturligt søge væk i den begrænsede periode, hvor tilførslen finder sted.

I henhold til Miljøstyrelsens vejledning nr. 9368 af 04/04/2025 (FAQ 33), vil overholdelse af det generelle miljøkvalitetskrav for vand, sikre overholdelse af miljøkvalitetskravet for biota. jf.

Miljøstyrelsens vejledning nr. 9368 af 04/04/2025 (FAQ 50), vil overholdelse af miljøkvalitetskravet som udgangspunkt samtidig sikre, at der ikke ser en væsentlig koncentrationsstigning i biota.

Et af de stoffer, som der er detekteret i små mængder i såvel borevæsken, som i den gennem-borede undergrund, er kviksølv. Kviksølv er et EU-prioriteret stof som ikke har et generelt miljøkvalitetskrav, men derimod et miljøkvalitetskrav for biota på 20 µg/kg vådvægt, og en maksimumkoncentration for vand på 0,07 µg/l. Dette betyder at Miljøstyrelsens vejledning nr. 9368 af 04/04/2025 (FAQ 33 og 50), ikke kan anvendes for dette stof fsva. vurderingen af stoffets påvirkning af biota. FAQ 24 angiver at årsagen til, at der for blandt andet kviksølv ikke foreligger et generelt kvalitetskrav, er, at det ikke har været muligt at fastsætte en pålidelig værdi.

Den tilførte boremudder i forbindelse med kystunderboringen indeholder små mængder kviksølv, der dels stammer fra det udborede sediment og dels som et naturligt forekommende metal i den bentonit, der benyttes til underboringen. Det er beregnet, at der i alt udledes 1,54 g kviksølv fra boremudderen, hvilket vil resultere i en koncentration på 7,7 µg/l. Det er i de udførte beregninger af påvirkningen af vandfasen konservativt antaget at alle metaller, i den tilførte boremudder, spredes til vandfasen. I virkeligheden vil der ske en fordeling af de tilførte metaller mellem vand- og sedimentfasen, så de beregnede koncentrationer og fortyndingszoner vil være mindre end de beregnede.

Desuden vil tilførslen af boremudder være kortvarig og kun finde sted én gang og aldrig gentage sig. Da det som oven for beregnet ses, at tilførslen kun giver anledning til en helt lokal (< 1,3 m) overskridelse af maksimumskoncentrationen lige omkring tilførselspunktet, og da det forventes, at denne overskridelse varer mindre end 24 timer og ikke forekommer igen, når underboringen er udført, vurderes det, at der ikke vil være en påvirkning af biota som følge af tilførslen af kviksølv, der kan give anledning til forringelse af tilstanden for biota eller forhindre målopfyldelsen.

6.4.4 Påvirkning af sediment i Kattegat fra boremudder

Tilførsel af metaller i forbindelse med underboring af kablerne vil udover en eventuel påvirkning af vandkvaliteten også kunne medføre påvirkning af sedimentkvaliteten.

Ifølge Miljøstyrelsens vejledning nr. 9368 af 04/04/2025 (FAQ 43), (Miljøstyrelsen, 2025), kan der kun tillades tilførsler, som ikke leder til mere end 1% stigning af værdien for miljøkvalitetskravet for sediment for stoffer, hvor den i forvejen forekommende koncentration allerede overskrider stoffets miljøkvalitetskrav. For stoffer, hvor den i forvejen forekommende koncentration overholder kvalitetskravet i sediment, tillades der kun tilførsler, som kan lede til en koncentrationsstigning på maksimalt 5%. Derudover skal det vurderes om der vil være en målbar stigning i det repræsentative målepunkt.

I Tabel 6-13, ses forventede koncentrationer i boremudderen, IFFK og de tilhørende krav og kriterier for sediment. Datakilde for de IFFK kan ses i Tabel 4-6-5.

Tabel 6-13 Udregnede sediment koncentrationer i boremudder. Eksisterende koncentrationer i påvirkningszonen er baseret på afrundet gennemsnitlige koncentrationer fra enten NOVANA stationer eller referencer. Værdier markeret med rød angiver at der er overskridelse af sedimentkvalitetskravet.

Stof	Koncentration i boremudder [mg /kg TS]	IFFK [mg /kg TS]	Grænseværdi (Sediment) [mg /kg TS]	Anvendte grænseværdier
Antimon (Sb)	0,32	0,90	NA*	
Arsen (As)	3,08	4,23	0,4	SKK (Kriterie)
Barium (Ba)	51,31	225,00	NA*	
Bly (Pb)	2,60	13,00	163	SKK
Cadmium (Cd)	0,04	0,07	3,8	SKK
Kobber (Cu)	2,04	4,37	30	HELCOM
Kobolt (Co)	3,13	6,33	NA*	
Krom (Cr)	1,74	26,57	9,2	SKK
Kviksølv (Hg)	0,01	0,02	0,15	OSPAR
Molybdæn (Mo)	0,28	1,56	NA*	
Nikkel (Ni)	1,90	7,87	6,8	SKK
Tin (Sn)	0,22	1,80	36,5 x f _{oc} (0,37 m. f _{oc} 0,01)	SKK
Vanadium (V)	10,34	57,16	23,6	SKK
Zink (Zn)	11,17	32,03	150	OSPAR

Det forefindes ikke sedimentkvalitetskrav for metallerne antimon, barium, kobolt og molybdæn, hvorfor disse ikke er behandlet yderligere ifm. påvirkning på sediment. Det skal dog tilføjes at koncentrationen af disse 4 metaller i boremudderen er lavere end den IFFK og kan derfor ikke give anledning til en koncentrationsstigning ift. de IFFK.

