Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

NOTAT

Faglig beskrivelse af fremgangsmåden til vurdering af risiko for forringelse af kemisk tilstand i sager om klapning

1 Indledning

§ 8 i bekendtgørelse om indsatsprogrammer for vandområdedistrikter (indsatsbekendtgørelsen) fastsætter, at godkendelse af aktiviteter, herunder klapning, ikke må medføre forringelse af tilstanden i berørte vandområder eller hindre opfyldelsen af de fastsatte miljømål.

Det fremgår af Vejledning til bekendtgørelse om indsatsprogrammer for vandområdedistrikter[1], at der foreligger en forringelse i forhold til et miljøkvalitetskrav for et miljøfarligt forurenende stof (MFS), hvis koncentrationen af stoffet øges i det samlede vandområde. En sådan stigning anses for at foreligge, hvis den kan påvises ved et repræsentativt overvågningspunkt i det berørte overfladevandområde eller i tilstødende vandområder. I vejledningen er det forudsat, at vurderingen skal foretages ved en forudgående beregning under anvendelse af anerkendte videnskabelige beregningsmetoder.

For hvert MFS, der overskrider sedimentkvalitetskravet i vandområdet, vil tilstanden derfor yderligere forringes, hvis klapningsrelaterede aktiviteter, herunder opgravningen og genplaceringen, medfører en beregnelig stigning i koncentrationen af den aktuelle koncentration for det pågældende MFS ved et repræsentativt målepunkt i vandområdet.

I nærværende faglige beskrivelse redegøres for fremgangsmåden til vurdering af, om en ansøgt klapaktivitet kan forventes at medføre forringelse af det berørte vandområdes kemiske tilstand.

Vurderingen indebærer, at der foretages konkrete beregninger af, om opgravning og klapning medfører målbare koncentrationsstigninger af det pågældende stof i sediment ved et repræsentativt målepunkt i vandområdet.

Beregningen af den resulterende koncentration efter opgravning og klapning foretages på grundlag af den vægtede middelkoncentration af MFS i klapmaterialet samt den estimerede aktuelle koncentration af klaprelevante MFS i det berørte vandområde.

[1] Jf. VEJ nr. 10254 af 18. december 2025.

For hvert MFS foretages vurderingen for alle relevante matricer (sediment, vand og biota), for hvilke der er fastsat miljøkvalitetskrav i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand.

a) Vurderingen for *sedimentmatricen* foretages ved det repræsentative målepunkt i det berørte vandområde i forhold til to tidsskalaer: dels en beregning af den maksimale forekommende påvirkning af MFS i umiddelbar forbindelse med gennemførelse af klapaktiviteten, dels en beregning af påvirkningen i et langtidsscenarie, hvor kumulative effekter af øvrige relevante klaptilladelser inddrages.

b) Vurderingen for *vandmatricen* foretages i forhold til maksimumkoncentrationskravet på grundlag af beregninger af den største påvirkning af vandområdet, modelleret inden for det påvirkede vandområde.

c) Vurderingen for *biotamatricen* foretages på baggrund af beregning af målbar koncentrationsstigning ved det repræsentative målepunkt med udgangspunkt i det generelle kvalitetskrav for vandmatricen. Overholdelse af et stofs generelle kvalitetskrav for vand vil som udgangspunkt tillige sikre overholdelse af stoffets miljøkvalitetskrav for biota, idet der ved fastsættelsen af de generelle kvalitetskrav for vand er taget hensyn til beskyttelse mod sekundær forgiftning af biota samt beskyttelse af menneskers sundhed ved konsum.[2]

2 Udvælgelse af det repræsentative overvågningspunkt

Forringelsesrisikoen skal vurderes på baggrund af beregninger af målbare stigninger i koncentrationen af det pågældende stof ved et repræsentativt overvågningspunkt i det berørte overfladevandområde eller i tilstødende vandområder.

Ved udvælgelsen af et repræsentativt overvågningspunkt skal det sikres, at punktet ikke placeres så langt fra klapaktiviteten, at det ikke er repræsentativt for påvirkningen af vandområdet som helhed. Omvendt må et repræsentativt målepunkt heller ikke placeres så tæt på aktiviteten, at det ikke kan anses for repræsentativt for vandområdet som helhed. Placeringen af et repræsentativt målepunkt fastlægges på baggrund af vandområdets faktiske forhold, herunder dybdeforhold, strømforhold samt eventuelle eksterne påvirkninger, såsom andre punktudledninger.

Ved udvælgelsen af det repræsentative punkt undersøges, om der i vandområdet findes overvågningsstationer, hvor der overvåges eller tidligere er overvåget for MFS i det berørte overfladevand. Der tages alene hensyn til overvågningsstationer, hvor der er indsamlet sedimentprøver, idet sedimentet udgør den primære matrice, der påvirkes ved genplacering af havbundsmateriale.

[2] Jf. 'Guidance document no. 27, Technical guidance for deriving environmental quality standards', Updated version 2018).

Såfremt der findes flere relevante overvågningsstationer i vandområdet, foretages en konkret vurdering af, hvilken station der er mest repræsentativ for den forventede påvirkning. I denne vurdering kan der lægges vægt på forhold såsom afstand til opgravningsområdet og klappladsen, tidspunktet for senest indsamlede data samt vandområdets miljømæssige og hydrografiske forhold.

