



Ministeriet for Grøn Trepert
Styrelsen for Grøn
Arealomlægning og Vandmiljø

Retningslinjer for udarbejdelse vandområdeplaner 2021-2027 efter genbesøget

December 2025

December 2025
Styrelsen for Grøn Arealomlægning
og Vandmiljø

Retningslinjer for udarbejdelse af
vandområdeplaner 2021-2027 efter
genbesøget
ISBN: 97887-85311-88-7

Publikationen kan downloades på
www.sgavmst.dk

Copyright ©



Indhold

1.	Indledning	8
1.1	Vandplanlægning kort fortalt	9
1.2	Lovgrundlag for vandplanlægning i Danmark	12
1.3	Relevante bekendtgørelser:	12
1.4	Oversigt over vandområdeplanerne 2021-2027 efter genbesøget	14
2.	Vandområdedistrikternes karakteristika	15
2.1	Analyse af vandområdedistrikternes karakteristika	15
2.1.1	Vandløb	15
2.1.1.1	Definitioner	15
2.1.1.2	Identifikation og afgrænsning	15
2.1.1.3	Karakterisering og typeinddeling	16
2.1.2	Søer	17
2.1.2.1	Definitioner	17
2.1.2.2	Identifikation og afgrænsning	17
2.1.2.3	Karakterisering og typeinddeling	17
2.1.3	Overgangsvande	18
2.1.3.1	Definitioner	18
2.1.3.2	Identifikation, afgrænsning, udpegning og karakterisering	18
2.1.4	Kystvande	18
2.1.4.1	Definitioner	18
2.1.4.2	Identifikation og afgrænsning	18
2.1.4.3	Karakterisering og typeinddeling	19
2.1.5	Kunstige vandområder	19
2.1.5.1	Definitioner	19
2.1.5.2	Identifikation, afgrænsning, karakterisering og udpegning	19
2.1.6	Stærkt modificerede vandområder	21
2.1.6.1	Definitioner	21
2.1.6.2	Identifikation, afgrænsning, karakterisering og udpegning	21
2.1.7	Grundvand	25
2.1.7.1	Definitioner	25
2.1.7.2	Identifikation og afgrænsning	25
2.1.7.3	Karakterisering og typeinddeling	26
2.2	Fastlæggelse af referenceforhold	27
2.2.1	Vandløb	27
2.2.2	Søer	27
2.2.3	Kystvande	27
2.2.4	Kunstige og stærkt modificerede vandområder	28
2.2.5	Grundvand	28
2.3	Beskyttede områder	28
3.	Påvirkninger	29
4.	Tilstandsvurdering	31
4.1	Generelt om vurdering og klassificering	31
4.2	Generelt om overfladevand	31
4.2.1	Vandløb	32

4.2.1.1	Vandløbsplanter	33
4.2.1.2	Bundlevende alger (fyto-benthos)	34
4.2.1.3	Smådyr (bentiske invertebrater)	34
4.2.1.4	Fisk	35
4.2.1.5	Hydromorfologiske forhold	35
4.2.1.6	Kemiske og fysisk-kemiske forhold	36
4.2.1.7	Samlet tilstand	37
4.2.2	Søer	37
4.2.2.1	Fytoplankton (planteplankton)	37
4.2.2.2	Anden akvatisk flora	38
4.2.2.3	Fisk	39
4.2.2.4	Bunddyr	39
4.2.2.5	Kemiske og fysisk-kemiske forhold	39
4.2.3	Kystvande	41
4.2.4	Kunstige og stærkt modificerede vandområder	41
4.2.5	Miljøfarlige forurenende stoffer i overfladevand	41
4.3	Grundvand	42
4.3.1	Tilstandsvurdering	42
4.3.1.1	Kvantitativ tilstand	42
4.3.1.2	Kvalitativ tilstand	43
4.3.1.3	Sporstoffer	44
4.3.1.4	Ammonium	45
4.3.1.5	Klorid	45
4.3.1.6	Pesticider	46
4.3.1.7	Miljøfarlige forurenende stoffer (MFS)	49
4.3.1.8	Nitrat	50
4.3.1.9	Trends	52
4.3.1.10	Drikkevandstest	53
5.	Miljømål for vandforekomster	54
5.1	Generelt om miljømål	54
5.2	Miljømål for vandløb	55
5.3	Miljømål for søer	55
5.4	Miljømål for kystvande	55
5.5	Miljømål for kunstige og stærkt modificerede vandområder	55
5.6	Miljømål for grundvand	56
5.7	Miljømål for miljøfarlige forurenende stoffer	56
5.8	Undtagelser fra miljømål	57
5.8.1	Følgende gælder for fristforlængelse:	57
5.8.2	Følgende gælder for fastsættelse af mindre strenge mål:	59
5.8.3	Naturgivne forhold og deres betydning ved brug af undtagelser og ved fravigelse af anvendte grænseværdier for god tilstand	63
5.8.4	Uafklarede forhold og indsats efter 2027	64
6.	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram	65
6.1	Generelt vedr. opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram	65
6.2	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for vandløb	65
6.2.1	Indsatsbehov	65
6.2.2	Fastlæggelse af indsatsprogram	66
6.3	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for søer	68
6.3.1	Indsatsbehov	68
6.3.2	Fastlæggelse af indsatsprogram	70
6.4	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for kystvande	71
6.4.1	Indsatsbehov	71

6.4.2	Fastsættelse af indsatsprogram	72
6.5	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for grundvand	72
6.5.1	Indsatser	72
6.5.2	Fastlæggelse af indsatsprogram	72
6.6	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for punktkilder	73
6.6.1	Indsatsbehov	73
6.6.2	Fastlæggelse af indsatsprogram	73
6.6.2.1	Vandløb	73
6.6.2.2	Søer	75
6.6.2.3	Kystvande	75
6.6.2.4	Ferskvandsdambrug	75
6.7	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for miljøfarlige forurenende stoffer	76
6.7.1	Indsatsbehov	76
6.7.2	Fastlæggelse af indsatsprogram	76
7.	Indholdet af vandområdeplanerne	77
7.1	Bekendtgørelse om indholdet af vandområdeplaner	77
	Bilagsoversigt	78
	Bilag 1. Retningslinjer for belastningsopgørelse til søer og kystvande	79
1.	Baggrund og formål	79
2.	Datagrundlag	79
2.1	Oplandskort	80
2.2	Punktkildedata	80
2.3	Stoftransportdata	80
3.	Dataforberedelse, huludfyldning, kalibrering og vandføringsnormalisering	80
4.	Beregning af næringsstofbelastning til søer og kystvande	81
4.1	Beregning af statusbelastning	81
4.2	Beregning af baselinebelastning	81
4.3	Fordeling af indsatsbehov til kystvande	82
4.4	Fordeling af indsatsbehov til søer	83
5.	Referencer	84
	Bilag 2. Retningslinjer for tilstandsvurdering i kystvande	85
1.	Generelt om tilstandsvurdering og klassificering	86
2.	Vurdering og klassificering af tilstand i kystvande	86
2.1	Fytoplankton (klorofyl a)	87
2.2	Anden akvatisk flora	88
2.2.1	Ålegræs og andre rodfæstede bundplanter	88
2.2.2	Datagrundlag	89
2.2.3	Beregning af tilstand	92
2.3	Bunddyr, DKI	92
2.4	Anvendelse af fysisk-kemiske kvalitetselementer	93
2.4.1	Lysforhold	93
2.4.2	Iltforhold	94
2.5	Samlet økologisk tilstand	94
	Bilag 4. Retningslinjer for klassificering af tilstand for miljøfarlige forurenende stoffer i overfladevandområder	103
1	Indledning	106
1.1	Datagrundlag	106

1.1.1	Database	106
1.1.2	Dataperiode	106
1.2	Beregningsværktøj	106
1.3	Miljøkvalitetskrav	108
2	Metode	109
2.1	Normalisering af data	109
2.1.1	Vand	109
2.1.2	Sediment	109
2.1.3	Biota	110
2.1.4	Dioxiner	113
2.1.5	Normalisering af data for attribut, resultat og detektionsgrænse	114
2.2	Normalisering af miljøkvalitetskrav	114
2.2.1	Normalisering i forhold til indholdet af organisk kulstof i sediment	114
2.2.2	Miljøkvalitetskrav for cadmium og zink i vand	114
2.2.3	Naturlig baggrundskoncentration	115
2.3	Kvalificering af data	116
2.3.1	Kvantifikationsgrænse	116
2.3.2	Enkeltstående overvågningsresultater	117
2.4	Udvælgelse af data til klassificering af tilstand	118
2.4.1	Modellerede koncentrationer	119
2.5	Dataniveau	120
3	Klassificering af tilstand	121
3.1	Kemisk tilstand	121
3.1.1	Kystvande	121
3.2	Økologisk tilstand	121
3.2.1	Kystvande	121
4	Validering af MetalStat	122
4.1	Figurer	125
4.2	Tabeller	130
5	Referencer	132

1. Indledning

Med vandrammedirektivet (2000/60/EF), som trådte kraft i december 2000, blev der på EU-niveau fastlagt bindende rammer for vandplanlægningen i EU's medlemslande. Direktivets overordnede mål er, at alle overfladevandområder og grundvandsforekomster skal have opnået mindst "god tilstand" inden udgangen af 2015 dog således, at fristen for målopfyldelse kan forlænges fra 2015 til 2027 i overensstemmelse med særlige krav i direktivet. Medlemslandene skal iværksætte de nødvendige foranstaltninger med henblik på at forebygge forringelse, beskytte, forbedre og restaurere tilstanden for alle overfladevandområder og grundvandsforekomster.

Til dette formål udarbejdes statslige vandområdeplaner. Vandområdeplanerne er – som fastlagt i lov om vandplanlægning – informationsdokumenter og tjener til at informere myndigheder og offentligheden om vandplanlægningsmyndighedens planer for forbedring af miljøtilstanden i de konkrete vandforekomster, om de nødvendige foranstaltninger i form af et indsatsprogram til at nå den ønskede miljøtilstand og om en tidsplan herfor. Planerne omfatter en periode på seks år. Vandområdeplanerne skal bl.a. indeholde oplysninger om administrative forhold, resultaterne af basisanalysen, miljømål, beskyttede områder, indsatsprogrammer, inddragelse af offentligheden og overvågning. Krav til indhold af vandområdeplaner er fastlagt i bekendtgørelse om indhold af vandområdeplaner.

Vandrammedirektivet er implementeret i dansk lovgivning ved lov om vandplanlægning.

Vandområdeplanerne 2021-2027 blev efter politisk aftale genbesøgt og opdateret i 2023-2024. Forslaget til planerne var i offentlig høring fra 20. december 2024 til 20. juni 2025. Høringen var åben for alle og annonceret på Høringsportalen, på Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljøs hjemmeside og på Ministeriet for Grøn Treparts hjemmeside. Til afgivelse af høringssvar var der udviklet et digitalt høringsværktøj, som kan tilgås på høringsportalens hjemmeside <https://hoeringsportalen.dk/Hearing/Details/69540>.

Vandområdeplanerne 2021-2027 efter genbesøget (herefter benævnt "VP3 efter genbesøget") opdaterer og viderefører vandområdeplanerne 2021-2027 (herefter benævnt "VP3"), jf. § 27 i lov om vandplanlægning. Vandområdeplanerne for de to forudgående planperioder 2009-2015 og 2015-2021 er tilgængelige på Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljøs hjemmeside <https://sgavmst.dk/vandmiljoe/vandomraadeplaner>.

VP3 efter genbesøget er baseret på et opdateret vidensgrundlag, som i vidt omfang er udviklet i samarbejde med forskningsinstitutioner og rådgivere, herunder Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi samt DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug), GEUS, DTU Aqua, KU (Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi) og DHI – Dansk Hydraulisk Institut m.fl. Dette vidensgrundlag udvikles og forbedres løbende med inddragelse af nye forskningsresultater og gennemførelse af forsknings- og udviklingsprojekter. I den forbindelse forbedres også grundlaget for vurdering af overvågningsresultater og klassificering af vandområdernes miljøtilstand. Herudover giver det Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljø og Natur (NOVANA) også løbende ny viden, som lægges til grund for vandplanlægningen.

De her foreliggende "Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplaner 2021-2027 efter genbesøget" er en metodemæssig beskrivelse af, hvordan VP3 efter genbesøget er udarbejdet. Retningslinjerne redegør bl.a. for karakterisering af vandområder, påvirkning af vandom-

råder, klassificering af vandområdenes tilstand, fastlæggelse af miljømål, opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram. Retningslinjerne giver således et overblik over og instruks i sammenhængen mellem de forskellige elementer i vandplanlægningen.

Referencer til respektive bestemmelser i lov om vandplanlægning med tilhørende bekendtgørelser samt til publikationer og øvrigt relevant "vidensgrundlag" er angivet i en boks under overskriften for de enkelte afsnit.