Det fremgår af Tabel 6-13 at de IFFK for bly, cadmium, kobber, kviksølv og zink er under sedimentkvalitetskravet. Eftersom IFFK er under de fastsatte miljøkvalitetskrav, må en tilførsel ikke kunne medføre en væsentlig koncentrationsstigning i sedimentet (med IFFK i beregningen), hvor alt over 5% af sedimentkvalitetskravet må betragtes som en væsentlig koncentrationsstigning.

Koncentrationerne af bly, cadmium, kobber, kviksølv og zink i boremudderen er alle mindre end den IFFK. Tilførslen af boremudder vil således ikke kunne lede til koncentrationsstigninger i sedimentet. Reelt vil en tilførsel nærmere kunne medføre et koncentrationsfald i overfladesedimentet indenfor påvirkningsområdet.

For arsen, krom, nikkel, tin og vanadium ses det, at den IFFK overskrider sedimentkvalitetskriteriet. Det skal derfor beregnes om tilførslen af disse 5 metaller kan medføre en koncentrationsstigning i sedimentet i påvirkningsområdet.

6.4.4.1 Beregning af koncentrationsstigning inden for påvirkningszonen og i det repræsentative målepunkt

For at kunne beregne koncentrationsstigning i sediment antages det, at den samlede tilførte mængde af metaller (100%), fordeles i sedimentfasen i den definerede påvirkningszone (se afsnit 6.3). Det vil sige, at der ikke tages hensyn til nedbrydning eller ligevægtsfordeling mellem vand- og sedimentfasen. For underboringen er påvirkningszonen sat til et område, som er et defineret område omkring underboringen i forhold til strømningsretninger med videre (se afsnit 6.3). Det forventes, at det udborede materiale vil lægge sig på havbunden i dette område, og i mindre grad suspenderes til vandsøjlen og spredes yderligere. Det antages, at der vil ske en jævn fordeling i det berørte område i de øverste 3-5 cm som anvist i miljøstyrelsens vejledning nr. 9368 af 04/04/2025 (FAQ 44) (Miljøstyrelsen, 2025). I nærværende ansøgning benyttes 5 cm som sedimenthøjden for beregning af volumen af det berørte område, da de øverste 5 cm af sedimentlaget i området hyppigt omlægges som følge af det dynamiske kystnære miljø.

For at beregne koncentrationsstigningen, tages der udgangspunkt i blandingsligningen til udregningen af den resulterende koncentration, som angivet i Miljøprojekt nr. 690, 2002, afsnit 4.4.

$$C_{Region} = \frac{\sum V_i \cdot C_i + V_0 \cdot C_0}{\sum V_i + V_0}$$

For at kunne tage højde for vandindhold i henholdsvis boremudder og sedimentet, anvendes massen (enhed kg) af tørstofdelen af den tilførte boremuddermængde og påvirkningsområdet. Formlen er således:

$$C_{Res} = \frac{m_{bor} \cdot C_{bor} + m_{sed} \cdot C_{sed}}{m_{bor} + m_{sed}}$$

Hvor C_{Res} er den resulterende koncentration af metal i påvirkningsområdet (mg/kg TS), m_{bor} er den faste del af boremudderen (kg), C_{bor} er koncentrationen af metal i boremudderen (mg/kg TS), m_{sed} er massen af de øverste 5 cm sediment i påvirkningsområdet (kg) og C_{sed} er den IFFK i sedimentet (mg/kg TS).

For at beregne koncentrationsstigningen fratrækkes den IFFK og stigningen sammenlignes med SKK.

$$C_{Stigning \text{ ift. SKK}} = \frac{C_{Res} - C_{sed}}{SKK} \cdot 100\%$$

Hvor, $C_{Stigning \text{ ift. SKK}}$ er koncentrationsstigningen ift. SKK (%). I beregningerne anvendes der en densitet på 1500 kg/m³ for både boremudder og sediment. Tørstoffractionen (F_{ST}) i boremudderen sættes til 0,74 i både boremudder og sedimentet. Boremuddervolumen er sat til 100 m³, da der kun tages hensyn til den faste del af de 200 m³ boremudderen og volumen af påvirkningsområdet er baseret på påvirkningsarealet på 5,3 km² og 5 cm sedimenthøjde.

Jævnfør principperne i Miljøstyrelsens vejledning nr. 9368 af 04/04/2025 (FAQ 43) (Miljøstyrelsen, 2025) tillades kun tilførsler, der ikke medfører en koncentrationsstigning på mere end 1 % af miljøkvalitetskravet for sediment (med IFFK) for stoffer, der allerede overskrider MKK for sediment. Derudover må tilførslen i sig selv (uden IFFK) ikke kunne medføre en koncentrationsstigning på mere end 5% af SKK. Ovenstående gør sig gældende for arsen, krom, nikkel, tin og vanadium, hvor den IFFK overskrider sedimentkvalitetskriteriet.