I visse sager kan det være nødvendigt at fastlægge mere end ét repræsentativt målepunkt. Dette kan være tilfældet, hvor der er betydelig afstand mellem opgravningsstedet og klappladsen. Det er en konkret vurdering hvilke og hvor mange repræsentative målepunkter, der skal indgå i beregningerne.

Hvis der ikke findes en overvågningsstation i det berørte overfladevand, hvor der er indsamlet sedimentprøver, eller hvis en eksisterende overvågningsstation ikke er repræsentativ, eksempelvis fordi den er geografisk afskærmet fra aktivitetsområdet, udvælges det repræsentative målepunkt på baggrund af en konkret vurdering af de hydrografiske forhold i området, herunder vandområdets dybdeforhold, strømforhold og forventninger til sedimentaflejringer.

3 Bestemmelse af vandområdets kemiske tilstand

Tilstandsvurderingen gennemføres som led i vandplanlægningen og fremgår af vandplandata.dk. Tilstanden fastlægges på enkeltstofniveau, dvs. for hvert kvalitetselement. Der foretages ikke tilstandsvurdering for alle MFS i alle matricer i samtlige vandområder. I kystvandområder foretages der ikke tilstandsvurdering for vandmatricen, men alene for sediment- og biotamatricen.
Vurderinger for biotamatricen foretages altid med udgangspunkt i den foreliggende tilstandsvurdering. Såfremt denne er angivet som "ukendt" for et MFS med fastsat miljøkvalitetskrav i biota lægges i sagsbehandlingen til grund, at tilstanden er "ikke-god".

Hvis et vandområde er i ukendt tilstand for et MFS med fastsat sedimentkvalitetskrav, inddrages øvrige tilgængelige overvågningsdata samt anden relevant viden med henblik på at fastlægge den aktuelle koncentration af stoffet i vandområdet. Dette kan f.eks. omfatte data fra Miljødata.dk, Kemidata.dk, ekstrapolering på baggrund af oplysninger fra nærliggende og vandområder[3] samt data om generelle baggrundskoncentrationer. I visse tilfælde kan miljøkvalitetskravet anvendes som proxy for den aktuelle koncentration for at sikre et konservativt beregningsgrundlag.

Ansøger kan endvidere efter en konkret proportionalitetsvurdering anmodes om at tilvejebringe oplysninger om den lokale tilstand, herunder i form af konkrete sedimentprøver og analyser udført efter de samme metoder, som anvendes ved tilstandsvurderingen, med henblik på at kvalificere datagrundlaget for den aktuelle koncentration. Dette kan eksempelvis være nødvendigt, hvis tilgængelige overvågningsdata er forældede eller mangelfulde.

[3] Ekstrapolation kan være relevant fra nærliggende vandområder, som er sammenlignelige, påvirkes af samme faktorer, og afstanden til det aktuelle vandområde er tilstrækkelig lille til, at variationen mellem vandområderne ikke er stor.

A. Fastlæggelse af aktuel koncentration for sedimentmatricen

Hvis der foreligger en gældende tilstandsvurdering i sedimentmatricen for et MFS, anvendes denne som indikator for stoffets aktuelle tilstand i vandområdet.

Det følger af retningslinjerne for tilstandsvurdering, at tilstandsvurderingen som udgangspunkt baseres på data indsamlet i perioden 2014–2019, hvor relevante overvågningsresultater fra vandområdet udvælges. For overvågningsstationerne beregnes årlige middelværdier for de enkelte stoffer. Foreligger der flere resultater for samme MFS fra forskellige stationer inden for samme år og vandområde, udvælges den højeste koncentration til videre behandling. Herved opnås én koncentration pr. MFS pr. vandområde pr. planperiode.

I tilfælde, hvor der i et vandområde alene foreligger data for ét år, danner dette resultat grundlag for klassificeringen af vandområdets tilstand. Foreligger der data for flere år, baseres klassificeringen på en tværgående analyse af perioden, herunder hvornår der er konstateret henholdsvis overskridelse og overholdelse af miljøkvalitetskravet. En overskridelse i ét enkelt år medfører således ikke, at vandområdet klassificeres som værende i ikke-god tilstand, hvis de to seneste år ikke viser overskridelser af de pågældende miljøkvalitetskrav. Derimod medfører overskridelser i de to seneste år, at vandområdet klassificeres som værende i ikke-god tilstand, uanset at der ikke er konstateret overskridelser i tidligere år. Analysen er tilrettelagt således, at hvis de to seneste resultater ikke overskrider miljøkvalitetskravet, anvendes det højeste af disse. Hvis mindst ét af de to seneste resultater overskrider miljøkvalitetskravet, anvendes det højeste resultat for vandområdet, uanset hvilket år målingen stammer fra.[4]