I forbindelse med ressortomlægningen i september 2024 blev dele af Miljøstyrelsen flyttet til den nyoprettede Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø. For den nationale vandplanlægning betød dette, at en række sagsområder, henholdsvis vandløb, søer, kystvande, opland og grundvand, blev flyttet til Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø, mens sagsområderne spildevand og miljøfarlige forurenende stoffer forblev i Miljøstyrelsen.

I dette dokument henvises til Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø eller Miljøstyrelsen afhængigt af, hvilken styrelse der havde eller har ansvaret for den omhandlede aktivitet på det pågældende tidspunkt.

Indledningsvis redegøres kort for hovedlinjerne i vandplanlægningsprocessen samt for lovgrundlaget for vandplanlægningen i Danmark ved lov om vandplanlægning med tilhørende bekendtgørelser.

1.1 Vandplanlægning kort fortalt

Danmark er opdelt i 4 vandområdedistrikter. Vandområdedistrikterne er opdelt i hovedvandoplande - 23 i alt.

Et hovedvandopland er defineret som et større vandløbsopland, som er slået sammen med et antal mindre vandløbsoplande, mens et vandområdedistrikt er defineret som et land- og havområde bestående af et vandløbsopland eller flere tilstødende vandløbsoplande sammen med det tilhørende grundvand samt kystvand og territorialfarvand.

Den geografiske afgrænsning af vandområdedistrikter og hovedvandoplande fremgår af bekendtgørelse om vandområdedistrikter og hovedvandoplande

De enheder, der planlægges for, betegnes overordnet "vandforekomster". Vandforekomsterne omfatter "overfladevandområder" og "grundvandsforekomster".

Overfladevandområder karakteriseres enten som tilhørende en af overfladevandområdekategorierne vandløb, søer, overgangsvande og kystvande eller som kunstige overfladevandområder eller stærkt modificerede overfladevandområder.

Dataindsamlingen, der danner grundlag for vandplanlægningen, foregår primært via det nationale overvågningsprogram NOVANA, der omfatter alle typer af vandforekomster i Danmark.

Dataindsamlingen er tilrettelagt således, at det bliver muligt at beskrive den overordnede, nationale udvikling i overfladevandforekomsternes økologiske og kemiske tilstand og i grundvandsforekomsternes kemiske og kvantitative tilstand.

Overvågningen tilrettelægges således, at de kvalitetselementer, der skal anvendes ved bedømmelse af miljøtilstanden, indgår. For alle vandforekomster gælder det, at der i VP3 efter genbesøget er inddraget flere obligatoriske kvalitetselementer end hvad der hidtil har været muligt til en vurdering af, om målet er opfyldt.

I **Arbejdsprogrammet** for vandområdeplanerne for planperioden 2021-2027 redegøres for, hvilke elementer der vil indgå i forberedelsen af vandområdeplanerne for perioden 2021-2027.

Basisanalysen beskriver de enkelte vandforekomsters karakteristika samt den påvirkning, vandforekomsterne er udsat for som følge af menneskelig aktivitet.

På den baggrund beskriver analysen, hvilken tilstand vandmiljøet er i, hvordan tilstanden har udviklet sig, og det estimeres, hvad tilstanden forventes at være i 2027. Basisanalysen afspejler således, hvilke vandforekomster der forventes at være i risiko for ikke at kunne opfylde miljømålene ved afslutningen af tredje planperiode i 2027.

Herudover skal der som en del af basisanalysen gennemføres en **økonomisk analyse** af vandanvendelsen i Danmark.

Væsentlige vandforvaltningsmæssige opgaver (VVO'er) omfatter en liste over de påvirkninger, som har størst indflydelse på miljøtilstanden i de danske vandløb, søer, kystvande og grundvandsforekomster, og som i større eller mindre udstrækning er medvirkende til, at nogle vandområder ikke kan opfylde vandrammedirektivets mål om god økologisk og god kemisk tilstand.

Formålet med at udarbejde VVO'erne er at sikre, at de mest betydende udfordringer i forhold til at opnå god tilstand i vandområderne bliver identificeret og inddraget i en kommende planperiode.

Vandrådenes opgave er at rådgive kommunerne ved udarbejdelse af forslag til indsatsprogram. Hermed sker der en styrkelse af lokalinddragelse i vandplanlægningen. Vandrådene blev første gang nedsat i 2014, i forbindelse med udarbejdelsen af forslag til indsatsprogrammet til forbedring af de fysiske forhold i vandløb for anden planperiode. I 2017 medvirkede vandrådene til at kvalificere afgrænsningen og udpegningen af de vandløb, som indgik i anden planperiode. I november 2019 blev der endnu engang nedsat 23 vandråd, et for hvert hovedopland. Vandrådene bistod med at prioritere indsatserne til forbedring af de fysiske forhold i vandløbene i VP3. Kommunernes og vandrådenes bidrag til indsatsprogrammet indgik således i grundlaget for udarbejdelsen af det samlede indsatsprogram.

Kommuneinddragelse i VP3 efter genbesøget. I forbindelse med genbesøget er det på GIS-kort præsenteret, hvilke vandområder der skal omfattes af indsats, herunder for vandløb. I indsatsbekendtgørelsen vil alle de identificerede vandområder være omfattet af krav om en restaureringsindsats. For vandløb er det besluttet, at kommunerne på baggrund af denne viden om, hvilke vandområder der skal omfattes af indsats, ud fra deres lokalkendskab skal fremsætte forslag til, hvilke konkrete strækningsbaserede restaureringstiltag, der forventes anvendt på disse vandområder. Dette arbejde vil foregå efter offentliggørelse af VP3 efter genbesøget. Kommunernes forslag vil derved være rammesættende for de konkrete indsatser, der forventes gennemført i vandløbene, men vil ikke som ved udarbejdelsen af vandområdeplanerne 2021-2027 blive indarbejdet i indsatsbekendtgørelsen. Beskrivelser vil således blive præsenteret som et vejledende GIS-lag. Kommunernes opgave er at foreslå den strækningsbaserede restaureringsindsats, som skal sikre, at der gennemføres restaureringstiltag mv., så det ikke er de fysiske forhold, der er til hinder for, at god økologisk tilstand eller godt økologisk potentiale kan opnås i disse vandområder. Kommunerne skal kun fremsætte forslag til de strækningsbaserede løsninger (undtaget strækningsbaserede indsatser, der medfinansieres via CAP), idet indsatser over for spærringer, herunder alle typer af rørlagte vandløb, og CAP finansierede indsatser allerede vil være fastlagt i indsatsbekendtgørelsen for genbesøget. Styrelsen forventer at indsatserne fra det vejledende GIS-lag indarbejdes i indsatsbekendtgørelsens bilag 1-4 i forud for høringen af vandområdeplanerne 2027-2033.

Kystvandråd

I forbindelse med Aftale om Grøn Omstilling af dansk Landbrug blev fire kystvandråd i Vadehavet, Odense Fjord, Ringkøbing Fjord og den centrale del af Limfjorden nedsat. De havde til opgave i samarbejde med deres sekretariatskommuner Viborg, Varde, Ringkøbing-Skjern, og Odense Kommune samt med anerkendte eksperter, at 1) kortlægge væsentlige udfordringer for, at de udvalgte kystvande kan opnå målopfyldelse, 2) udarbejde 1-2 scenarier til alternativt indsatsprogram for at sikre, at kystvandene opnår målopfyldelse i 2027 og 3) evaluere arbejdet og organiseringen. Parterne leverede et omfattende materiale til Miljøstyrelsen ved udgangen af 2023. Miljøstyrelsen udgav i august 2024 en sammenfatning af de fire kystvandråds leverancer. Sammenfatningen kan tilgås på hjemmesiden www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2024/06/978-87-7038-621-0.pdf. Der blev i Aftale om akutpakke til forbedring af vandmiljøet af 8. maj 2024 afsat midler til, at de fire kystvandråd fra 2023 kan fortsætte arbejdet, og hertil midler til mindst fire nye kystvandråd i 2025-2027. Med Aftale om Implementering af Grønt Danmark af 18. november 2024 er der afsat yderligere midler til etablering af kystvandråd op til i alt 18 kystvandråd. Kystvandrådenes opgave vil være at sikre lokalt engagement og opbakning.

Lokale treparter

Med Aftale om et Grønt Danmark blev der igangsat et omfattende og ambitiøst arbejde med arealomlægning i alle de vandområder, hvor der er behov for kvælstofreduktioner, som forudsætter en stærk lokal forankring, ejerskab og helhedstænkning. Derfor etableredes en ny lokal organisering med kystvandråd, jf. ovenfor, samt vandoplandsstyregrupper (fremadrettet 'lokale treparter') i en styrket rolle, hvor lokale landbrugs- og naturorganisationer med kommunerne for bordenden fik ansvaret for planlægning og implementering. I 2025 har de lokale treparter haft til opgave at planlægge for, hvordan det samlede indsatsbehov fra udkastet til genbesøget kan løftes med udtagning. Fra 2026 og frem er det de lokale treparters opgave at følge og understøtte realisering af omlægningsplanerne og sikre at omlægningsplanerne løbende opdateres, samt at arbejde for at understøtte lokal forankring og inddragelse i arbejdet med arealomlægning.

Vandområdeplanerne er i henhold til lov om vandplanlægning "Et dokument, der informerer offentligheden om planer for forbedring af miljøtilstanden i vandområdedistrikterne, om midlerne til at nå den ønskede miljøtilstand og en tidsplan herfor".

Udarbejdelsen af vandområdeplanerne omfatter bl.a., at alle vandforekomster tildeles et mål og en frist for hvornår målet skal være opfyldt. I indsatsprogrammet skal det fastsættes, hvilke foranstaltninger der er nødvendige for, at de konkrete vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvandsforekomster samt vandområder udpeget som kunstige eller stærkt modificerede kan opfylde deres miljømål inden for den frist, som gælder.

Ved fastlæggelsen af indsatsprogrammet foretages et skøn over, hvilken kombination af foranstaltninger der vil være den mest omkostningseffektive.

De bindende miljømål og indsatsprogrammer fastsættes i bekendtgørelser.

1.2 Lovgrundlag for vandplanlægning i Danmark

Vandrammedirektivets bestemmelser er i Danmark gennemført ved lov om vandplanlægning med tilhørende bekendtgørelser, herunder bekendtgørelse om indsatsprogrammer, der fastsætter de foranstaltninger, hvis gennemførelse skal føre til opfyldelse af de miljømål, der i bekendtgørelse om miljømål er fastlagt for vandområderne.

Loven fastsætter nærmere regler om tilrettelæggelse af vandplanlægningen, som omfatter følgende elementer:

- a) Udarbejdelse af en basisanalyse, ved behov for ajourføring, 2 år inden en følgende planperiode.
- b) Offentliggørelse af et arbejdsprogram for udarbejdelse af kommende vandområdeplaner 2 år inden planperiodens start, hvori vandplanlægningsmyndigheden redegør for, hvilke elementer der vil indgå i forberedelsen af vandområdeplanerne.
- c) Udarbejdelse af en oversigt over væsentlige vandforvaltningsmæssige opgaver (VVO'er), som skal løses i en kommende planperiode. Oversigten sendes i høring 2 år inden en kommende planperiode.
- d) Nedsættelse af vandråd.
- e) Udarbejdelse af forslag til vandområdeplaner og udsendelse af forslaget i offentlig høring i seks måneder.
- f) Bekendtgørelser om miljømål og indsatsprogrammer, som sendes i offentlig høring i seks måneder samtidig med udkast til vandområdeplanerne.
- g) Offentliggørelse af endelige vandområdeplaner hurtigst muligt efter afsluttet høring.
- h) Udstedelse af endelige bekendtgørelser om miljømål og indsatsprogrammer hurtigst muligt efter afsluttet høring.