For at vurdere om tilførslen i sig selv kan være en væsentlig kilde, sættes den IFFK til 0 i beregningen (blandingsligningen) og resultaterne fremgår af Tabel 6-14.

Tabel 6-14 Beregnede koncentrationsstigninger i påvirkningsområdet for arsen, krom og nikkel. IFFK er sat til 0, da det skal påvises, om tilførslen vil være en væsentlig kilde i sig selv. Koncentrationsstigningerne er angivet både i mg/kg TS og % ift. sedimentkvalitetskravet (SKK).

Stof	Koncentration i bore-mudder [mg /kg TS]	IFFK [mg /kg TS]	Resulterende koncentration i påvirknings-område [mg /kg TS]	Grænseværdi (Sediment) [mg /kg TS]	Koncentrations-stigning [mg /kg TS]	Koncentrationsstigning ift. SKK [%]
Arsen (As)	3,08	0	0,0012	0,4 (Kriterie)	0,0012	0,291
Krom (Cr)	1,74	0	0,0007	9,2 SKK	0,0007	0,007
Nikkel (Ni)	1,90	0	0,0007	6,8 SKK	0,0007	0,011
Tin (Sn)	0,22	0	0,0001	0,37 (SKK)	0,0001	0,023
Vanadium (v)	10,34	0	0,0039	23,6 (SKK)	0,0039	0,017

Det fremgår af Tabel 6-14 at koncentrationsstigningen vil være under 5% af sedimentkvalitetskravet og tilførslen kan således ikke betragtes, som værende væsentlig.

For både arsen, krom og nikkel er koncentrationen i boremudderet under IFFK og en tilførsel af boremudder vil ikke kunne give anledning til koncentrationsstigninger i sedimentet når IFFK tages med i beregningen. Dette er understøttet af resultaterne i Tabel 6-15, som er udregnet vha. blandingsligningen.

Tabel 6-15 Beregnede koncentrationsstigninger i påvirkningsområdet for arsen, krom og nikkel. Koncentrationsstigningerne er angivet både i mg/kg TS og % ift. sedimentkvalitetskravet (SKK). Negative værdier betyder et beregnet fald i koncentrationen. Værdier markeret med rød angiver, at der er overskridelse af sedimentkvalitetskravet.

Stof	Koncentration i bore-mudder [mg /kg TS]	IFFK [mg /kg TS]	Resulterende koncentration i påvirknings-område [mg /kg TS]	Grænseværdi (Sediment) [mg /kg TS]	Koncentrations-stigning [mg /kg TS]	Koncentrationsstigning ift. SKK [%]
Arsen (As)	3,08	4,23	4,23	0,4 (Kriterie)	-0,0004	-0,108
Krom (Cr)	1,74	26,57	26,56	9,2 SKK	-0,0094	-0,102
Nikkel (Ni)	1,90	7,87	7,86	6,8 SKK	-0,0023	-0,033
Tin (Sn)	0,22	1,80	1,80	0,37 (SKK)	-0,0006	-0,16
Vanadium (v)	10,34	57,16	57,14	23,6 (SKK)	-0,0177	-0,075

Som det fremgår af Tabel 6-15, vil tilførslen af boremudder ikke kunne give anledning til en koncentrationsstigning i påvirkningsområde, da der modsat vil kunne forventes et koncentrationsfald i overfladesedimentet, hvilket ses ud fra de negative værdier.

Repræsentativt målepunkt

Det repræsentative målepunkt er beliggende 12,6 km fra tilførselspunktet og ca. 7 km nordvest for påvirkningsområdet på 5,3 km², som vist i Figur 6-2. Miljømyndigheden skal jf. FAQ43 ved beregning sikre, at tilførslen til vand eller luft ikke medfører en målbar stigning i koncentrationen af pågældende stof i sedimentet i et repræsentativt målepunkt. En koncentrationsstigning antages at være målbar, hvis den beregnede koncentration er større end nul efter afrunding til én betydende decimal af sedimentkvalitetskravet (jf. (Miljø- og Fødevarerklagenævnet, 2025)).

Det kan på baggrund af beregningerne i Tabel 6-15 udelukkes at der ville kunne forekomme en målbar koncentrationsstigning i det repræsentative målepunkt: NOVANA målestation 97300002, da denne ligger ca. 7 km nordvest for påvirkningsområdet og 12,6 km nordvest fra tilførselspunktet.

Ved beregning af den resulterende koncentration ift. det repræsentative målepunkt, ville arealet være større end de 5,3 km² (påvirkningsarealet), og den beregnede resulterende koncentration vil derfor være tættere på IFFK. For at eksemplificere dette, anvendes der et areal på 10,6 km² (svarende til det dobbelte af påvirkningsarealet) i beregningen i Tabel 6-16. Det dobbelte areal anvendes, da afstanden ud til det repræsentative målepunkt ca. er det dobbelte af afstanden fra tilførselspunktet til kanten af påvirkningsarealet.