For MFS, der typisk er relevante vurderingselementer i klapsager (klaprelevante MFS), er der ofte kun foretaget tilstandsvurdering i biotamatricen, mens der ikke foreligger oplysninger om koncentrationen i sedimentmatricen. I tilfælde, hvor der ikke er foretaget tilstandsvurdering i nogle matricer, klassificeres den aktuelle tilstand som ukendt. I disse tilfælde kan den aktuelle koncentration vurderes på baggrund af sedimentdata fra miljødata.dk inden for vandområdet, idet samme udvælgelseskriterier som ved tilstandsvurdering anvendes. Det vurderes ud fra tilgængelige data alder om disse fortsat kan anses som repræsentative for vandområdets nuværende tilstand. Foreligger der sedimentdata fra perioden 2014–2019 som er anvendt til gældende tilstandsvurdering, eller nyere overvågningsdata, vurderes disse generelt brugbare, men findes kun ældre data, vurderes det i den konkrete sag, om disse kan anses som repræsentative for vandområdet.

Hvis der ikke foreligger anvendelige sedimentdata, kan det overvejes at ekstrapolere den aktuelle koncentration i vandområdet på baggrund af data fra nærliggende overvågningsstationer i nabovandområder. Ekstrapolation kan være relevant, hvis vandområderne er sammenlignelige, herunder at de påvirkes af de samme faktorer, og at afstanden er tilstrækkelig lille til, at variationen mellem vandområderne er begrænset.

[4] Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplanerne 2021-2027, Bilag 4. 3: https://edit.mst.dk/media/afanmqfw/retningslinjer-for-udarbejdelse-af-vp3.pdf

Alternativt kan en baggrundskoncentration baseret på overvågningsdata danne grundlag for estimering af den aktuelle koncentration. Baggrundskoncentrationen kan i givet fald fastsættes som 10 %-fraktilen af NOVANA-data på nationalt plan, som anvendes som definition af den naturlige baggrundskoncentration for naturligt forekommende MFS eller alternativt som OSPARs background concentration (BC-værdier).

I fravær af relevante data kan den aktuelle koncentration desuden fastsættes til kvalitetskravet, hvilket, i overensstemmelse med forsigtighedsprincippet, sikrer et tilstrækkeligt konservativt resultat i beregningerne.

Det vurderes konkret, hvilket estimat der er mest retvisende at lægge til grund i den konkrete sag.

B. Fastlæggelse af aktuel koncentration for vandmatricen

I kystvandområder foretages der ikke tilstandsvurdering eller systematisk overvågning af vandmatricen. Der er derfor et begrænset datagrundlag til at estimere den aktuelle koncentration. Hvis der foreligger lokale repræsentative data fra Kemidata.dk, anvendes disse. Alternativt anvendes det generelle miljøkvalitetskrav for vand i beregningerne, hvilket, i overensstemmelse med forsigtighedsprincippet, sikrer et konservativt beregningsresultat.

C. *Fastlæggelse af aktuel koncentration for biotamatricen*

Idet det ikke er muligt at beregne en afledt koncentrationsændring i biota ud fra en ændring i sedimentkoncentrationen, kan en evt. tilstandsvurdering af den aktuelle koncentration for et MFS i biotamatricen ikke anvendes i beregningerne af en målbar koncentrationsstigning i denne matrice i klapsager.

Forringelse af biotamatricen vurderes i stedet på baggrund af beregninger i vandmatricen ud fra det generelle miljøkvalitetskrav i vand, idet dette er fastsat med henblik på at sikre beskyttelse mod sekundær forgiftning af biota samt beskyttelse af menneskers sundhed ved konsum.

For MFS i god eller ikke-god tilstand i biotamatricen vil en beregnet målbar koncentrationsstigning i vandmatricen på det repræsentative målepunkt i vandområdet således tillige indebære forringelse eller yderligere forringelse af tilstanden.

For MFS, der har miljøkvalitetskrav i biota, men ikke i vandmatricen, er det ikke teknisk muligt at foretage konkrete beregninger af koncentrationsændringer.

4 Identificering af miljøkvalitetskrav

Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvandfastsat miljøkvalitetskrav fastsætter miljøkvalitetskrav (MKK) i mindst en matrice for alle klaprelevante MFS. Endvidere er der i mindst

et kystvandområde foretaget tilstandsvurdering for en række MFS med MKK i sediment og biota, som ikke vurderes at være generelt klaprelevante.

Tabel 1: Angivelse af hvilke klaprelevante MFS, der er fastlagt miljøkvalitetskrav for i matricerne sediment, biota og vand, samt hvilke "ikke generelt klaprelevante" MFS (markeret blå), som der i mindst én matrice tilstandsvurderes i kystvandområder i den gældende Bek. 1668. *Sum 7 PCB'er (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180). **Sum 9 PAH'er (Anthracen, Benz(a)anthracen, Benz(ghi)pyren, Benz(a)pyren, Chrysen, Flouranthen, Indenol(1,2,3-cd)pyren, Pyren, Phenathren)