1.3 Relevante bekendtgørelser:

- Bekendtgørelse om vandråd, vandrådssamarbejde med kommunalbestyrelser og samarbejde mellem kommunalbestyrelser i et hovedvandopland om udarbejdelse af forslag til indsatsprogrammets supplerende vandløbsforanstaltninger
- Bekendtgørelse om vandområdedistrikter og hovedvandoplande
Bilag 1 - Geografisk afgrænsning af vandområdedistrikter
Bilag 2 - Hovedvandoplande
- Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand
Bilag 1 - Normgivende definitioner af kvalitetsklasser for økologisk tilstand og økologisk potentiale
Bilag 2 - Miljøkvalitetskrav for overfladevand
Bilag 3 - Grundvandets kvantitative og kemiske tilstand
- Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder
- Bilag 1 - Overvågning af overfladevands økologiske og kemiske tilstand og økologiske potentiale
Bilag 2 - Overvågning af grundvands kvantitative og kemiske tilstand
Bilag 3 - Vurdering af overvågningsresultater og klassifikation af vandforekomsters tilstand
Bilag 4 - Tærskelværdier for grundvandsforekomster

- Bekendtgørelse om basisanalyser
 - Bilag 1 - Analyse af vandområdedistriktets karakteristika og vurdering af menneskelige aktiviteter indvirkning på overfladevandets og grundvandets tilstand
 - Bilag 2 - Økonomisk analyse af vandanvendelsen
- Bekendtgørelse om indholdet af vandområdeplaner
 - Bilag 1 - Krav til sammenfatning af basisanalyse
 - Bilag 2 - Krav til sammenfatning af procedure for fastsættelse af tærskelværdier for grundvandsforurenende stoffer og forureningsindikatorer
 - Bilag 3 - Krav til sammenfatning af indsatsprogrammet
- Bekendtgørelse om krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet
 - Bilag 1 - Teknisk procedure for udarbejdelse af kvalitetskriterier
- Bekendtgørelse om miljømål for overfladevandområder og grundvandsforekomster
 - Bilag 1 – Miljømål for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn
 - Bilag 2 – Miljømål for Vandområdedistrikt Sjælland
 - Bilag 3 – Miljømål for Vandområdedistrikt Bornholm
 - Bilag 4 – Miljømål for Internationalt Vandområdedistrikt
 - Bilag 5 – Retningslinjer for Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljøs vejledende registrering af aktivitetszoner
- Bekendtgørelse om indsatsprogrammer for vandområdedistrikter
 - Bilag 1 – Konkrete supplerende foranstaltninger for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn
 - Bilag 2 – Konkrete supplerende foranstaltninger for Vandområdedistrikt Sjælland
 - Bilag 3 – Konkrete supplerende foranstaltninger for Vandområdedistrikt Bornholm
 - Bilag 4 – Konkrete supplerende foranstaltninger for Internationalt Vandområdedistrikt
 - Bilag 5 – Grundlæggende foranstaltninger
 - Bilag 6 – Generelle supplerende foranstaltninger
- Bekendtgørelse om kvalitetskrav til målinger
 - Bilag 1 – Kemiske målinger
 - Bilag 2 – Mikrobiologiske målinger
 - Bilag 3 – Prøvetagning
 - Bilag 4 – Kvalitetskrav til "Miljømåling – ekstern støj"
 - Bilag 5 – Måling af radioaktive stoffer

I regi af "Common Implementation Strategy" (CIS) har Europa Kommissionen udgivet en række vejledninger og tekniske rapporter (Guidance Documents), der beskriver mulige metodiske tilgange til specifikke aktiviteter i vandplanlægningen. Det er hensigten, at vejledningerne kan tilpasses forholdene i de respektive medlemslande.

CIS vejledninger kan findes på Kommissionens hjemmeside: https://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/facts_figures/guidance_docs_en.html.

1.4 Oversigt over vandområdeplanerne 2021-2027 efter genbesøget

VP3 efter genbesøget består af følgende overordnede elementer:

- a) Udarbejdelse af forslag til genbesøget af vandområdeplaner 2021-2027 og udsendelse af forslaget i offentlig høring i seks måneder.
- b) Udkast til opdateret:
 - bekendtgørelse om miljømål for overfladevandområder og grundvandsforekomster
 - bekendtgørelse om indsatsprogrammer for vandområdedistrikter
 - bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand
 - bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder
 - bekendtgørelse om vandområdedistrikter og hovedvandoplande
 - vejledning til bekendtgørelse om indsatsprogrammersom blev sendt i offentlig høring i seks måneder samtidig med udkast til vandområdeplanerne
- c) Offentliggørelse af VP3 efter genbesøget mpå baggrund af høringssvar
- d) Udstedelse af bekendtgørelser
- e) Nedsættelse af lokale treparter
- f) Nedsættelse af kystvandråd

2. Vandområdedistrikternes karakteristika

2.1 Analyse af vandområdedistrikternes karakteristika

- Bekendtgørelse nr. 126 af 26. januar 2017 af lov om vandplanlægning (lov om vandplanlægning) § 6.
- Bekendtgørelse om basisanalyser § 2 og bilag 1.

Analysen af vandområdedistrikternes karakteristika, har grundlæggende bestået af identifikation, afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af de enkelte overfladevandområder og grundvandsforekomster inden for vandområdedistrikterne.

Overfladevandområderne i vandområdedistrikterne er identificeret og henført til en af kategorierne vandløb, søer, overgangsvande, kystvande, kunstige vandområder eller stærkt modificerede vandområder. Definitioner i § 2 i lov om vandplanlægning fastsætter nærmere, hvad der forstås ved de enkelte kategorier. Det er tidligere fastslået, at ingen danske overfladevandområder kan henføres til kategorien overgangsvande. Kategorisering af overfladevandområder som kunstige eller stærkt modificerede forudsætter, at nærmere betingelser er opfyldt, jf. lovens § 9, og der er foretaget en særskilt vurdering heraf. Afgrænsningen, karakteriseringen og typeinddelingen af overfladevandområder inden for de enkelte kategorier er nærmere beskrevet nedenfor.

Grundvandsforekomster er identificeret ud fra geologisk og hydrologisk viden tilvejebragt gennem den nationale grundvandskortlægning og anden geologisk kortlægning. Afgrænsningen og karakteriseringen af grundvandsforekomsterne er nærmere beskrevet nedenfor.

2.1.1 Vandløb

2.1.1.1 Definitioner

- Bekendtgørelse nr. 126 af 26. januar 2017 af lov om vandplanlægning (lov om **vandplanlægning**) § 2, stk. 1, nr. 4 og 10-11.

2.1.1.2 Identifikation og afgrænsning

- Bekendtgørelse nr. 795 af 13. juni 2023 om basisanalyser, § 2, stk. 1.
- EU Guidance Document No 2, Identification of Water Bodies.

Vandplanlægningen omfatter vandløb med et opland på mindst 10 km² samt vandløb med et opland mindre end 10 km², som har en dokumenteret høj naturværdi i form af en god økologisk tilstand eller høj økologisk tilstand, eller som har et fysisk potentiale til at få det, og som er med til at sikre, at vandrammedirektivets mål og formål kan opfyldes. Vandløb med et opland

mindre end 10 km², der har en okkerkoncentration højere end 0,5 mg pr. liter (okker, ferrojern Fe²⁺), er ikke her iblandt, med mindre tilstanden er høj eller god. Det bemærkes, at der med basisanalysen for vandområdeplanerne 2015-2021 blev foretaget en harmonisering af vandløbsforekomsterne, hvor der blev taget stilling til, hvorvidt mindre vandløbsforekomster kunne sammenlægges med større. Samme øvelse blev gennemført i forbindelse med udarbejdelse af VP3.

Identifikationen af vandløb med oplande mindre end 10 km², der skal omfattes af et konkret miljømål i vandplanlægningen, jf. ovenstående, er foretaget ud fra følgende retningslinjer:

- Vandløb skal omfattes, hvis de i forbindelse med seneste vurdering af overvågningsresultater og klassificering af vandforekomsternes tilstand som fastsat i bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder (overvågningsbekendtgørelsen) har opnået en samlet god eller høj økologisk tilstand.
- Derudover skal de vandløb omfattes, hvor faldet ≥ 3 promille eller slyngningsgraden $\geq 1,05$ eller Fysisk Indeks $\geq 0,41$.
- For at sikre sammenhæng mellem de målsatte vandløb kan korte strækninger, der ikke lever op til ovennævnte kriterier om fald, slyngningsgrad eller fysisk variation, være omfattet af et konkret miljømål, hvis de ligger indskudt mellem længere strækninger, der lever op til kravene. Omvendt kan kortere vandløbsstrækninger, der ligger oven for strækninger, der ikke er omfattet af konkrete miljømål, udgå til trods for, at de opfylder de faste kriterier.

Der er ved identifikationen af vandløb, der skal omfattes af vandplanlægningen, ikke taget hensyn til, om vandløbene er udpeget som kunstige eller stærkt modificerede i henhold til reglerne herom, jf. også afsnit 2.1.5 og 2.1.6 nedenfor.

Desuden er der ikke medtaget vandløb ud over dem, som indgik i vandrådsarbejdet 2017 om kvalificering af afgrænsning af vandløb, medmindre de vurderes at have afgørende betydning for indfrielse af vandrammedirektivets mål og formål i overensstemmelse med direktivets definition af overfladevandområder og derfor skal omfattes af et konkret miljømål uanset, om det opfylder de fastlagte kriterier.

Et vandløbsvandområde kan dække et helt vandløbssystem eller dele af et vandløbssystem omfattende en eller flere vandløbsstrækninger. Inddelingen i vandløbsvandområder og den præcise afgrænsning af de enkelte områder er sket, så miljømål, tilstand og indsatsbehov kan fastsættes med bedst mulige nøjagtighed. Som hovedregel har minimumslængden været ca. 500 meter med undtagelse af små, selvstændige tilløb til søer og kystvande, der i sagens natur ikke har tilstødende vandløbsvandområder. Ved tidligere gennemgange af inddelingen af vandområder er vandområder mindre end ca. 500 meter således som udgangspunkt aggregeret med tilstødende længere vandområder uanset karakterisering, typologi og tilstand.

Der er ved inddelingen af vandløbsvandområderne taget hensyn til de enkelte områders karakteristika, type og tilstand.

Der er søgt sikret et sammenhængende vandløbstema.

2.1.1.3 Karakterisering og typeinddeling

- Bekendtgørelse nr. 795 af 13. juni 2023 om basisanalyser § 2, stk. 2, og bilag 1, del A, afsnit 1, 2.1 og 3.1.

Vandløbsvandområderne er karakteriseret efter, hvad der kendetegner hovedparten af vandområdet, men de enkelte vandområder kan indeholde strækninger, der fraviger de generelle karakteristika.

Vandløbsvandområderne er inddelt i tre typer afhængigt af oplandsareal og bredde. Der er anvendt de tre størrelsestyper af vandløb, der ifølge bekendtgørelse om basisanalyser gælder for vandløb med "normal bund" (type 1, 2 og 3).

Der anvendes i vandområdeplanerne i alt seks vandløbstyper, da hver af de tre størrelsestyper er delt i to afhængigt af om de er såkaldte blødbundsvandløb eller ej. Denne deskriptor omfatter en vurdering af vandløbets geologi mht. om bundsubstratet er blødt og overvejende organisk samt om vandløbet på den overvejende del af sin længde har et naturligt ringe fald (< 0,1-0,5 promille afhængigt af vandløbsstørrelsen) og en ringe vandhastighed. Blødbundsvandløb er fordelt ud over landet, men er primært forekommende i landskaber med flad topografi.

2.1.2 Søer

2.1.2.1 Definitioner

- Bekendtgørelse nr. 126 af 26. januar 2017 af lov om vandplanlægning (lov om vandplanlægning) § 2, stk. 1, nr. 5 og 10-11.

2.1.2.2 Identifikation og afgrænsning

- Bekendtgørelse om basisanalyser § 2, stk. 1.
- EU Guidance Document No 2, Identification of Water Bodies.

Vandplanlægningen omfatter både naturligt dannede søer og søer, som er opstået i forbindelse med menneskelig aktivitet. Søernes areal er opgjort som den åbne vandflade inklusiv den ydre rørsump, subsidiært det tilstødende område, der er uden landvegetation på grund af temporær vanddækning, dvs. temporært udtørret søbund.

Identifikationen af søer, som skal omfattes af vandplanlægningen, er foretaget ud fra følgende retningslinjer:

- Søer med areal på 5 ha eller derover skal omfattes af vandplanlægningen, medmindre de ligger i aktive graveområder ifølge regionens råstofplaner, eller er udpeget som spildevandstekniske anlæg i kommunens spildevandsplan.
- Søer med areal mellem 1 og 5 ha tilhørende en habitatnaturtype omfattet af habitatdirektivet, beliggende i habitatområder, skal omfattes af vandplanlægningen.
- Søer med areal mellem 1 og 5 ha med særlig stor naturværdi beliggende uden for habitatområder tilhørende habitatnaturtypen lobeliesøer (3110), søer med små amfibiske planter (3130) eller kransnålalgesøer (3140) skal omfattes af vandplanlægningen.

2.1.2.3 Karakterisering og typeinddeling

- Bekendtgørelse om basisanalyser § 2, stk. 2, og bilag 1, del A, afsnit 1, 2.2 og 3.2.

Søerne er i overensstemmelse med afsnit 3.2 i bilag 1 til bekendtgørelse om basisanalyser inddelt i typer efter fysiske og kemiske faktorer, der bestemmer søernes karakteristika og dermed udgør grundvilkårene for søernes biologiske struktur og sammensætning. De forskellige faktorer, der adskiller søtyperne, er kalkholdighed (alkalinitet), graden af brunvandethed (farvetal), saltholdighed, og om søen er dyb (middeldybde på 3 m eller derover) eller lavvandet (middeldybde mindre end 3 m).