Tabel 6-16 Beregnede koncentrationsstigninger for arsen ift. det repræsentative målepunkt. Koncentrationsstigningerne er angivet både i mg/kg TS og % ift. sedimentkvalitetskravet (SKK). Negative værdier betyder et beregnet fald i koncentrationen. Værdier markeret med rød angiver at der er overskridelse af sedimentkvalitetskravet

Stof	Koncentration i boremudders [mg /kg TS]	IFFK [mg /kg TS]	Resulterende koncentration i påvirkningsområde [mg /kg TS]	Grænseværdi (Sediment) [mg /kg TS]	Koncentrationsstigning [mg /kg TS]	Koncentrationsstigning ift. SKK [%]
Arсен (As)	3,08	4,23	4,23	0,4 (Kriterie)	-0,0002	-0,054
Krom (Cr)	1,74	26,57	26,56	9,2 SKK	-0,0047	-0,051
Nikkel (Ni)	1,90	7,87	7,87	6,8 SKK	-0,0011	-0,017
Tin (Sn)	0,22	1,80	1,80	0,37 (SKK)	-0,0003	-0,08
Vanadium (v)	10,34	57,16	57,15	23,6 (SKK)	-0,0088	-0,037

Det kan på baggrund af ovenstående udelukkes at en tilførsel af boremudder vil kunne medføre en forringelse af vandområdet fsva. sediment eller forhindre mål opfyldelse.

6.4.5 BAT

Energinet har redegjort for kravene til BAT med udgangspunkt i kriterierne i bilag 5 til Godkendelsesbekendtgørelsen BEK nr. 1027 af 02/09/2024.

Forud for gennemførelsen af underboringen foretages geotekniske forundersøgelser af den undergrund, der skal gennembøres. Dette gøres for at boreentreprenøren kan planlægge underboringen og det krævede udstyr, så underboringen kan gennemføres uden problemer.

For underboringen og tilførslen af boremudder anvendes der udelukket CEBOGEL OCMA. Produktet er et rent bentonitprodukt uden polymerer. Produktet er vurderet ovenfor til ikke at give anledning til tilstandsforringelse eller hindre målopfyldelse. Det kan hertil nævnes at underboring foretages for at minimere miljøpåvirkningerne på stenrevne som ligger indenfor projektområdet.

Underboring og den forudgående planlægning betragtes derfor som BAT set i forhold til gravning eller spuling i områder med stenrev.

På baggrund af de 12 kriterier i bilag 5 i Godkendelsesbekendtgørelsen kan følgende tilføjes/uddybes:

1) Anvendelse af teknologi, der resulterer i mindst muligt affald.

Den benyttede metode til underboring er eneste kendte underboringsmetode. Der udføres tre borer med en diameter på ca. 350 mm. Det vurderes ikke muligt at reducere diameteren på underboringerne, hvorfor mængden af boremudder, der udledes til havet ikke kan nedbringes grundet tykkelsen på foringsrøret hvor kablerne skal ligge i. Borevæsken består af en blanding af vand og bentonitproduktet CEBOGEL OCMA. Blandingsforholdet bestemmes af produktleverandøren, der stiller med en mudderingeniør, som bistår underboringsentreprenøren på pladsen. Blandingsforholdet er bestemt af den geologiske sammensætning af de gennemborede lag og af pH, saltholdighed og erfaring med lignende projekter. Den mængde CEBOGEL OCMA, der opblandes i vand, kan derfor ikke reduceres, men gives af de faktiske forhold på lokaliteten og justeres derefter. Borerne afsluttes med foringsrør, som søkablerne kan trækkes ind igennem til kysten.

Det vurderes, at den metode, der benyttes til underboringen, er bedste anvendelige teknologi.

Fjernelse af udledt boremudder fra boregruberne kan ikke gennemføres ved bortgravning af hensyn til det installerede foringsrør, der kommer op af bunden midt i boregruben, og som med stor sandsynlighed ville blive beskadiget ved gravning i boregruben. Alternativet til bortgravning er sugning med sandsuger. Her vil der også være en risiko for at beskadige foringsrøret. Sandsugning kræver desuden mobilisering af et sandsugningsfartøj, hvilket vil være uforholdsmæssigt omkostningstungt set i lyset af den meget begrænsede miljøpåvirkning som udledningerne giver anledning til, og som der er redegjort for i ansøgningen. Ved sugning vil man desuden hverken kunne kontrollere mængden af opsuget materiale eller skelne mellem havbundssediment og boremudder. Man ville derfor potentielt fjerne ekstreme mængder sediment, som skal bortskaffes. Det fjernede sediment ville skulle erstattes med andet sediment for at kunne reetablere og tildække kabler. Man ville desuden kunne forårsage yderlig ophvirvling af sediment/boremudder til vandsøjlen under opsugningen.

Fjernelse af boremudder vurderes derfor både at forårsage yderligere miljøbelastning af det påvirkede område og at være en uforholdsmæssig indgribende aktivitet.

2) Anvendelse af mindre farlige stoffer.