Klaprelevante MFS	**Type**	**Bek. 1668**	**Bek. 1668**	**Bek. 1668**
Parameter	**EU / Nationalt**	**sediment**	**biota**	**vand**
Arsen	Nationalt specifikt			x
Bly	EU -prioriteret	x	x	x
Cadmium	EU -prioriteret	x	x	x
Chrom	Nationalt specifikt	x	x	x
Kobber	Nationalt specifikt			x
Kviksølv	EU -prioriteret		x	x
Nikkel	EU -prioriteret	x	x	x
Zink	Nationalt specifikt			x
TBT*	EU -prioriteret	x	x	x
PCB (sum af 7)*	Nationalt specifikt		x	
PAH (sum af 9)**				
Phenanthren	Nationalt specifikt	x	x	x
Antracen	EU -prioriteret	x	x	x
Fluoranthen	EU -prioriteret	x	x	x
Pyren	Nationalt specifikt	x	x	x
Benz(a)antracen	Nationalt specifikt	x	x	x
Chrysen	Nationalt specifikt			x
Benz(a)pyren	EU -prioriteret	x	x	x
Indeno(1,2,3-cd)pyren	EU -prioriteret		x	x
Benz(g,h,i)perylen	EU -prioriteret		x	x
Ikke generelt klaprelevant				
Naphthalen	Nationalt specifikt	x	x	
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	Nationalt specifikt	x	x	x
Octylphenoler	Nationalt specifikt	x	x	x
Nonylphenoler	Nationalt specifikt	x	x	x
Dioxiner (sum)	EU -prioriteret		x	
Acenaphthen	Nationalt specifikt	x	x	x
Benzylbutylphthalat	Nationalt specifikt	x	x	x
Di(2-ethylhexyl)adipat	Nationalt specifikt	x	x	x
Methylnaphthalener	Nationalt specifikt	x	x	x
Bromerede diphenylethers (BDE)	EU -prioriteret		x	x
Hexabromocyclododecanes (HBCDD)	EU -prioriteret		x	x
Hexachlorbenzen	EU -prioriteret		x	x
Perfluoroctansulfonsyre (PFOS)	EU -prioriteret		x	x

Sølv	Nationalt specifikt	x		x
tin	Nationalt specifikt	x		x
Vanadium	Nationalt specifikt	x	x	x

Identificering af det sagsspecifikke miljøkvalitetskrav bør af hensyn til lighed i behandling af sager om klapning som udgangspunkt følge nedenstående principper:

- For PCB er der alene fastlagt et miljøkvalitetskrav i biotamatricen, og det er derfor ikke muligt at foretage vurderingen ud fra samme beregningsmetode, som anvendes for MFS med miljøkvalitetskrav i vand. PCB vurderes i stedet på sedimentmatricen ved, at der som proxy for SKK anvendes forslaget til sedimentkvalitetskriteriet fra det danske datablad.

- Sedimentkvalitetskrav (SKK) kan variere betydeligt mellem vandområder. For metaller er SKK en konstant værdi, mens det for størstedelen af de organiske MFS er udledt som en funktion af sedimentets organiske fraktion (f_{OC}).

- For MFS, hvor der er foretaget tilstandsvurdering i sedimentmatricen, kan SKK, der afhænger af f_{OC}, findes direkte i tilstandsvurderingen på Vandplandata.dk.

- Hvis SKK i tilstandsvurderingen er angivet til 0, kan denne ikke anvendes som endelig kravværdi i vurderingen. Hvis der på baggrund af miljødata kan beregnes et anvendeligt SKK, anvendes dette i stedet.

- For MFS, der har et SKK, men hvor der alene er foretaget tilstandsvurdering i biotamatricen og ikke i sedimentmatricen, kan det vandområdespecifikke SKK fastlægges efter samme principper som beskrevet ovenfor for fastlæggelse af den aktuelle koncentration. Via Kemidata.dk kan både den aktuelle koncentration og den tilhørende f_{OC} fra de samme stationer identificeres og anvendes til beregning af SKK.

- Hvis der ikke foreligger anvendelige miljødata, fastsættes SKK ved anvendelse af EU-standardværdien for f_{OC} på 0,05 (5 % organisk indhold). Tilsvarende anvendes i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvandfastsat miljøkvalitetskrav.

- Hvis den endelige kravværdi ved afrunding til det relevante antal betydende decimaler for SKK (eller anden kravværdi) bliver 0, sættes sidste decimal til 1, således at der i beregningerne ikke indgår en kravværdi på 0.

- Hvis ansøger har foretaget konkrete analyser af sediment fra en målestation ved klappladsen kan f_{OC}-undersøgelser herfra anvendes til beregning af SKK i det pågældende vandområde.

- For vandmatricen anvendes to typer miljøkvalitetskrav: et generelt miljøkvalitetskrav (G-MKK) og et maksimumkoncentrationskrav (MKK).

Det generelle MKK skal overholdes som en årsmiddelkoncentration, mens maksimumkoncentrationskravet er et korttidskrav, der angiver en koncentration, som på intet tidspunkt inden for vandområdet må overskrides. For en række MFS er der kun fastlagt ét miljøkvalitetskrav, enten et generelt miljøkvalitetskrav eller et maksimumkoncentrationskrav. Hvis der ikke er angivet specifikationer i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand, anvendes det tilgængelige miljøkvalitetskrav som grundlag for vurdering af påvirkningen af den kemiske tilstand.