2.1.3 Overgangsvande

2.1.3.1 Definitioner

- Bekendtgørelse nr. 126 af 26. januar 2017 af lov om vandplanlægning (lov om vandplanlægning) § 2, stk. 1, nr. 6 og 10-11.

2.1.3.2 Identifikation, afgrænsning, udpegning og karakterisering

- Bekendtgørelse om basisanalyser § 2, stk. 1-2, og bilag 1, del A, afsnit 1, 2.3 og 3.3.

Der er med det såkaldte typologiprojekt ("Gennemgang af grundlaget for afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af kystvandene i vandområdeplanerne") foretaget en gennemgang af det faglige grundlag for den identifikation, afgrænsning og karakterisering af kystvande, som indgik i grundlaget for vandområdeplaner 2015-2021. Gennemgangen bekræftede, hvad der tidligere er fastslået, at ingen danske overfladevandområder kan henføres til kategorien overgangsvande: Alle danske marine overfladevandområder påvirkes i større eller mindre grad af ferskvand, saltholdigheden ændres gradvist fra kysten til mere åbne farvande, men ingen vandområder er påvirket af ferskvandsgradienter i en sådan grad, at de kan kategoriseres som overgangsvande.

2.1.4 Kystvande

2.1.4.1 Definitioner

- Bekendtgørelse nr. 126 af 26. januar 2017 af lov om vandplanlægning (lov om vandplanlægning), § 2, stk. 1, nr. 7 og 10-11.
- Lov nr. 200 af 7. april 1999 om afgrænsning af søterritoriet § 2, stk. 3-4.
- Bekendtgørelse nr. 680 af 18. juli 2003 om afgrænsning af Danmarks søterritorium.

Vandplanlægningen omfatter alle kystvande, som udgøres af den del af territorialfarvandet, der ligger inden for 1 sømil fra basislinjen. Den del af territorialfarvandet, der ligger mellem 1 og 12 sømil fra basislinjen, er i forbindelse med vandplanlægningen opdelt i territorialfarvande.

2.1.4.2 Identifikation og afgrænsning

- Bekendtgørelse om basisanalyser, § 2, stk. 1.
- EU Guidance Document No 2, Identification of Water Bodies.

Identifikation og afgrænsning af kystvandene foretages i overensstemmelse med ovenstående bekendtgørelser.

Der er med projektet "Gennemgang af grundlaget for afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af kystvandene i vandområdeplanerne" (typologiprojektet) foretaget en gennemgang af det faglige grundlag for den identifikation, afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af kystvande, som indgik i grundlaget for vandområdeplaner 2015-2021. Projektets resultater er lagt til grund ved udarbejdelse af basisanalysen og vandområdeplanerne for 2021-2027, herunder ved justeringer i afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af kystvande, jf. også afsnit 1.1.4.3 nedenfor.

I nogle få tilfælde er et lille kystvand med et lille opland af forvaltningsmæssige årsager lagt sammen med et tilstødende kystvand på baggrund af en analyse i ovennævnte projekt.

Afgrænsningen af territorialfarvande (12 sømil-områder) er i basisanalysen videreført fra vandområdeplanerne 2015-2021 i stort set uændret form, idet der dog generelt for afgrænsningen af marine overfladevandområder er foretaget en opdatering af basislinjen efter nyeste data fra Geodatastyrelsen (2018).

2.1.4.3 Karakterisering og typeinddeling

- Bekendtgørelse om basisanalyser, § 2, stk. 2, og bilag 1, del A, afsnit 1, 2.4 og 3.3.

I overensstemmelse med resultaterne af typologiprojektet jf. afsnittet ovenfor, er kystvandene i forbindelse med basisanalysen blevet inddelt i 39 forskellige typer inden for seks overordnede farvandstyper. De 39 typer er bestemt ved følgende obligatoriske og valgfrie fysiske og kemiske faktorer, som er vurderet egnede til at karakterisere de enkelte kystvandes økologiske forhold på en sådan måde, at kystvandene kan adskilles i specifikke typer: længdegrad, breddegrad, tidevand, overfladesalt, gennemsnitlig vanddybde, vandudveksling, ferskvandspåvirkning, bundsubstrat og lagdeling. Typeinddelingen i basisanalysen vil fra vandområdeplanerne 2021-2027 erstatte den hidtidige typeinddeling af kystvande, som fremgår af afsnit 3.3 i bilag 1 til bekendtgørelse om basisanalyser.

2.1.5 Kunstige vandområder

2.1.5.1 Definitioner

- Bekendtgørelse nr. 126 af 26. januar 2017 af lov om vandplanlægning (lov om vandplanlægning) § 2, stk. 1, nr. 8.

2.1.5.2 Identifikation, afgrænsning, karakterisering og udpegning

- Bekendtgørelse nr. 126 af 26. januar 2017 af lov om vandplanlægning (lov om vandplanlægning) § 9.
- Bekendtgørelse om basisanalyser § 2, stk. 1-2, og bilag 1, del A, afsnit 1.
- Bekendtgørelse om miljømål for overfladevandområder og grundvandsforekomster (bekendtgørelse om miljømål) § 2, stk. 2.
- EU Guidance Document No 2, Identification of Water Bodies.

- EU Guidance Document No 4, Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies.

Kunstige vandområder er i vandområdeplaner 2021-2027 udpeget ved en opdatering af bekendtgørelse om miljømål og er vist på MiljøGIS. Nærmere oplysninger om og begrundelse for udpegning af kunstige vandområder vil fremgå af vandområdeplanerne.

Som kunstige vandområder vil generelt kunne udpeges overfladevandområder, som er identificeret, afgrænset og karakteriseret som vandløb, sø eller kystvandområde som beskrevet i afsnit 1.1.1.2 og 1.1.2.2 ovenfor, og som:

- er skabt af mennesker på et sted, hvor der ikke tidligere eksisterede et vandområde,
- ikke er skabt ved fysiske ændringer af et eksisterende vandområde, og
- ikke kan opfylde målet om god økologisk tilstand uden ændringer af vandområdets hydro-morfologiske karakteristika, jf. i øvrigt i det hele afsnit 2.1.6.2 nedenfor.

Vandløb

Vandløb vil kunne udpeges som kunstige vandområder bl.a. på baggrund af relevante registreringer på ældre kortmateriale som høje målebordsblade fra 1870 eller for Sønderjyllands vedkommende andet kortmateriale som fx præjssiske kort fra 1880. Hvor de gamle kort indikerer, at der ikke tidligere lå et vandløb, fx hvor en eksisterende vandløbsstrækning er opstået ved afvanding af et vådområde eller lignende, er vandløbsstrækningen anset for at være menneskeskabt og vil derfor kunne udpeges som et kunstigt vandområde. Anden dokumentation, herunder viden om vandløbets opland og om naturlige vandløb opstrøms det pågældende vandområde, er inddraget i vurderingen, hvor det har været relevant.

Ved gennemgang af kortmaterialet er følgende indgået i vurderingen af, om vandløb er naturlige eller menneskeskabte:

1. Vandløb, som kan genfindes på de historiske kort med samme forløb som i dag eller med et nærliggende forløb, som indikerer, at vandløbet er forlagt, er vurderet at være naturlige, jf. dog pkt. 2. Vandløb, som ikke kan ses på historiske kort fx langs veje eller sogneskel, men som helt åbenlyst må være til stede, fordi der er vandløb opstrøms og nedstrøms, er også vurderet at være naturlige.
2. Vandløb, som kan genfindes på de historiske kort, men som åbenlyst må være etableret med henblik på afvanding eller dræning, er vurderet at være menneskeskabte. Sådanne vandløb er typisk fundet på de historiske kort som forløb gennem afvandede lavbundsområder (moser, kær og lignende) eller som tydelige drængrøfter ("sildebensgrøfter" og lignende).
3. Vandløb, hvis nuværende forløb ikke fremgår af de historiske kort, er i nogle tilfælde konkret vurderet at være naturlige, hvis et eller flere af nedenstående tre kriterier har været opfyldt:
 - i. Forløbet mæandrerer naturligt.
 - ii. Ådalen bærer tydelige spor efter en tidligere mæandrering.
 - iii. De topografiske forhold taler entydigt for, at her bør der være et naturligt vandløb, fx hvis der er en tydelig ådal, eller fordi oplandets størrelse tilsiger, at vandet naturligt vil samles i et egentligt vandløb. Kildevandløb kan rubriceres herunder.

Vandløb, der som udgangspunkt er menneskeskabte og derfor som udgangspunkt vil kunne udpeges som kunstige vandområder, er gravede kanaler i forbindelse med afvanding, engvandsanlæg, vandforsyningsanlæg til dambrugsdrift, mølledrift og turbineanlæg, fyldgrave bag kystdiger, voldanlæg, skelgrøfter og lignende.

Søer

Søer vil som udgangspunkt kunne udpeges som kunstige vandområder, hvis de er gravede, og hvis de kunstige fysiske forhold hindrer opfyldelse af målet om god økologisk tilstand for alle kvalitetselementer. For de menneskeskabte søer, som indgår i genbesøget, vurderes de fysiske forhold kun i to tilfælde at være til hinder for opfyldelse af målet om god økologisk tilstand, og kun disse søer er derfor udpeget som kunstige vandområder, jf. figur 1.

Kystvande

Der er ingen menneskeskabte kystvande i Danmark, hvorfor ingen kystvande er udpeget som kunstige vandområder.

2.1.6 Stærkt modificerede vandområder

2.1.6.1 Definitioner

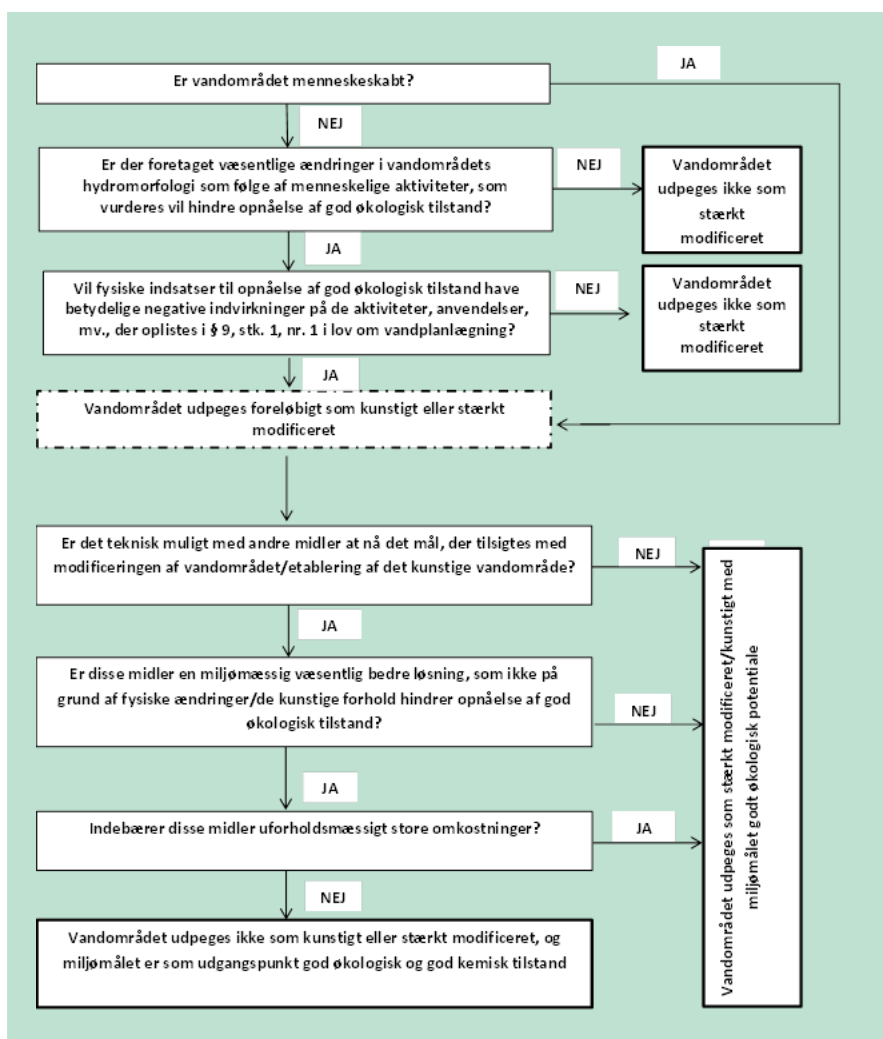
- Bekendtgørelse nr. 126 af 26. januar 2017 af lov om vandplanlægning (lov om vandplanlægning) § 2, stk. 1, nr. 9.