Der benyttes kun ét borevæskeprodukt, CEBOGEL OCMA. Produktet er et rent bentonitprodukt uden tilsatte additiver. Produktet er velegnet til horisontale underboringer i saltvand. Brugen af produktet betyder, at der ikke er behov for at tilsætte andre borevæskeprodukter som additiv for at gennemføre boringen. Der er herved søgt at begrænse brugen af produkter mest muligt.

Det vurderes, at det produkt, der benyttes til underboringen, er bedste anvendelige teknologi.

3) Fremme af teknikker til nyttiggørelse og genanvendelse af stoffer, der produceres og forbruges i processen, og i relevant omfang affald.

Brugt boremudder, der er til overs, efter boreprocessen er afsluttet, kan i teorien benyttes til jordforbedring i landbruget. Energinet har imidlertid fået stillet vilkår om at boremudder skal bortskaffes til et godkendt modtageanlæg, hvorfor genbrug ikke er muligt.

Det vurderes på den baggrund, at de krav, der er stillet til projektet af miljøvurderingsmyndigheden, ikke tillader nyttiggørelse og/eller genanvendelse af overskydende boremudder.

4) Sammenlignelige processer, indretninger eller driftsmetoder, som er gennemprøvet med et tilfredsstillende resultat i industriel målestok.

Der er ikke i industrien kendskab til andre metoder til underboring af kyst og stenrev. Det eneste kendte alternativ er gennemgravning af kystskrænt, strand og stenrev, hvilket vurderes at være en langt mere miljømæssig indgribende metode.

Det vurderes, at den metode, der benyttes til underboringen i dette projekt, er bedste anvendelige teknologi for dette anlæg.

5) Teknologiske fremskridt og udviklingen i den videnskabelige viden.

Ved underboringen benyttes et specialborehoved forsynet med en gyro, der er forbundet med kabel til en målevogn, hvor operatøren sidder. Anordningen betyder, at operatøren til en hver tid ved, hvor borehovedet befinder sig og kan sikre at underboringen udføres med så høj sikkerhed og præcision, som muligt. Specialudstyret og operatøren kommer op fra Holland. Udstyret har høj efterspørgsel og er reserveret til Øresundsopgaven i god tid. Brugen af gyro vurderes at være bedste anvendelige teknologi i forhold til præcision og sikkerhed for boringsudførelsen.

6) De pågældende emissioners art, virkninger og omfang.

Horisontal underboring er en metode med en meget lille påvirkning af omgivelserne. Som beskrevet i ansøgningen undgås gennemgravning af et beskyttet stenrev inden for et Natura 2000-område. Konsekvensen er en udledning af i alt 200 m³ boremudder bestående af 100 m³ sediment fra undergrunden og 100 m³ borevæske (93 % vand og 7 % bentonit). Udledningen sker som tre separate udledninger af ca. 67 m³ med 6 dages mellemrum. Herefter udledes der ikke boremudder igen på lokaliteten. Fremtidige kabler forventes i fremtiden at kunne benytte de samme foringsrør, som de der installeres ved den nuværende metode. Dette betyder, at der ved en fremtidig udskiftning af kablerne ikke vil være de samme virkninger, omfang eller emissioner, da der ikke vil være behov for endnu en underboring.

Påvirkningen af havmiljøet er gennemgået i ansøgningens kapitel 4.

Det vurderes, at den metode, der er valgt til at føre kabelanlægget fra kysten og ud på havet under beskyttede stenrev, udgør bedste anvendelige teknologi. Alternativet som er gennemgravning, vil betyde større påvirkninger end den valgte metode.

7) Datoerne for nye eller bestående anlægs ibrugtagning.

December 2026.

Projektet gennemføres så hurtigt som muligt af hensyn til forsyningssikkerheden og muligheden for at få de nødvendige fartøjer til installation af kabelanlægget. De tre underboringer skal udføres i den periode, der er opgivet i ansøgningen. Denne kan ikke ændres.

8) Den tid, der er nødvendig for indførelse af BAT.

Der vurderes ikke at være et behov for tid til at indføre BAT, da de valgte metoder udgør bedste anvendelige teknologi for underboring af en kyst. Det bemærkes dog, at for at udnytte BAT ved brug af specialborehoved med gyro er det afgørende at kunne udnytte det vindue, der er

aftalt med entreprenøren for udførelse af boringerne, da gyrooperatøren er tilkaldt fra Holland, og da operatøren er fuldt booket hele sæsonen 2026.

9) Forbruget og arten af råstoffer, herunder vand, der forbruges i processen, og energieffektiviteten.

Se svarene ovenfor 1) – 8).

10) Behovet for at forhindre eller begrænse emissionernes samlede risiko for påvirkning af miljøet til et minimum.

Det vurderes at den benyttede metode – underboring af kyst og stenrev – og det benyttede produkt – CEBOGEL OCMA – til sammen udgør den bedste anvendelige teknologi for at føre de tre kabler fra land og ud til det punkt på havet, hvor de kan spules ned i havbunden.

11) Behovet for at forhindre uheld og begrænse følgerne heraf for miljøet.