- Genplacering af havbundsmaterialer har karakter af en lokal og midlertidig påvirkning, der medfører kortvarige koncentrationsændringer i pulser under opgravning og klapning. Ved vurdering af påvirkningen af vandmatricen foretages beregninger derfor i forhold til maksimumkoncentrationskravet.

- Det er ikke muligt direkte at beregne en koncentrationsændring i biotamatricen på baggrund af genplacering af sediment. Yderligere forringelse af den kemiske tilstand i biotamatricen vurderes derfor på baggrund af beregninger af målbare ændringer i vandmatricen i forhold til det generelle miljøkvalitetskrav for vand. Det generelle miljøkvalitetskrav for vand er fastsat til en værdi, der sikrer samme beskyttelsesniveau som miljøkvalitetskravet for biota, idet der ved fastsættelsen af de generelle kvalitetskrav for vand tages hensyn til beskyttelse mod sekundær forgiftning af biota samt beskyttelse af menneskers sundhed ved konsum.[5]

5 Beregning af koncentrationsændring og vurdering af forringelsesrisiko

5.1 Beregning af maksimal påvirkning af sedimentmatricen under klapning

Ved beregningen af påvirkningen under og umiddelbart efter endt klapning anvendes PlumeCast sedimentspredningsmodel. Værktøjet anvendes til at undersøge den potentielle sedimentspredning ved genplacering af sediment.

PlumeCast gør det muligt at definere og undersøge scenarier for sedimentspredning både under og efter opgravning og klapning. Dette gøres ved at beregne suspenderede sedimentkoncentrationer (SSC) i hele vandsøjlen samt for aflejret materiale på havbunden.

PlumeCast anvender specifikke 3D-modeller (MIKE 3 FM) til at simulere spredning og aflejring af de frigivne sedimenter. PlumeCast modellerne er baseret på eksisterende hydrodynamiske modeller, som Dansk Hydraulisk Institut (DHI) anvender til overvågning af de danske farvande. PlumeCast indeholder syv numeriske modeller, der dækker de danske farvande, med høj maskeopløsning

[5] Jf. 'Guidance document no. 27, Technical guidance for deriving environmental quality standards', Updated version 2018. Tilsvarende er lagt til grund i *Vejledning til krav om udledning af visse forurenende stoffer til overfladevand og havområder*, FAQ 33, FAQ 43 del II og FAQ 50.

omkring klappladserne. For disse syv modeller er der anvendt en højere maskeopløsning end i tidligere modeller. Særligt ved klappladserne anvendes en højere maskeopløsning på 100 m inden for en radius af 2 km og 200 m op til en radius af 3 km. Denne opløsning sikrer en nøjagtig beskrivelse af sedimentspredningen på klaptidspunktet.

Til beregningen fastlægges et for vandområdet repræsentativt målepunkt, jf. ovenfor nævnte kriterier. Beregningerne er ikke nødvendigvis begrænset til ét enkelt vandområde eller ét repræsentativt målepunkt. Hvis sediment spredes til flere vandområder, kan der beregnes for repræsentative målepunkter i hvert af disse.

Der foretages en beregning af koncentrationsændringen fra den aktuelle koncentration til den beregnede resulterende koncentration. Den resulterende koncentration estimeres på baggrund af den modellerede sedimentaflejring ved det repræsentative målepunkt.

Som udgangspunkt gennemføres PlumeCast-modelleringen i en periode, der strækker sig tre måneder ud over sidste dag med opgravning og klapning. Det vurderes, om sedimentaflejringen når et plateau, hvor aflejringen stabiliseres, eller om den fordeles over større områder og gradvist fortyndes til niveauer, der ikke er modellerbare eller udviser stokastiske variationer. Hvis ingen af disse forhold gør sig gældende, kan modelleringen forlænges.

I PlumeCast indsættes de repræsentative målepunkter som moniteringspunkter, hvor udviklingen følges gennem modelleringsperioden. Beregningen baseres på den maksimale aflejring ved det repræsentative målepunkt.

Hvis der i tilladelsen er fastsat et vilkår om maksimal klapmængde pr. år, modelleres og beregnes påvirkningen på baggrund af denne mængde. Eksempelvis vil en tilladelse på 50.000 m³ over fem år med en årlig maksimal klapmængde på 10.000 m³ medføre, at modellering og beregning baseres på den årlige mængde og ikke den samlede tilladte mængde. Hvis der ikke er fastsat et sådant vilkår, tages der udgangspunkt i den samlede tilladte mængde. Modellering og beregning baseres i alle tilfælde på den størst tilladte årlige tilførsel.

5.2 Beregning af målbar koncentrationsstigning for sediment-matricen ved et langtidsscenarie

Beregningen foretages på vandområdeniveau for de vandområder, hvor opgravning og klapning finder sted. På baggrund af dybden ved alle relevante overvågningsstationer med sedimentdata i vandområdet afgrænses et påvirkningsareal, som kan antages at udgøre sedimentationsområdet inden for vandområdet. Den relevante målestation med den laveste dybde definerer dybden for påvirkningsområdet. Denne dybde er altid mindre end eller lig med dybden ved det repræsentative målepunkt.