2.1.6.2 Identifikation, afgrænsning, karakterisering og udpegning

- Bekendtgørelse nr. 126 af 26. januar 2017 af lov om vandplanlægning (lov om vandplanlægning) § 9.
- Bekendtgørelse om basisanalyser § 2, stk. 1-2, og bilag 1, del A, afsnit 1.
- Bekendtgørelse om miljømål for overfladevandområder og grundvandsforekomster (bekendtgørelse om miljømål) § 2, stk. 2.
- EU Guidance Document No 2, Identification of Water Bodies.
- EU Guidance Document No 4, Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies.

Stærkt modificerede vandområder er i vandområdeplanerne 2021-2027 udpeget ved opdatering af bekendtgørelse om miljømål og er vist på MiljøGIS. Nærmere oplysninger om og begrundelse for udpegning af stærkt modificerede vandområder vil fremgå af vandområdeplanerne.

Som stærkt modificerede vandområder vil generelt kunne udpeges overfladevandområder, som er identificeret og afgrænset som vandløb, søer eller kystvande som beskrevet i afsnit 1.1.1.2, 1.1.2.2 og 1.1.4.2 ovenfor, og som ikke forventes at kunne opfylde målet om god økologisk tilstand som følge af ændringer af deres hydromorfologiske karakteristika som omhandlet i § 9 i lov om vandplanlægning, og som i øvrigt opfylder de i nævnte bestemmelse fastsatte betingelser.



Figur 1.1 Procedure for udpegnings af stærkt modificerede og kunstige vandområder (efter EU Guidance Document No 4, Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies).

Der er i forbindelse med basisanalysen foretaget en vurdering af, om overfladevandområder (her forstået som vandløb, søer eller kystvande), som ikke forventes at kunne opfylde målet om god økologisk tilstand som følge af ændringer af deres hydromorfologiske karakteristika, opfylder betingelserne i lovens § 9 for udpegnings af stærkt modificerede vandområder, som tekstnært gennemfører vandrammedirektivets artikel 4, stk. 3. Vurderingen har fulgt proceduren beskrevet i EU's vejledning om identifikation og udpegnings af stærkt modificerede og kunstige vandområder. Proceduren fremgår af flowdiagrammet i figur 1.1.

Vandløb

Vurderingen af, om vandløbsvandområder vil kunne udpeges som stærkt modificerede vandområder, har overordnet fulgt den generelle procedure vist i figur 1.1. Som følge af indberetningerne fra vandrådsarbejdet i 2017 er der på baggrund af følgende konkrete vurderingsprocedure truffet politisk beslutning om, at et antal vandløbsvandområder med en samlet længde på omkring 160 km yderligere skal udpeges som stærkt modificerede vandområder:

1. Ved udpegnings var første skridt en vurdering af, om der som følge af menneskelige aktiviteter er foretaget sådanne ændringer af vandløbets fysiske forhold i form af udretning, nedgravning eller tilsvarende, at levevilkår for dyr og planter er forringet i et omfang, så god økologisk tilstand ikke umiddelbart kan forventes opnået.

2. Næste skridt var en vurdering af, hvilken restaureringsindsats der kan sikre opnåelse af god økologisk tilstand, og hvilke negative konsekvenser en sådan indsats vil have på aktiviteterne i vandløbet.
3. Vandløbsvandområdet kunne således kun udpeges som stærkt modificeret vandområde, hvis restaureringsindsatsen vil have betydelige negative indvirkninger på aktiviteter omkring vandløbet. Der blev derfor foretaget en vurdering af påvirkningen af de vandløbsnære arealer, såfremt indsatsen blev gennemført. Metoden til vurderingen er udviklet af Orbicon (nu WSP) og kan findes på Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljøhjemmeside.
4. Det er lagt til grund, at såfremt det blev vurderet, at mere end 40 ha vandløbsnært areal pr. km vandløbsstrækning ville blive vådere som følge af den tiltænkte restaureringsindsats, ville der være tale om en betydelig negativ indvirkning, der kunne begrunde en udpegning af vandløb som stærkt modificerede vandområder.
5. Hertil kunne vandløbsvandområder udpeges som stærkt modificerede vandområder, såfremt påvirkningen af de vandløbsnære arealer var beregnet til at have en intensitet højere end 1,5.
 Intensiteten beregnes som summen af produkter af andele af det påvirkede areal og deres skift i afvandingsklasse, dvs. intensitet = $([\text{andel hvor der ikke sker noget skift i afvandingsklasse}] \times 0) + ([\text{andel der skifter 1 afvandingsklasse}] \times 1) + ([\text{andel der skifter 2 afvandingsklasser}] \times 2) + ([\text{andel der skifter 3 afvandingsklasser}] \times 3) + ([\text{andel der skifter 4 afvandingsklasser}] \times 4) + ([\text{andel der skifter 5 afvandingsklasser}] \times 5) + ([\text{andel der skifter 6 afvandingsklasser}] \times 6)$.
 Hver andel kan antage en værdi mellem 0 og 1 svarende til 0-100 pct. af det påvirkede areal, og skift i antal afvandingsklasser kan være 0 til 6.
 Intensitetsskalaen går dermed fra 0 til 6, hvor 0 angiver, at afvandingsklassen er uændret for hele det påvirkede areal, mens 6 angiver, at afvandingen er skiftet 6 klasser for hele det påvirkede areal.
6. Derudover kunne vandløbsvandområder udpeges som stærkt modificerede vandområder, hvis det kunne påvises, at tekniske anlæg af samfundsmæssig interesse (fx vindmølle anlæg og transformerstationer) eller anden bebyggelse vil blive påvirket ved gennemførelse af den tiltænkte indsats.
7. Sidste skridt var en vurdering af, om det vil være teknisk muligt med andre midler at opnå de nyttige mål, som vandløbet er blevet ændret for at opnå. Hvor det var tilfældet, og disse andre midler var miljømæssigt væsentligt bedre uden at indebære uforholdsmæssigt store omkostninger, kunne det pågældende vandløb ikke udpeges som et stærkt modificeret vandområde. Det blev lagt til grund, at der generelt ikke er sådanne tilgængelige alternativer til afvanding og dræning af landbrugsarealer.

Ovenstående metode er anvendt til at analysere yderligere vandområder i forbindelse med et udviklingsinitiativ forud for genbesøget. I udviklingsinitiativet har styrelsen udvalgt kandidater til analyse ved brug af Landbrug og Fødevarers screeningsværktøj, der er udviklet af Envidan. WSP har efterfølgende gennemgået vurderingerne i ovenstående trin 1 og 2, gennemført konsekvensberegningen for restaurering af de udvalgte kandidater som nævnt i ovenstående trin 3, beregnet intensitet, samt analyseret hvilke tekniske anlæg der lå inden for de tre vådeste afvandingsklasser. Styrelsen har derefter vurderet resultaterne for vandområderne efter ovenstående trin 4-7 og indstillet kandidater til udpegning til stærkt modificerede.

Styrelsen har ligeledes forud for genbesøget gennemgået vandløbssystemer opstrøms for pumpestationer beliggende på stærkt modificerede vandområder. I disse tilfælde har der ikke foreligget de konkrete data, der er nødvendige for at anvende ovenstående procedure, men der er i vurderingen lagt vægt på det pumpede areals størrelse og om der inden for det pumpede areal findes tekniske anlæg af samfundsmæssig interesse.

Som følge af dette udviklingsinitiativ, samt gennemgangen af vandområder opstrøms pumpestationer beliggende på stærkt modificerede vandområder, er udpegningen for udvalgte vand-

løb ændret. Det betyder, at der for disse vandløb i stedet sættes krav om at opnå god økologisk potentiale i stedet for god økologisk tilstand. I forbindelse med genbesøget indgår således ca. 400 km vandløb, der i vandområdeplanerne 2021-2027 var naturlige, nu som stærkt modificerede.

Dertil kommer en række vandløbsvandområder, som i basisanalysen overordnet er vurderet at kunne udpeges som stærkt modificerede vandområder, fordi de er reguleret eller på anden måde fysisk ændret i et omfang, der gør, at tilstanden for kvalitetselementerne ikke kan forbedres uden betydelige negative konsekvenser for de aktiviteter, der er afhængige af de foretagne ændringer af vandløbene. Eksempler på vandløbsvandområder, der i forbindelse med vandområdeplanerne 2021-2027 ud fra en sådan vurdering er udpeget som stærkt modificerede vandområder, er følgende:

- Opstemningsanlæg, hvor stuvningspåvirkningen er så omfattende, at stuvningen medfører dannelse af en sølignende udvidelse af vandløbet opstrøms opstemningen. I de tilfælde, hvor opstemningen ikke kan fjernes med henblik på at opnå god økologisk tilstand, er vandløbet udpeget som stærkt modificeret på den stuvningspåvirkede strækning. Begrundelsen for at bevare et opstemningsanlæg kan bl.a. være, at anlægget er af særligt historisk eller samfundsmæssigt bevaringsværdig karakter, eller hvor nedlæggelse af opstemningen vil medføre afvanding af særligt værdifulde naturområder.
- Naturlige vandløbsstrækninger, der indgår i afvanding i forbindelse med en pumpestation, og hvor det på grund af tekniske vanskeligheder og/eller store økonomiske omkostninger ikke vil være muligt at genskabe naturlige fysiske forhold (god økologisk tilstand), er udpeget som stærkt modificerede vandområder.
- Fikserede eller rørlagte vandløbsstrækninger, hvor det af tekniske, kulturelle eller økonomiske årsager ikke er muligt at opnå naturlige fysiske forhold, der tilgodeser god økologisk tilstand, er normalt udpeget som stærkt modificerede vandområder. Det er dog overvejet, om rørlagte vandløbsstrækninger kan åbnes.
- Vandløbsstrækninger, der er inddiget af hensyn til beskyttelse mod oversvømmelse af byområder, og hvor det på grund af tekniske vanskeligheder og/eller store økonomiske omkostninger ikke vil være muligt at genskabe naturlige fysiske forhold, der tilgodeser god økologisk tilstand, er normalt udpeget som stærkt modificerede vandområder.
- Modificerede vandløb, eksempelvis vandløb med betonbund og -sider i byområder, hvor der kan ske væsentlige påvirkninger af bebyggelser eller infrastruktur langs vandløbene, hvis der skal gennemføres tiltag for at sikre god økologisk tilstand, er udpeget som stærkt modificerede vandområder.

Når disse udpegninger ikke har undergået ovenstående vurderingsprocedure med fokus på indvirkningen på de vandløbsnære arealer, er det fordi, der for de pågældende vandområder ikke har foreligget de konkrete data, der er nødvendige for at anvende proceduren.

Søer

Forskellige fysiske ændringer gør et mindre antal søer til potentielle kandidater til udpegning som stærkt modificerede vandområder, fx kan sikring af søbredden i bynære søer nogle steder have en vis indvirkning på de økologiske forhold og kan potentielt hindre opfyldelse af målet om god økologisk tilstand. Det er for disse søer vurderet, at påvirkningen ikke er til hinder for opfyldelse af god økologisk tilstand. Andre fysiske ændringer i form af fx sluser, mindre lystbådehavne, badebroer og lignende påvirker de økologiske forhold i væsentligt mindre omfang, og sådanne ændringer er derfor vurderet ikke at gøre søer til kandidater til udpegning som stærkt modificerede vandområder, jf. figur 1.1

Kystvande

Med det såkaldte presfaktorprojekt "Sammenhænge i det marine miljø - andre presfaktorer end næringsstoffer og klima" er identificeret kystvande, som er udsat for fysisk påvirkning. I et

andet projekt, det såkaldte typologiprojekt "Gennemgang af grundlaget for afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af kystvandene i vandområdeplanerne", som inddrager resultaterne af presfaktorprojektet, er identificeret kystvande, som alene på grund af effekten af fysiske påvirkninger er i risiko for ikke at kunne opnå god økologisk tilstand. Disse kystvande er derfor udpeget som stærkt modificerede vandområder, jf. ovenfor.

2.1.7 Grundvand

2.1.7.1 Definitioner

- Bekendtgørelse nr. 126 af 26. januar 2017 af lov om vandplanlægning (lov om vandplanlægning) § 2, stk. 1, nr. 2 og 12-13.

2.1.7.2 Identifikation og afgrænsning

- Bekendtgørelse om basisanalyser § 4, stk. 1-2.
- EU Guidance document No 2, Identification of Water Bodies.