Der vil altid være risiko for utilsigtet udslip af boremudder til havbunden. Dette er mitigeret ved forud for underboringen at have lavet geotekniske boringer på både land og på havet. Her ved kan den optimale længde og dybde af boringen planlægges, samt de optimale trykforhold i og fremdriften af selve underboringen. Det vurderes, at denne planlægning bedst muligt sikrer, at der ikke sker utilsigtede udslip til havbunden. Underboringernes længde er tilpasset, så passagen af det beskyttede stenrev sker, hvor underboringen har størst dybde til overfladen. Her ved er risikoen for udslip reduceret mest muligt. Det kan ikke fuldstændigt udelukkes, at der kan ske udslip, umiddelbart inden boringen gennembryder havbunden. Det vurderes, at eventuelle udslip vil ske til selve boregruben, da bunden af boregruben ligger 2,5 m under havbunden, og derfor er det sted, hvor boremudder fra et udslip nemmest vil sive ud.

De planlagte underboringer vurderes som følge af ovenstående forberedelser at være BAT.

12) Informationer, som offentliggøres af offentlige internationale organisationer, herunder BAT-referencedokumenter, i det omfang disse er relevante for den pågældende type af virksomhed.

Punktet vurderes ikke at være relevant for de ansøgte underboringer.

6.4.6 Kumulative effekter ved etablering af boregruber i forhold til underboringerne

De etablerede boregruber og ophvirvlingen af sediment i forbindelse med disse er blevet beskrevet og ansøgt om i § 27, stk. 2-ansøgningen til Helsingør Kommune. Da aktiviteten finder sted forud for udledningen fra underboringen, kan der potentielt forekomme en kumulativ påvirkning. Dette forhold beskrives derfor herunder.

Sedimentet fra etableringen af boregruberne vil blive placeret midlertidigt omkring boregruberne, da det efterfølgende skal anvendes til tilbagefyldning, når kablet er installeret. Materialet vil dermed blive tilbageført til det område, hvor det oprindeligt er opgravet. Det sediment, der opgraves og placeres omkring gruberne, har maksimalt samme koncentration af stoffer som det omkringliggende sediment. Koncentrationen af stoffer i det opgravede sediment vil være en blanding af sediment fra overfladen til 2,5 m under overfladen. Da koncentrationen af MFS falder med dybden, vil det sediment, der opgraves have samme eller lavere koncentrationer end det overfladesediment der ligger i det påvirkede område.

Da vurderingen af påvirkningen tager udgangspunkt i en potentiel koncentrationsstigning som følge af ophvirvling af sediment, vil tilførslen af sediment med samme koncentration (eller lavere) end det omgivende materiale ikke medføre en øget koncentration i området.

Frigivelsen af metaller til vandfasen ved ophvirvlingen af sediment under grave arbejdet sker

forud for underboringerne. Der forventes således ikke en kumulativ effekt, da de opløste metaller fra gravearbejdet vil være ført bort fra området før den første underboring initieres.

Der forventes derfor ikke en kumulativ effekt fra etableringen af boregruber, idet koncentrationniveauet vil være det samme før og efter etableringen af boregruberne.

6.4.7 Habitatvurdering

Der er i forbindelse med udarbejdelsen af miljøkonsekvensvurderingen for nærværende projekt foretaget en Natura 2000 konsekvensvurdering for Natura 2000-område N195/H171 Gilleleje Flak og Tragten, som tilførslen af boremudder foregår til. Konsekvensvurderingen konkluderer sammenfattende, at projektet i sin helhed ikke vil medføre skade på de habitatnaturtyper eller arter, der fremgår af udpegningsgrundlagene for nærliggende Natura 2000-områder. Projektet vil ikke skade områdernes integritet eller være til hinder for opnåelse af områdernes bevaringsmålsætninger.

Der er samtidigt i miljøkonsekvensvurderingen lavet en vurdering af områdets marine vandområder. Vurderingen konkluderer, at projektet ikke vil forringe berørte vandområders tilstand eller hindre deres målopfyldelse.

For tilførslen af boremudder er vandområdevurderingen i miljøkonsekvensvurderingen baseret på borevæskeproduktet HYDRAUL-EZ. Af underboringstekniske årsager har det imidlertid været nødvendigt at ændre borevæskeproduktet til produktet CEBOGEL OCMA i kystunderboringerne, som der ansøges om i denne ansøgning.

Der er foretaget en sammenligning af de to produkter for at vurdere om ændringen påvirker projektets habitatvurdering eller vurdering af vandområder.

Sammenligningen kan illustreres af nedenstående to tabeller for påvirkningen af henholdsvis vand og sediment som følge af tilførslen af boremudder.

Tabel 6-17 viser de resulterende fortyndingszoner inden for hvilke det generelle miljøkvalitetskrav for vand er overskredet. Resultatet viser, at udbredelsen af de resulterende fortyndingszoner for de to produkter er meget lille og stort set ens. Den største forskel ses for tin, hvor CEBOGEL OCMA har en fortyndingszone, som er 0,9 m mindre end for HYDRAUL-EZ.