I beregningen antages det, at der over tilladelsens gyldighedsperiode, som typisk er fem år, sker en jævn fordeling af det genplacerede sediment over hele påvirkningsområdet, og at der ikke sker tab af sediment til andre vandområder.

Beregningen foretages på vandområdeniveau, for vandområderne hvor opgravning og klapning foretages.

Der medregnes potentielle kumulative effekter fra resterende tilladte mængder i andre gældende klaptilladelser samt fra evt. andre relevante aktiviteter inden for samme vandområde og tilladelsesperiode. Beregningerne baseres således på den samlede tilladte klapmængde samt eventuelle samtidige klapninger fra resterende mængder i allerede meddelte tilladelser.

Som udgangspunkt beregnes der på det estimerede sedimentspild fra opgravningen samt den samlede klappede mængde, medmindre tab fra klappladsen eller transport til andre vandområder kan kvalificeres på baggrund af PlumeCast-modellering eller anden dokumentation. Der antages generelt at der ved opgravningen spildes 5% af klapmaterialet i vandområdet for optagningen. Denne værdi er konservativt sat, da der estimeres et spild på mellem 1 og 5% ved brug af en almindelig grab, som oftest benyttes, hvis der ikke stilles særlige vilkår til optagningen[6]. Kan ansøger kvalificere spildet fra opgravningsmetoden anvendes denne værdi. Der vil som udgangspunkt beregnes på 100% af den klappede mængde, altså den optagne mængde fratrukket spildet fra optagningen.

Der beregnes en samlet vægtet middelkoncentration for det materiale, der tillades genplaceret i løbet af tilladelsesperioden, sammenholdt med den aktuelle koncentration i påvirkningsområdet. Dette danner grundlag for den resulterende koncentration ved det repræsentative målepunkt samt for øvrige punkter inden for påvirkningsområdet.

Det beregnes herefter, om der er en målbar forskel mellem den aktuelle og den beregnede resulterende koncentration. Koncentrationerne afrundes i overensstemmelse med det antal decimaler, der er angivet i analyseresultatark samt i data fra Vandplandata eller Kemidata, afhængigt af hvilke datakilder der indgår i beregningen.

Inden for påvirkningsområdet antages den aktuelle koncentration at være ens, og sedimentet forudsættes over tid at fordele sig jævnt. Koncentrationsændringen antages derfor at være den samme i hele påvirkningsområdet, og påvirkningen vurderes således ens for alle punkter. Da påvirkningsområdet fastlægges på baggrund af alle relevante overvågningsstationer, anses beregningen for at være repræsentativ for det valgte målepunkt.

Hvis der beregnes en koncentrationsstigning ud over analyseusikkerheden ved det repræsentative målepunkt forekommer der en forringelse, hvilket som udgangspunkt indebærer, at tilladelse til klapning ikke kan meddelelse. Hvis der i beregningerne indgår estimerede worst-case-antagelser, kan disse evt. kvalificeres ved en nærmere vurdering af det faktiske sedimenttab fra klappladsen og eventuelt tab til andre vandområder. Ansøger kan i dette tilfælde under hensyntagen til

[6] Bog: Dredging for sustainable infrasturcture, ISBN: 9789090313184, udgivelsesår: 2018. https://www.iadc-dredging.com/publication/dredging-for-sustainable-infrastructure/

proportionalitetsprincippet anmodes om at gennemføre en nærmere undersøgelse, hvorefter langtidsberegningen gentages på baggrund af de kvalificerede data.

5.3 Beregning af påvirkning på vand-matricen

Ved beregning af forringelse i vandmatricen tages der udgangspunkt i PlumeCast-sedimentspredningsmodellen. Beregningen baseres på den højest modellerede TotalSSC inden for et vandområde. Beregningen foretages således på det sted og tidspunkt, hvor påvirkningen er størst, og ikke specifikt ved det repræsentative målepunkt. Hvis den maksimale påvirkning inden for vandområdet overholder kravene, kan det samtidig konkluderes, at påvirkningen ved det repræsentative målepunkt tilsvarende overholdes.

Metoden identificerer den maksimale koncentrationsstigning ved den højeste modellerede koncentration af suspenderet sediment i scenariet. Den maksimale koncentrationsstigning beregnes som en mertilførsel, hvor indholdet af MFS i det tilførte porevand lægges til den eksisterende koncentration i vandmatricen.

Tilførslen af MFS fra sediment til vand samt den potentielle koncentrationsstigning beregnes for klaprelevante MFS med miljøkvalitetskrav fastlagt for vandmatricen.

For at beregne et estimat for koncentrationsændringen af MFS i vandfasen anvendes den målte koncentration af MFS i sedimentet samt fordelingskoefficienter (K_d) for de enkelte MFS til beregning af porevandskoncentrationen i sedimentet.[7]

Beregning af porevandskoncentration:

$$c_{porevand} = \frac{c_{sediment}}{K_d}$$

Porevandskoncentrationen er et udtryk for koncentrationen af MFS i vandfasen mellem sedimentpartiklerne og afhænger af ligevægtsfordelingen for det pågældende MFS mellem sediment og vandfase.