Grundvandsforekomster er til vandområdeplanerne 2021-2027 identificeret og afgrænset på en sådan måde, at den enkelte grundvandsforekomst udgøres af et eller flere selvstændigt afgrænsede grundvandsmagasiner. Grundvandsmagasiner er afgrænset under anvendelse af Den Nationale Vandressourcemodel (DK-modellen), som til vandområdeplanerne 2021-2027 blev opdateret med ny viden. Den nye viden omfatter bl.a. indbygning af den fælles offentlige hydrostratigrafiske model (FOHM) for Jylland. Opstillingen og kalibreringen af den anvendte DK-model er beskrevet i [GEUS, 2019: National Vandressource Model. Modelopstilling og kalibrering af DK-model 2019. GEUS rapport 2019/31.](#)

Afgrænsningen af grundvandsforekomster til vandområdeplaner 2021–2027 blev offentliggjort i forbindelse med Basisanalysen for vandområdeplaner 2021–2027. Se [GEUS, 2020: Afgrænsning af de danske grundvandsforekomster Ny afgrænsning og delkarakterisering samt fagligt grundlag for udpegning af drikkevandsforekomster. GEUS rapport 2020/1.](#)

Grundvandsmagasiner blev identificeret og inddelt efter følgende kriterier:

- Mindstetykkelsen for et magasin i modellen er 2 meter.
- Minimumsarealet for et magasin er 0,25 km².
- Der skal være indvindingsboringer eller geologiske tolkninger for alle grundvandsmagasiner, der har en størrelse mellem 0,25 km² og 5 km².
- Grundvandsmagasiner større end 1000 km² underopdeles, for at undgå uhensigtsmæssige store rumlige variationer i tilstand og påvirkning.
- Grundvand under øer uden for DK-modellens dækningsområde er udpeget som selvstændige grundvandsmagasiner, som hver udgøres af alt grundvandet under den pågældende ø.
- Kalkmagasiner og magasiner på Bornholm er afgrænset, når de geologiske oplysninger indikerer, at lagenes transmissivitet er større end henholdsvis 5×10^{-5} og 9×10^{-5} m²/s.

Grundvandsmagasiner med hydrologisk kontakt er samlet i grundvandsforekomster. Det er her vurderet, at der er hydrologisk kontakt mellem vertikalt adskilte magasiner, når tykkelsen af de vandstandsende lag ikke overstiger 2 meter og ved et overlap mellem disse magasiner på mere end 25 ha. Hvor tykkelsen af vandstandsende lag mellem magasiner overstiger 2 meter, er magasinerne blevet anset som separate grundvandsforekomster.

På baggrund af afgrænsningen af grundvandsforekomster er der, som en del af vandområdeplanerne 2021-2027, udpeget drikkevandsforekomster. Drikkevandsforekomsterne omfatter grundvandsforekomster, der enten anvendes eller på sigt forventes anvendt til drikkevand. De beskyttede drikkevandsforekomster er udpeget efter vandforsyningslovens § 10 som de forekomster, der anvendes til indvinding af drikkevand, og som gennemsnitlig frembringer mere end 10 m³ om dagen eller leverer vand til mere end 50 personer, eller de forekomster, hvor hensigten er at anvende dem til drikkevandsforsyning.

Afgrænsningen af drikkevandsforekomster omfatter de grundvandsforekomster, hvor der er registrerede aktive indvindingsboringer samt grundvandsforekomster, hvor der er registrerede indvindingsboringer uden kendskab til aktuel indvinding. Desuden er de grundvandsforekomster, der står i hydraulisk kontakt med én af ovennævnte grundvandsforekomster udpeget, da disse vurderes også at bidrage til indvindingen af drikkevand. For at sikre, at alle grundvandsforekomster, som potentielt kan blive anvendt til drikkevand i fremtiden, er udpeget til drikkevandsforekomster, er alle grundvandsforekomster, der enten ligger inden for områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD) eller inden for indvindingsoplande uden for OSD, også udpeget, uanset om der er kendskab til indvindingsboringer til drikkevand i alle disse grundvandsforekomster.

I forlængelse gennemførelsen af tilstandsvurderingerne til vandområdeplanerne 2021-2027 har der vist sig behov for at revidere afgrænsningen af en mindre andel af de udpegede grundvandsforekomster. Grundvandsforekomster med stor geologisk variation samt grundvandsforekomster, som er tørre en stor del af året, er identificeret, se [GEUS, 2023: Revision af grundvandsforekomster Opsamling på erfaringer fra arbejde med kvalitativ tilstandsvurdering, GEUS-rapport 2023/49](#). Til genbesøget er der på grundlag heraf foretaget en justering af afgrænsningen. Denne justering reducerer antallet af grundvandsforekomster med syv - fra 2050 til 2043. Den reviderede afgrænsning af grundvandsforekomster har ikke resulteret i ændringer i grundvandsforekomsternes tilstand.

2.1.7.3 Karakterisering og typeinddeling

- Bekendtgørelse om basisanalyser § 4, stk. 2, § 5, stk.1, og bilag 1, del B, afsnit 1-2.

Grundvandsforekomsterne er efter DK-modellens hydrostratigrafi (www.vandmodel.dk) inddelt i følgende typer:

- Terrænnære grundvandsforekomster: Grundvandsforekomster, som omfatter mindst et grundvandsmagasin med direkte kontakt til vandløb, søer eller potentielt grundvandsafhængige terrestriske økosystemer eller hav og fjord, som defineret af GeoDanmark-afgrænsning, samt at forekomsten har et overfladeareal mindre end 250 km², eller grundvandsforekomster, som ikke har kontakt til overfladevandområder eller grundvandsafhængige terrestriske økosystemer, og hvis middelfstanden fra terræn til overfladen af grundvandsforekomsten er mindre end 25 meter.
- Regionale grundvandsforekomster: Grundvandsforekomster, som har direkte kontakt til vandløb, søer, potentielt grundvandsafhængige terrestriske økosystemer eller kyst/hav, og som har et overfladeareal større end 250 km².
- Dybe grundvandsforekomster: Grundvandsforekomster, som er uden kontakt til vandløb, søer, potentielt grundvandsafhængige terrestriske økosystemer eller kyst/hav, og hvor middelfstanden fra terræn til overfladen af forekomsten er større end 25 meter.

Typeinddelingen af grundvandsforekomsterne er indgået i projektet om ny afgrænsning af grundvandsforekomsterne, jf. ovenstående.

2.2 Fastlæggelse af referenceforhold

- Bekendtgørelse om basisanalyser § 2, stk. 3 og § 4, stk. 2 samt bilag 1, del A, afsnit 4 og bilag 1, del B afsnit 1 og 2.

I forlængelse af karakterisering og typeinddeling af overfladevandområder og grundvandsforekomster, jf. ovenfor, er der fastlagt typespecifikke eller vandområdespecifikke referenceforhold for de enkelte typer af overfladevandområder og referenceforhold for grundvandsforekomsters kvantitative tilstand som beskrevet nedenfor.

2.2.1 Vandløb

- Bekendtgørelse om basisanalyser § 2, stk. 3, og bilag 1, del A, afsnit 4.
- Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder (overvågningsbekendtgørelsen) bilag 3, del A, afsnit 3.1.

De typespecifikke referenceforhold for vandløb er for kvalitetselementerne smådyr, fisk, vandløbsplanter og bundlevende alger, jf. også afsnit 3.2.1, fastlagt som de forhold, der svarer til høj tilstand. Værdier for de typespecifikke referenceforhold for vandløb er anført i tabellerne i overvågningsbekendtgørelsens bilag 3, del A, afsnit 3.1.

2.2.2 Søer

- Bekendtgørelse om basisanalyser § 2, stk. 3, og bilag 1, del A, afsnit 4.
- Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder (overvågningsbekendtgørelsen) bilag 3, del A, afsnit 3.2.

De typespecifikke referenceforhold for søer er for de kvalitetselementer, der indgår i vandområdeplanen, og som gennemgås i afsnit 3.2.2, fastlagt som de forhold, der svarer til høj tilstand. Værdier for de typespecifikke referenceforhold for søer er anført i tabellerne i overvågningsbekendtgørelsens bilag 3, del A, afsnit 3.2.

2.2.3 Kystvande

- Bekendtgørelse om basisanalyser § 2, stk. 3, og bilag 1, del A, afsnit 4.
- Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder (overvågningsbekendtgørelsen) bilag 3, del A, afsnit 3.3.

På baggrund af den til vandområdeplanerne 2021-2027 reviderede afgrænsning og typeinddeling af kystvande jf. ovenstående, har Aarhus Universitet og DHI foretaget en genberegning af referenceforholdene (den næsten upåvirkede tilstand) for ålegræs dybdeudbredelse med udgangspunkt i det historiske datamateriale for ålegræs fra omkring år 1900 samt genberegnet

referenceforholdene for klorofyl med de opdaterede marine økosystemmodeller. Referenceforholdene i kystvandene er således nu i stort set alle vandområder fastlagt med udgangspunkt i de lokale vandområdekarakteristika.

2.2.4 Kunstige og stærkt modificerede vandområder

- Bekendtgørelse om basisanalyser § 2, stk. 3, og bilag 1, del A, afsnit 4.
- Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder (overvågningsbekendtgørelsen) bilag 3, del A, afsnit 3.4.

De typespecifikke referenceforhold for kunstige og stærkt modificerede vandforekomster er fastlagt ud fra de naturlige vandforekomster som de kunstige eller stærkt modificerede vandforekomster ligner mest. Værdier for de typespecifikke referenceforhold for kunstige og stærkt modificerede vandforekomster er anført i tabellerne i overvågningsbekendtgørelsens bilag 3, del A, afsnit 3.4.

2.2.5 Grundvand

- Bekendtgørelse om basisanalyser § 4, stk.2, og bilag 1, del B, afsnit 1 og 2.
- Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder (overvågningsbekendtgørelsen) bilag 4.
- EU Guidance Document No 18, Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment.

Kvantitativ tilstand

Referencen for grundvandets kvantitative tilstand er tilstanden uden vandindvinding som beregnet ved hjælp af den såkaldte DK-model jf. afsnit 1.1.7.2. Beregningsmetoden fremgår af følgende rapport [GEUS, 2014: Implementering af modeller til brug for vandforvaltning. Delprojekt: Effekt af vandindvinding. Konceptuel tilgang og validering samt tilstandsvurdering af grundvandsforekomster. GEUS rapport 2014/74](#). Beregningerne for de enkelte grundvandsforekomster er opdateret i forbindelse med [GEUS, 2019: National Vandressource Model. Beregning af udnyttelsesgrader, afsækning og vandløbspåvirkning med DK model 2019. GEUS rapport 2019/32](#) og [GEUS, 2021: National Vandressource Model. Genberegning af udnyttelsesgrad og vandløbspåvirkning på basis af indberettede fordelinger af indvindinger på boringsniveau i Jupiter GEUS rapport 2021/1](#). Data om vandindvinding findes i JUPITER-databasen.

2.3 Beskyttede områder

- Bekendtgørelse nr. 126 af 26. januar 2017 af lov om vandplanlægning (lov om vandplanlægning) § 16 og § 18, stk. 3.

Beskyttede områder er beskyttede drikkevandsforekomster, beskyttede skaldyrvande, områder udpeget som badeområder, Natura 2000-områder og næringsstoffølsomme områder. Ministeren for Grøn Trepert har for hvert vandområdedistrikt oprettet registre over beskyttede områder. Registerne fremgår af MiljøGIS tilhørende vandområdeplanerne.

3. Påvirkninger

- Bekendtgørelse nr. 126 af 26. januar 2017 af lov om vandplanlægning (lov om vandplanlægning) § 6.
- Bekendtgørelse om basisanalyser § 3, § 4, stk. 2, og bilag 1, del A, afsnit 5, og del B, afsnit 1 og 3.

De betydelige menneskeskabte belastninger, som overfladevandområderne og grundvandsforekomsterne er udsat for, er identificeret i overensstemmelse med regler herom i bekendtgørelse om basisanalyser. Endvidere er den belastning, som grundvandsforekomsterne sandsynligvis vil blive udsat for, blevet kortlagt i overensstemmelse med regler herom i samme bekendtgørelse.

For påvirkninger henvises i øvrigt til den oversigt over de væsentlige vandforvaltningsmæssige opgaver, som i overensstemmelse med lov om vandplanlægning er udarbejdet. Oversigten har været i offentlig høring frem til juni 2020.

De væsentlige vandforvaltningsmæssige opgaver omfatter for hvert af Danmarks 4 vandområdedistrikter en liste over de påvirkninger, som har størst indvirkning på miljøtilstanden i vandområdedistriktets vandløb, søer, kystvande og grundvand. Disse påvirkninger er i større eller mindre udstrækning medvirkende til, at nogle vandområder ikke kan opfylde vandrammedirektivets mål for overfladevandsforekomsterne om god økologisk og god kemisk tilstand og for grundvandsforekomsterne om god kvantitativ og god kemisk tilstand.

Formålet med beskrivelsen af påvirkningerne er, at den - sammen med vurderingen af vandområdernes tilstand - kan danne grundlag for fastlæggelsen af vandområdeplanernes indsatsprogram i vandområdeplanerne 2021-2027. De væsentligste årsager til manglende målopfyldelse skal således identificeres, så indsatser kan fastsættes i overensstemmelse hermed.