Tabel 6-18 viser den udregnede koncentrationsstigning i påvirkningsområdet i forhold til sedimentkvalitetskravet for de målte metaller. Beregningen er lavet på baggrund af den maksimale koncentrationsstigning på 1 % af sedimentkvalitetskravet, som ville kunne tillades ifm. en udladning. Negative tal viser, at der i realiteten vil være tale om et koncentrationsfald i påvirkningsområdet, hvilket vil sige, at der ikke er en påvirkning på sediment. For alle beregnede koncentrationsændringer ses det for begge produkter, at værdierne er langt under den 1% af sedimentkvalitetskravet, som ville kunne tillades. Det ses desuden, at der ikke er en væsentlig forskel på de to produkter.

Endeligt skal det anføres, at analyserne af HYDRAUL-EZ, der ud over bentonit indeholder en cellulosepolymer, viser, at der er lille indhold i produktet af kloroform og af formaldehyd. Det nye produkt, CEBOGEL OCMA, er et helt rent bentonitprodukt, som derfor kun har et naturligt forekommende indhold af metaller i bentonitten. Der vil således ikke forekomme en tilførsel af kloroform og formaldehyd ved produktskiftet til CEBOGEL OCMA.

Sammenligningen viser således, at påvirkningen fra de to produkter er den samme, hvorfor det vurderes, at der hverken er ændringer af de vandområdevurderinger eller habitatvurderinger, som er udført i forbindelse med selve miljøkonsekvensvurderingen. Det vurderes derfor, at de eksisterende vurderinger af vandområder og af habitatområder fortsat er gældende.

Tabel 6-17 Sammenligning af beregnede fortyndingszoner i vand for metaller ved udledning af henholdsvis det tidligere vurderede produkt, HYDRAUL-EZ og det ansøgte produkt CEBOGEL OCMA. Den benyttede dosering i kg/m³ af produkterne, som indgår i beregningerne, er anført.

Afstand MKK		
	HYDRAUL-EZ [30 kg/m ³]	CEBOGEL OCMA [70 kg/m ³]
Metal	Meter	Meter
Antimon (Sb)	0,05	0,05
Arsen (As)	0,36	0,40
Barium (Ba)	2,50	2,60
Bly (Pb)	0,32	0,50
Cadmium (Cd)	0,24	0,05
Chrom (Cr)	0,05	0,06
Kobber (Cu)	0,16	0,40
Kobolt (Co)	0,20	0,20
Kviksølv (Hg)	-	-
Molybdæn (Mo)	0,05	0,05
Nikkel (Ni)	0,05	0,05
Tin (Sn)	2,80	1,90
Vanadium (V)	0,36	0,50
Zink (Zn)	0,18	0,30

Tabel 6-18 Tabellen viser den udregnede koncentrationsstigning i påvirkningsområdet i forhold til sedimentkvalitetskravet for de anførte metaller. Beregningen er lavet på baggrund af den maksimale koncentrationsstigning på 1 % af sedimentkvalitetskravet, som ville kunne tillades ifm. en udledning. Den benyttede dosering i kg/m³ af produkterne, som indgår i beregningerne, er anført.

Koncentrationsstigning 1% SKK		
	HYDRAUL-EZ [30 kg/m ³]	CEBOGEL OCMA [70 kg/m ³]
Metal	%	%
Arsen (As)	-0,1188	-0,1083
Bly (Pb)	-0,0025	-0,0024
Cadmium (Cd)	0,0218	-0,0003
Chrom (Cr)	-0,1029	-0,1018
Kobber (Cu)	-0,0036	-0,0029
Kviksølv (Hg)	0,0635	-0,0022
Nikkel (Ni)	-0,0338	-0,0331
Vanadium (V)	-0,0762	-0,1633
Zink (Zn)	-0,0055	-0,0748

7. Tidsplan

Projektfase	Tidsplan 2026				
Underboringer	Q1	Q2	Q3	Q4	Samlet Periode for enkelte aktiviteter
HDD1		X	X		3-5 uger etablering af arbejdsplads + overholdelse af vilkår Estimeret aktiv arbejdstid på underboringen: 7 dage
HDD2		X	X		3-5 uger etablering af arbejdsplads + overholdelse af vilkår Estimeret aktiv arbejdstid på underboringen: 7 dage
HDD3		X	X		3-5 uger etablering af arbejdsplads + overholdelse af vilkår Estimeret aktiv arbejdstid på underboringen: 7 dage

8. Koordinater for tilførselspunkter

Koordinaterne for de tre tilførselspunkter er angivet neden for som UTM-koordinater og som længde-/breddegrad.