En fortyndingsfaktor beregnes derefter på baggrund af den maksimale Total SSC modelleret, den beregnede masse klapmateriale i ton fundet ud fra tørstofindholdet ($m_{sediment}$) og den tilladte mængde klapmateriale i fastmål ($V_{sediment}$).

$$F = \frac{m_{sediment}/V_{sediment}}{Total\ SSC_{max}}$$

Koncentrationsforøgelsen beregnes på baggrund af porevandskoncentrationen, fortyndingsfaktoren samt fraktionen af sedimentet, der udgøres af porevand.

[7] Fordelingskoefficienter er generelt baseret på data fra rapporten om risikovurdering af forurenet sediment fra det norske Miljødirektorat. Se Veileder M-409 (2015) Risikovurdering av forurenset sediment. Miljø-Direktoratet: https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m409/m409.pdf

Denne koncentrationsforøgelse lægges til den aktuelle koncentration estimeret for vandområdet for at bestemme den beregnede resulterende koncentration:

$$c_{resulterende} = c_{aktuel} + \left(\frac{c_{porevand}}{F} * porevandsfraktion\right)$$

Hvis den aktuelle koncentration i vandområdet er ukendt, estimeres den som udgangspunkt til at svare til det generelle miljøkvalitetskrav.

Hvis beregningen viser en forringelse af tilstandsklassen eller en målbar koncentrationsstigning for MFS, der allerede er i den laveste tilstandsklasse, indebærer dette en overskridelse af maksimumkoncentrationskravet, og der kan derfor ikke meddeles tilladelse til genplaceringen.

Beregningen bygger på en model, hvor den beregnede porevandskoncentration indebærer en mertilførsel til vandmatricen uden at der tages højde for en ligevægt i udvekslingen af MFS mellem vand- og sedimentmatricen. Beregningen af påvirkningen af vandmatricen ved genplacering af sediment er derfor udtryk for et worst-case scenarie.

5.4 Vurdering af påvirkning på biota-matricen

Det er ikke muligt direkte at beregne, hvor meget koncentrationen i biotamatricen vil ændres som følge af genplacering af havbundsmaterialer. Da de generelle miljøkvalitetskrav (MKK) for vand er fastsat på et niveau, der ikke medfører sekundær forgiftning i biota, vurderes påvirkningen af biota ud fra beregninger i vandmatricen.

Beregningen af den målbare koncentrationsstigning foretages som beskrevet ovenfor i afsnit 5.3, dog med den forskel, at der vurderes i forhold til det generelle MKK for vand i stedet for maksimumkoncentrationskravet. Beregningen udføres for den højeste modellerede TotalSSC ved de repræsentative målepunkter.

Hvis beregningen viser en målbar koncentrationsstigning for et MFS i ikke-god tilstand i biotamatricen, vurderes der at være risiko for yderligere forringelse af tilstanden. Hvis modellen derimod ikke viser en forøgelse af suspenderet sediment ved det repræsentative målepunkt, vurderes der ikke at ske en koncentrationsstigning, og yderligere forringelse af biotamatricen kan udelukkes uden yderligere beregning.

Vurderingstilgangen er konservativ, idet det generelle MKK for vand gælder for et årsgennemsnit af koncentrationen af et MFS[8], hvorimod denne beregning foretages for den største modellerede påvirkning, der kun kortvarigt finder sted. Da den momentane koncentrationsændring fra sedimentspredningsmodelleringen derfor repræsenterer en betydelig overestimering i forhold til middelpåvirkningen over et år, vurderes forsigtighedsprincippet at være opfyldt ved fremgangsmåden.

[8] Se også *Vejledning til krav om udledning af visse forurenende stoffer til overfladevand og havområder,* FAQ 9.

Viser beregningen at der vil forekomme en forringelse af biotamatricen ved den beskrevne fremgangsmåde, kan middelkoncentrationen over et år eventuelt kvalificeres nærmere med henblik på en genberegning af påvirkningen.

5.5 Analyseusikkerheder

Analysemetoderne, som anvendes til at måle indholdet af MFS i opgravningsmaterialet og i sedimentet i forbindelse med overvågning, har en vis teknisk måleusikkerhed[9] og en nedre grænse for, hvilke koncentrationer, der kan detekteres. Analyseusikkerheden bevirker, at der skal være en vis forskel mellem to målte koncentrationer, før det kan afgøres, om der er en statistisk signifikant forskel mellem dem, som går ud over, hvad der kan tilskrives målemetoden. Jo tættere de målte koncentrationer er på detektionsgrænsen, desto større er analyseusikkerheden.

I forbindelse med vurderingen af risikoen for en påviselig forringelse bør analyseusikkerheden derfor inddrages i beregningerne af, om der er en målbar forskel mellem den aktuelle koncentration og den beregnede resulterende koncentration. Om den beregnede koncentrationsstigning for et MFS i det repræsentative målepunkt er målbar, fastslås på baggrund af to forskellige metoder: "kritisk forskel" (CD)[10] og "grænse for målbarhed" (GM)[11].

Begge metoder inddrages i sagsbehandlingen af klapsager. Generelt anvendes den laveste koncentration fastlagt på baggrund af de to metoder som den sagsspecifikke tærskel for målbar koncentrationsstigning i det pågældende vandområde. Viser det sig, at den laveste af de beregnede tærskler er under LoQ, anvendes den anden metode i stedet.