Vandløb

Forarbejdet til vandområdeplanerne 2021-2027 har vist, at mange vandløbsstrækninger ikke opfylder miljømålet om god økologisk tilstand. Den primære årsag hertil er fysiske påvirkninger, herunder spærringer og opstemninger, der bryder kontinuiteten i vandløbet, og regulering og vedligeholdelse af vandløbene. Dertil kommer, at vandkvaliteten påvirkes af bl.a. okker, miljøfarlige forurenende stoffer, spildevand mv.

Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø iværksætter et arbejde med nærmere at udrede naturlige påvirkninger af vandløbene, således at disse i endnu højere grad kan adskilles fra de menneskeskabte belastninger. Styrelsen iværksætter desuden et arbejde med yderligere vidensopbygning om årsager til manglende målopfyldelse.

Søer

Resultater i forbindelse med forarbejdet til vandområdeplanen for 2021-2027 har vist, at mange søer ikke opfylder miljømålet god økologisk tilstand. Den primære årsag hertil er tilførslen af næringsstoffer, især fosfor, og undersøgelser har vist, at der er behov for yderligere reduktion af fosfortilførslen til søerne, hvis der skal opnås god økologisk tilstand.

I forbindelse med vandområdeplanerne 2021 -2027 er der iværksat et supplerende udredningsarbejde med henblik på at opnå et forbedret fagligt grundlag til at kunne fastlægge indsatsbehov for søer og for at kunne inddrage flere virkemidler. Dertil kommer, at vandkvaliteten påvirkes af bl.a. miljøfarlige forurenende stoffer.

Kystvande

Undersøgelser i forbindelse med forarbejdet til vandområdeplanerne 2015-2021 viste, at kystvandene generelt ikke opfylder miljømålet god tilstand, og at kystvandene er påvirket af flere presfaktorer, herunder tilførsel af næringsstoffer. Undersøgelserne viste, at der samlet set var behov for yderligere reduktion af kvælstoftilførslen til kystvandene, hvis der skal opnås god tilstand.

I forbindelse med vandområdeplanerne 2021-2027 er der iværksat supplerende udredningsarbejde med henblik på et forbedret fagligt grundlag for at kunne fastlægge indsatsbehov for kystvande, såvel for næringsstoffer som for andre presfaktorer. På baggrund af anbefalinger fra en international evaluering af de marine økosystemmodeller og metoder bag vandområdeplanerne 2015-2021, er der gennemført et projekt ved DHI, AU og DTU Aqua m.fl. med henblik på en omfattende videreudvikling af de marine økosystemmodeller, så stort set alle kystvande nu er omfattet af avancerede økosystemmodeller. Dertil kommer en forbedring af metodegrundlaget for fastlæggelse af indsatsbehovet, herunder fastlæggelsen af de næringsstofmålbekendtgørelser som understøtter, at der kan opnås god økologisk tilstand i kystvandene.

Der blev i 2018-2019 gennemført et forskningsbaseret projekt, med det formål at analysere andre væsentlige marine påvirkninger end næringsstoffer og klimaændringer, herunder påvirkninger fra fiskeri med bundsløbende redskaber, effekter af fiskeri på fødenettet, påvirkning fra klappladser, råstofindvinding, bypass (aktiviteter på søterritoriet med lokal omfordeling af havbundmateriale/sediment), kystfodring, større sejlrender, havne, spærringer, sluser samt påvirkninger fra marine invasive arter. Der har særligt været fokuseret på påvirkningen af de enkelte kystvande i relation til de biologiske kvalitetselementer, som jf. vandrammedirektivet skal karakterisere tilstanden i kystvandene. Resultaterne fra projektet er indgået i grundlaget for basisanalysens identifikation og beskrivelse af andre påvirkninger af kystvande end tilførsel af næringsstoffer i Vandområdeplan 2021 - 2027.

Grundvand

Vandkvaliteten i grundvandsforekomsterne påvirkes kemisk fra punktkilder og diffuse kilder. Punktkildeforurening stammer hovedsageligt fra jordforening, hvorimod de diffuse kilder kan stamme fra gødnings- og pesticidanvendelse. Derudover kan vandkvaliteten påvirkes i områder med vandindvinding, enten på grund af indtrængning af saltvand og/eller øgede koncentrationer af sporstoffer, forårsaget af oxidation af eksempelvis pyrit.

4. Tilstandsvurdering

4.1 Generelt om vurdering og klassificering

- Bekendtgørelse nr. 126 af 26. januar 2017 af lov om vandplanlægning (lov om vandplanlægning) § 31, stk. 3.
- Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder (overvågningsbekendtgørelsen) § 7 og bilag 3, del C.
- Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand bilag 1 og bilag 2, del B og bilag 3.

Miljøstyrelsen har hidtil som led i overvågningen og med henblik på udarbejdelse af basisanalysen vurderet overvågningsresultater og klassificeret overfladevandområdernes økologiske og kemiske tilstand og grundvandsforekomsternes kvantitative og kemiske tilstand i overensstemmelse med reglerne i overvågningsbekendtgørelsens bilag 3, del C. Nu har Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø sammen med Miljøstyrelsen vurderet overvågningsresultater og opdateret klassifikationen af overfladevandområdernes økologiske og kemiske tilstand i forbindelse med genbesøget. Nærmere oplysninger om anvendelse af reglerne fremgår nedenfor.

4.2 Generelt om overfladevand

Ved vurdering af overvågningsresultater og klassificering af økologisk tilstand for overfladevandområder er anvendt de biologiske kvalitetselementer og for kystvande og søer de fysisk-kemiske kvalitetselementer der understøtter disse, jf. overvågningsbekendtgørelsens bilag 3, del A, afsnit 1, for hvilke der for de nationale overvågningssystemer (metoder til biologisk bedømmelse af miljøtilstand), jf. del A, afsnit 2-3, i samme bilag, er fastsat grænser mellem kvalitetsklasser, eller for hvilke de nationale overvågningssystemer er vurderet at give samme resultater som overvågningssystemer, der er interkalibreret på EU-niveau. Vurderingen og klassificeringen er foregået som beskrevet i afsnit nedenfor.

4.2.1 Vandløb

- Bekendtgørelse nr. 126 af 26. januar 2017 af lov om vandplanlægning (lov om vandplanlægning) § 31, stk. 3
- Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder (overvågningsbekendtgørelsen) § 7 og bilag 3, del A, afsnit 1.1 og 3.1, og del C, afsnit 2-3.
- Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand bilag 1, afsnit 2, og bilag 2, del B.

Vurdering af overvågningsresultater og klassificering af tilstand i vandløb er fortrinsvis sket på grundlag af data fra det nationale overvågningsprogram NOVANA, men tilgængelige data fra kommuner og DTU Aqua er inddraget i det omfang, de er frembragt i overensstemmelse med de tekniske anvisninger for NOVANA-programmet.

Ved klassificering af vandløbsvandområders økologiske tilstand på baggrund af de biologiske kvalitetselementer er indgået de kvalitetselementer, for hvilke der har foreligget overvågningsresultater og der er interkalibrerede indeks. Forekomsten af nationalt specifikke miljøfarlige forurenende stoffer er indgået ved klassificeringen af den økologiske tilstand som beskrevet i Bilag 4 – Retningslinjer til klassificering af tilstand for miljøfarlige forurenende stoffer i overfladevand. Øvrige kemiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer samt hydromorfologiske kvalitetselementer har ikke været inddraget ved klassificering af økologisk tilstand, men er forudsat at udvise forhold svarende til resultatet af vurderingen af de biologiske kvalitetselementer.

For så vidt angår smådyr har et gennemført projekt vist, at der er fagligt grundlag for, at kunstige og stærkt modificerede vandområder med en mudderdækningsgrad over 10 % påvirkes i en grad, så grænsen mellem godt og moderat potentiale er fastlagt til DVFI 4. Kunstige og stærkt modificerede vandområder med en mudderdækningsgrad under 10 %, tilstandsvurderes på smådyr ligesom naturlige vandløbsvandområder, hvorfor grænsen mellem godt og moderat potentiale er fastlagt til DVFI 5.

Forud for genbesøget af vandområdeplanerne 2021-2027 har Aarhus Universitet undersøgt mulighederne for at fastsætte grænseværdier for kvalitetselementerne fisk, planter og alger i kunstige og stærkt modificerede vandløb (Baattrup-Pedersen, A., Fejerskov, M.L. & Larsen, M.B., 2023. Miljømål i stærkt modificerede og kunstige vandløb. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 49 s. - Videnskabelig rapport nr. 557). Projektet har ført til at kunstige og stærkt modificerede vandløb nu også vurderes på parametrene fisk, planer og alger. Det viste sig at både faldforhold og mudderdækningsgrad i de kunstige og stærkt modificerede vandløb havde betydning for grænseværdierne for nogle af parametrene. Grænseværdierne for de enkelte parametre er angivet i overvågningsbekendtgørelsens bilag 3, del A, afsnit 3.4.

Forud for vandområdeplanerne 2021-2027 undersøgte Miljøstyrelsen i samarbejde med Aarhus Universitet muligheden for anvendelse af de eksisterende biologiske indeks til tilstandsvurdering af blødbundsvandløb. Undersøgelsen konkluderede, at ingen af de eksisterende indeks er egnede hertil. Blødbundsvandløb er således ikke tilstandsvurderet i forbindelse med genbesøget af vandområdeplanerne 2021-2027.

Visse vandløbsvandområder har naturlige forhold, som vurderes ikke at kunne understøtte tilstedeværelse af fiskebestande af bestemte arter. For sådanne vandløb vil vurderingen af økologisk tilstand derfor ikke inddrage fisk som kvalitetselement, og vandløbene er således angivet til ikke at være målsat for fisk. Identifikation af disse vandområder er sket med udgangspunkt i de daværende amters vurdering af "vandløb uden fiskeinteresse" i regionplanerne og i information om lave vandføringer indhentet fra kommuner og vandråd i forbindelse med vandrådsarbejdet i 2017. Denne angivelse er desuden anvendt for enkelte vandområder i forbindelse med en gennemgang af vandløbssystemer opstrøms for pumpestationer beliggende på stærkt modificerede vandområder. Dette skyldes at pumpestationen er en del af grundlaget for at vandområdet er karakteriseret som stærkt modificeret og der derfor ikke kan forventes at blive skabt passage for vandrende fisk, så længe den menneskelige anvendelse af pumpestationen fortsat opretholdes.

Der er ligeledes vandområder, som naturligt er så påvirkede af salt på grund af deres nærhed til havet, at de udviklede indices for de biologiske bedømmelsesmetoder ikke vil kunne anvendes ved klassificering af miljøtilstanden. I en sådan situation skal overvågningsresultaterne sammenholdes med de normative definitioner af økologisk tilstand uden brug af de grænseværdier mellem kvalitetsklasser for økologisk tilstand, som anvendes på nuværende tidspunkt. Der er ligeledes vandområder, som ofte udtørres, og som det dermed ikke giver faglig mening at klassificere miljøtilstanden for. For begge typer naturlige forhold (saltpåvirkning eller udtørring) er tilstanden for de enkelte biologiske kvalitetselementer vurderet som mindst god, idet der ikke er identificeret menneskelige påvirkninger af vandløbene, hvormed den samlede økologiske tilstand/potentiale er vurderet som god økologisk tilstand/godt økologisk potentiale. I de tilfælde, hvor forekomsten af nationalt specifikke miljøfarlige forurenende stoffer viser en anden tilstand end god, er vandområdets tilstand vurderet til ikke at være i målopfyldelse.

Der kan være andre naturlige forhold, som påvirker vandløbsvandområdernes tilstand, eksempelvis tilstedeværelse af bæver eller skarv. Der er ikke taget højde for sådanne forhold i tilstandsvurderingerne, da der ikke foreligger fyldestgørende viden om påvirkningernes omfang.

Identifikation af vandområder, der alene er påvirket af naturgivne forhold, er sket på baggrund af en faglig vurdering med udgangspunkt i oplysninger indsamlet via det nationale overvågningsprogram, NOVANA, suppleret med oplysninger fra kommunerne bl.a. i forbindelse med vandrådsarbejdet i 2017.

4.2.1.1 Vandløbsplanter

Vurderingen af overvågningsresultater for vandløbsplanter er baseret på data indsamlet i forbindelse med det nationale overvågningsprogram NOVANA i perioden 2014-2018 eller, hvor der ikke har foreligget sådanne data, i perioden 2008-2013. Hvor der ikke har foreligget data fra nogle af perioderne, er tilstanden betragtet som ukendt.

Tilstandsvurdering for vandløbsstationer

Vurderingen af data for de enkelte målestationer er overført til de vandområder, som målestationen ligger i. Hvor der har foreligget resultater fra mere end en måling for en given station inden for den anvendte periode, er gennemsnittet af måleresultaterne anvendt som resultat for målestationen.