Easting	Northing	Breddegrad	Længdegrad
343666	6219428	N56° 05,66'	E012° 29,22'
343704	6219416	N56° 05,66'	E012° 29,25'
343739	6219401	N56° 05,65'	E012° 29,29'
Datum: ETRS89 og projektion 33N			

9. Referencer

- CEBO. (18. 03 2026). CEBOGEL® OCMA – Heavy Metals Content .
- DHI. (2021). *Risikovurdering af boremudderprodukter*.
- DHI. (2025). *Risikovurdering af borevæskeprodukter, udkast oktober 2025*. Energinet.
- ECHA. (13. 11 2024). *ECHA CHEM*. Hentet fra ECHA Chemicals Database:
<https://chem.echa.europa.eu/>
- ECHA. (2025). *ECHA*. Hentet fra Formaldehyde: <https://echa.europa.eu/da/registration-dossier/-/registered-dossier/15858/5/1>
- Energinet. (2025). *Øresund System 2 - Udskiftning af kabelforbindelse. Miljøkonsekvensrapport*.
- Geo. (2022). *Øresund FL25 – Cable Route Survey – WP C - Geotechnical and Environmental Investigations*.
- HELCOM. (2018). *State of the Baltic - Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. Baltic Sea Environment Proceedings 155. ISSN 0357-2994. Findes her: www.helcom.fi/baltic-sea-trends/holistic-assessments/state-of-the-baltic-sea-2018/reports-and-materials/*.
- Horn & Co. Analytics GmbH. (08 2021). Water hazard class (WHC). Cebogel OCMA.
- Larsen, M. M. (2024). *Baggrundskoncentrationer af arsen, kobber, zink, barium og vanadium i Øresunds*. Aarhus Universitet, DCE - National Center for Miljø og Energi.
- Miljø- og Fødevarerklagenævnet. (11. juni 2025). Ophævelse og hjemvisning i sag om miljøgodkendelse af Skærbækværkets udledning af rensed spildevand til Kolding Fjord.
- Miljø- og Ligestillingsministeriet. (2024). Analyse kvalitetsbekendtgørelsen. *BEK nr 811 af 19/06/2024 - Bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2024/811>
- MiljøGIS. (2023). MiljøGIS for Vandområdeplaner 2021-2027.
<https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022>.
 Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.
- MiljøGIS. (2026). MiljøGIS for Vandområdeplaner 2021-2027 efter genbesøg.
<https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3genbesoeg2024>.
 Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.
- Miljøportalen. (2023). *Miljøportalen, miljødata, miljøfremmede stoffer i sediment - marin*.
 Hentet fra
<https://miljoedata.miljoportal.dk/?et=Datamart%20MFS%20Sediment%20Marin>.
- Miljøportalen. (14. november 2023). *Miljøpotalen*. Hentet fra Miljøportalen, miljødata:
<https://miljoedata.miljoportal.dk/>
- Miljøstyrelsen. (2002). *Udledning af miljøfarlige stoffer med spildevand. Miljøprojekt nr. 690*.
- Miljøstyrelsen. (2024). *Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet*.
 Hentet fra Miljøstyrelsen: <https://mst.dk/erhverv/sikker-kemi/kemikalier/graensevaerdier-og-kvalitetskriterier/kvalitetskriterier-for-miljoefarlige-forurenende-stoffer-i-vandmiljoet>
- Miljøstyrelsen. (2025). Vejledning til bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til overfladevand og havområder med ofte stillede spørgsmål og svar. *Vej nr 9368 af 04/04/2025*.
- Sanavada, K., Shah, M., Gandhi, D., Unnarkat, A., & Vaghasiya, P. (2023). A systematic and comprehensive study of Eco-friendly bentonite clay application in esterification and wastewater treatment. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, s. 2215-1532. doi:<https://doi.org/10.1016/j.enmm.2023.100784>.
- SDS sikkerhedsdatablade . (27. 12 2019). Sikkerhedsdatablad Cebogel OCMA.
- Sørensen, P., & Johansson, L. (2020). *Undersøgelse for mulige sammenhænge mellem miljøfarlige forurenende stoffer og oplandskarakteristika i vandløb*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 48 s. - Teknisk rapport nr. 177. Hentet fra <https://dce2.au.dk/pub/TR177.pdf>
- Vandplandata. (2025). *Vandplandata - kystvande. Miljøstyrelsen*. Hentet fra <https://vandplandata.dk/vp3genbesoeg2024/vandomraade/kystvande/DKCOAST200>.

- WSP. (2024). Udskiftning af 400 KV kabelforbindelse under Øresund. Marine miljø- og baselineundersøgelser. Rapport til Energinet Eltransmission A/S.
- WSP. (2024a). *Energinet Eltransmission A/S. Udskiftning af 400 KV kabelforbindelse under Øresund. Sedimentspredning i forbindelse med udskiftning af kabelforbindelse.*
- WSP. (2025). Bilag G: Frigivelse af miljøfarlige forurenende stoffer i forbindelse med udskiftning af kabelforbindelse . *Bilag til miljøkonsekvensrapport og miljøvurdering.*
- WSP. (2025a). *Udskiftning af 400 KV kabelforbindelse under Øresund. Sedimentspredning i forbindelse med udskiftning af kabelforbindelse. Rapport til Energinet Eltransmission A/S.*
- Yu, K., Xu, J., Jiang, X., Liu, C., McCall, W., & Lu, J. (2017). Stabilization of heavy metals in soil using two organo-bentonites. *Chemosphere*, s. 884-891.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.040>.

Med venlig hilsen

Julius Friis Petersen
Konsulent
Miljøvurdering Offshore
+4561120712
JUFPE@energinet.dk



Energinet Eltransmission A/S
Pederstrupvej 76
2750 Ballerup
www.energinet.dk