I tilfælde, hvor den aktuelle koncentration for et MFS og den beregnede resulterende koncentration i det repræsentative målepunkt er under LoQ for den anvendte analysemetode, er der ikke tale om en reelt målbar koncentrationsstigning, da koncentrationerne er for tæt på detektionsgrænsen til, at der er reelt statistisk belæg for målingerne.

Begge metoder til vurdering af målbarhed kan ved disse lave koncentrationer medføre tilsvarende lave tærskler for målbarhed, men dette skyldes, at det i metoderne antages, at koncentrationerne er højere end LoQ. Når dette ikke er tilfældet, kan metoderne ikke reelt angive målbarhed. Dermed kan der ikke konstateres en påviselig yderligere forringelse af kemisk tilstand.

CD-metoden

---

[9] Bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger, jf. BEK nr. 1275 af 31. oktober 2025 (analysekvalitetsbekendtgørelsen) bilag 1 (1.0 og 1.1.2). Jf. også artikel 2(3) i analysekvalitetsdirektivet (direktiv 2009/90/EF af 31. juli 2009 om tekniske specifikationer for kemisk analyse og kontrol af vandets tilstand som omhandlet i Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF).

[10] Beregningen af den kritiske forskel er baseret på Dansk Standard *ISO 5725-6:1995*.

[11] Operationel metode til vurdering af målbarhed udarbejdet af Dansk Hydraulisk Institut (DHI).

Denne metode er baseret på en standardiseret statistisk test, der fastlægger den kritiske forskel,[12] der på baggrund af de anvendte metoders analyseusikkerhed angiver hvor stor forskellen mellem målte koncentrationer skal være, før det statistisk kan afgøres, om disse reelt er forskellige, og at forskellen med sikkerhed ikke blot skyldes usikkerheden fra selve analysen.

Beregningen af den kritiske forskel er baseret på Dansk Standard (ISO 5725-6:1995) og foretages på baggrund af usikkerheden på henholdsvis den beregnede resulterende koncentration og vandområdets aktuelle koncentration:

$$CD = 2{,}8 * 0{,}28 * \sigma * \sqrt{\frac{1}{2 * n_A} + \frac{1}{2 * n_R}}$$

Hvor CD er den kritiske forskel, σ er usikkerheden, n_A er antallet af prøver for den aktuelle koncentration, og n_R er antallet af prøver bag den beregnede resulterende koncentration. Den aktuelle sedimentkoncentration stammer fra én måling, udvalgt efter retningslinjerne for tilstandsvurdering, og n_A er dermed 1. For den beregnede resulterende koncentration udgøres antallet af prøver af de enkelte prøver i klapmaterialet og den aktuelle koncentration i vandområdet, som indgår som en blandingsprøve. n_R er dermed lig antallet af analyserede blandingsprøver for klapmaterialet +1.

Beregningen af kritisk forskel forudsætter, at usikkerheden for de to led er identisk, dvs. at σ er den samme for den aktuelle koncentration og for den beregnede resulterende koncentration. Dette er ikke nødvendigvis tilfældet, og det bedste estimat af CD fås ved at anvende middelværdien af σ. Jo tættere σ_A og σ_R er på hinanden, desto bedre er estimatet af CD.

$$CD_{estimat} = 2{,}8 * 0{,}28 * \frac{\sigma_A + \sigma_R}{2} * \sqrt{\frac{1}{2} + \frac{1}{2 * n_R}}$$

Viser testen for mindst ét MFS, at koncentrationsstigningen fra den aktuelle koncentration til den beregnede resulterende koncentration er større end CD, er der en målbar forskel og stigning. I dette tilfælde vil der være en påviselig forringelse.

GM-metoden
Denne metode er udviklet af Dansk Hydraulisk Institut (DHI). For at sikre, at måleusikkerheden indgår i vurderingen, og at der samtidig opnås et ensartet beskyttelsesniveau mellem de forskellige MFS, fastsætter GM-metoden målbarheden af en koncentrationsstigning til miljøkvalitetskravet ganget med fraktionen af den relative måleusikkerhed:

[12] Notat fra referencelaboratoriet: Usikkerheder på analyser - kritisk forskel (f2p://dossier/55179419)

$$GM = MKK * \frac{U_{rel}}{100}$$

hvor GM = grænsen for målbarhed, MKK = miljøkvalitetskrav og Urel = relative måleusikkerhed.

Da GM-metoden tager udgangspunkt i det enkelte stofs MKK, er metoden uafhængig af den aktuelle koncentration, der i forvejen forekommer i de påvirkede vandområder. GM tillader derfor ikke større påvirkning i de mest forurenede vandområder og er den strengeste metode i tilfælde med en høj aktuel koncentration. CD giver derimod den største beskyttelse når den aktuelle koncentration er lav.

GM-metoden sikrer, at der ikke kan tillades en koncentrationsstigning, som vil medføre et økotoksikologisk respons, og at en eventuel beregnet koncentrationsstigning derfor ikke vil medføre påvirkninger i miljøet, selvom den teoretisk kan beregnes.