Tilstandsvurdering for vandområder

Hvor der har foreligget måleresultater fra mere end en målestation inden for et vandområde, er gennemsnittet af resultaterne for målestationerne anvendt som resultat for vandområdet.

Miljøstyrelsen har sammen med Aarhus Universitet undersøgt, hvordan overvågningsresultater for vandløbsplanter i små vandløb (type 1-vandløb) kan vurderes (Anvendelse af Dansk

Vandløbs- plante Indeks (DVPI) i små type 1-vandløb, Aarhus Universitet, Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 2019). På baggrund heraf er Dansk Vandløbsplanteindeks (DVPI) til forskel fra tidligere anvendt ved Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø vurdering af overvågningsresultater og klassificering af tilstand i små vandløb på samme måde, som det er tilfældet med større vandløb.

4.2.1.2 Bundlevende alger (fytobenthos)

Vurdering af overvågningsresultater for bundlevende alger er baseret på data indsamlet i perioden 2014-2018. Data er indsamlet i forbindelse med det nationale overvågningsprogram NO-VANA.

Tilstandsvurdering for vandløbsstationer

For den enkelte station er der i vurderingen anvendt EQR-værdier for årene 2014-2018. Hvis der ikke har foreligget data, er tilstanden for stationen betragtet som ukendt. Stationens samlede tilstand er beregnet som gennemsnit af årsværdierne.

Tilstandsvurdering for vandområder

For vandløbsvandområder med kun én tilknyttet station med brugbare data, er den samlede EQR-tilstand på stationen anvendt som EQR-tilstand for vandområdet som helhed. For vandområder med flere tilknyttede stationer med brugbare data, er gennemsnit af de samlede EQR-tilstande for stationerne, jf. ovenfor, anvendt som samlet EQR-tilstand for vandområdet som helhed. Hvor der ikke har foreligget sådanne brugbare data fra tilknyttede stationer, er EQR-tilstanden for vandområdet som helhed betragtet som ukendt.

4.2.1.3 Smådyr (bentiske invertebrater)

Vandløbenes forekomst af smådyr er vurderet under anvendelse af Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) på grundlag af overvågningsdata fra perioden 2009-2018 som beskrevet nedenfor.

Tilstandsvurdering for vandløbsstationer

For den enkelte station er der i vurderingen anvendt DVFI-værdier for årene 2014-2018. Hvor der ikke har foreligget data for disse år, er der anvendt DVFI-værdier for årene 2009-2013. Hvis der heller ikke har foreligget data for årene 2009-2013, er DVFI-tilstanden for stationen betragtet som ukendt. Hvor der har foreligget flere DVFI-værdier i samme år for samme station, er den nedrundede median heraf blevet anvendt som årsværdi for stationen. Stationens samlede DVFI-tilstand for den valgte periode (2014-2018 eller 2009-2013) er beregnet som den nedrundede median af årsværdierne i den valgte periode.

Tilstandsvurdering for vandområder

For vandløbsvandområder med kun en tilknyttet station med brugbare data fortrinsvis for årene 2014-2018, men ellers for årene 2009-2013, er den samlede DVFI-tilstand på stationen anvendt som DVFI-tilstand for vandområdet som helhed. For vandområder med flere tilknyttede stationer med brugbare data fra samme periode, fortrinsvis 2014-2018, men ellers 2009-2013, er den nedrundede median af de samlede DVFI-tilstande for stationerne, jf. ovenfor, anvendt som samlet DVFI-tilstand for vandområdet som helhed. Hvor der ikke har foreligget sådanne brugbare data fra tilknyttede stationer, er DVFI-tilstanden for vandområdet som helhed betragtet som ukendt.

Udviklingstendenser

For stationer, hvor der foreligger mere end en DVFI-værdi i den valgte periode, og hvor forskellen mellem højeste og laveste værdi er større end 1, er udviklingen i DVFI-værdierne gennem den valgte periode undersøgt nærmere. Har der været en entydig stigende eller faldende

tendens gennem perioden, fx som følge af fjernelse af punktkilder, restaurering af vandløb eller lignende, er den seneste DVFI-værdi anvendt som tilstand for stationen i stedet for den nedrundede median af værdierne som beskrevet ovenfor.

4.2.1.4 Fisk

Vurdering af overvågningsresultater for fisk er baseret på data indsamlet i perioden 2009-2018. Data er normalt indsamlet i forbindelse med det nationale overvågningsprogram NO-VANA og DTU Aquas elbefiskninger i forbindelse med udarbejdelsen af planer for fiskepleje, men også andre data er anvendt, hvor undersøgelserne er gennemført efter gældende tekniske anvisninger.

Som det fremgår af overvågningsbekendtgørelsens bilag 3, del A, afsnit 3, omfatter overvågningsystemet (metoden til biologisk bedømmelse) for fisk i vandløb et Dansk Fiskeindeks (a), som er et artsindeks, og et Dansk Fiskeindeks (ø), som er et ørredindeks. Hvilket indeks, der skal anvendes i en given situation, afhænger af vandløbsbredden og følger en procedure beskrevet i videnskabelige rapporter fra Aarhus Universitet og DTU Aqua (Dansk Fiskeindeks for Vandløb (DFFV), Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 95, 2014, samt EU-harmonisering af grænseværdier i Dansk fiskeindeks for vandløb - DFFVa, Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 156, 2019). For vandløb med en bredde på 0-2 meter er i overensstemmelse hermed anvendt ørredindekset pr. 100 kvadratmeter, for vandløb med en bredde over 2 og mindre end 5 meter er anvendt ørredindekset pr. 100 meter, mens der for vandløb med en bredde på 5 meter og derover er anvendt artsindekset.

Der er i vurderingen af overvågningsresultater generelt anvendt de nyeste data. Hvor der har været flere befiskninger inden for samme vandområde på samme år, er anvendt et gennemsnit af resultaterne af befiskningerne. Data, som er vurderet at være påvirket af ørredudsætning, forurening eller indeholder mangelfulde oplysninger, er ikke anvendt i tilstandsvurderingen.

4.2.1.5 Hydromorfologiske forhold

Vandløbsvandområders hydromorfologiske forhold er vurderet under anvendelse af Dansk Fysisk Indeks (DFI) på grundlag af data fra perioden 2009-2018 som beskrevet nedenfor. Vurderingen er kun foretaget, hvor alle 17 parametre, der indgår i indekset, er registreret. Da det ikke har været muligt i forbindelse med DFI at fastsætte grænser mellem kvalitetsklasser, er vurderingen af de hydromorfologiske forhold ikke indgået selvstændigt ved klassificering af vandløbenes tilstand.

Vurdering for vandløbsstationer

For den enkelte station er der i vurderingen anvendt DFI-værdier for årene 2014-2018. Hvor der ikke har foreligget data for disse år, er der anvendt DFI-værdier for årene 2009-2013. Hvis der heller ikke har foreligget data for årene 2009-2013, er DFI-værdien for stationen betragtet som ukendt. Hvor der har foreligget flere DFI-værdier i samme år for samme station, er gennemsnittet afrundet til nærmeste heltal anvendt som årsværdi for stationen. Stationens samlede DFI-værdi for den valgte periode (2014-2018 eller 2009-2013) er beregnet som gennemsnittet af årsværdierne i den valgte periode, afrundet til nærmeste heltal.

Vurdering for vandområder

For vandløbsvandområder med kun én tilknyttet station med brugbare data fortrinsvis for årene 2014-2018, men ellers årene 2009-2013, er den samlede DFI-værdi på stationen anvendt som DFI-værdi for vandområdet som helhed. For vandområder med flere tilknyttede stationer med brugbare data fra samme periode, fortrinsvis 2014-2018, men ellers 2009-2013, er gennemsnittet af de samlede DFI-værdier for stationerne, afrundet til nærmeste heltal, an-

vendt som samlet DFI-værdi for vandområdet som helhed. Hvor der ikke har foreligget sådanne brugbare data fra tilknyttede stationer, er DFI-værdien for vandområdet som helhed betragtet som ukendt.

Særligt om vurdering af vandløbenes kontinuitet

Spærringer identificeres ud fra de tidligere kortlægninger, suppleret med aktuelle overvågningsdata og efterfølgende kommunale tilbagemeldinger, bl.a. i forbindelse med de offentlige høringer af vandområdeplanerne for første, anden og tredje planperiode og forslag til indsatsprogram for tredje planperiode. Rørlægninger over 20 meter betragtes som udgangspunkt som spærringer, da det for mange insekter er vist, at rørlægninger over denne længde begrænser insekternes muligheder for opstrøms flugt. Rørlægninger over 20 meter, som er placeret på vandløbsstrækninger med målopfyldelse, betragtes således som udgangspunkt som kontinuitetsbrud.

Vandløbenes kontinuitet er vurderet ud fra oplysninger om brud på kontinuiteten. Det er generelt betragtet som et brud på kontinuiteten, hvor følgende krav ikke har været opfyldt:

- Vandløbsbunden skal som udgangspunkt være ubrudt uden menneskeskabte niveauspring (styrt mv.) og med et fald så tæt på det for vandløbet naturlige som muligt.
- Allerede anlagte omløbsstryg uden om opstemninger skal være udført sådan, at
 - stryget er udført naturlignende med et fald, der så vidt muligt svarer til det naturlige for stryg i vandløbet,
 - opstemningen ikke medfører en stuvezone med væsentlige morfologiske ændringer (strøm, dybde, substratforhold) på længere strækninger af vandløbet,
 - kravene til vandindtag opfylder Faunapassageudvalgets anbefalinger¹ (bl.a. bør den samlede reduktion af vandføringen i passagen i forhold til vandføringen opstrøms passagen som udgangspunkt ikke overstige 50 pct. af vandløbets medianminimumsvandføring (Q_{mm}), og der skal samtidig altid opretholdes en minimumsvandføring i vandløbet på 50 pct. af Q_{mm}); kravene kan i særlige tilfælde fraviges i vandløb med naturlig stor årsvariation i vandføringen, hvis Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø vurderer, at det er forsvarligt i forhold til at sikre kontinuiteten i det pågældende vandløb.

Traditionelle fisketrapper er som udgangspunkt vurderet ikke at opfylde ovenstående krav.

4.2.1.6 Kemiske og fysisk-kemiske forhold

Generelt

Vurdering af de fysisk-kemiske forhold (termiske forhold, iltforhold, salinitet og forureningstilstand) er ikke indgået selvstændigt ved klassificering af vandløbenes økologiske tilstand, da det for disse forhold ikke har været muligt at fastsætte grænser mellem kvalitetsklasser. De fysisk-kemiske forhold kan indgå ved vurdering af indsatsbehovet for de enkelte vandområder.

Vurdering af næringsstofforhold omfatter koncentrationer af fosfor, kvælstof og stoffer, der giver anledning til iltforbrug (organisk stof). Ved vurderingen er koncentrationerne ikke inddraget

¹ Faunapassageudvalget (2004): Samlerapport. Sammenfatning af delrapport 1 til 4. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, de jyske amter, Danmarks Fiskeriundersøgelser, Dansk Dambrugerforening og Danmarks Sportsfiskerforbund. Udarbejdet af Allan R. Jensen, Ove Kann, Jan Nielsen, Peter Kaarup, Thorsten Møller Olesen, Morten Østergaard, Bodil Beck, Lisbeth Jess Petersen, Thorsten Ostenfeld, Paul Landsfeldt og Per Søby Jensen.

selvstændigt ved klassifikation af vandløbenes økologiske tilstand, men kan indgå ved vurdering af indsatsbehovet for de enkelte vandområder.

Forekomst af miljøfarlige forurenende stoffer

Retningslinjer for vurdering og klassificering af forekomst af miljøfarlige forurenende stoffer i vandløb findes i afsnit 3.2.5 og bilag 4.

4.2.1.7 Samlet tilstand

I vandløb, hvor der er målopfyldelse for de biologiske kvalitetselementer, men hvor der er viden om, at de nationalt specifikke stoffer er i "ikke god" tilstand, angives den samlede tilstand som "moderat tilstand". Hvor der er ukendt tilstand for de biologiske kvalitetselementer, men hvor der er viden om, at nationalt specifikke stoffer er i "ikke god" tilstand, angives den samlede tilstand som "moderat tilstand". Hvor der er ukendt tilstand for de biologiske kvalitetselementer, og nationalt specifikke stoffer er i "god tilstand", angives den samlede tilstand som ukendt.

4.2.2 Søer

- Bekendtgørelse nr. 126 af 26. januar 2017 af lov om vandplanlægning (lov om vandplanlægning) § 31, stk. 3.
- Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder (overvågningsbekendtgørelsen) § 7 og bilag 3, del A, afsnit 1.2 og 3.2, og del C, afsnit 2-3.
- Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand bilag 1, afsnit 3, og bilag 2, del B.

Vurderingen af overvågningsresultater og klassificering af tilstand i søer er fortrinsvis sket på grundlag af data fra det nationale overvågningsprogram NOVANA, men tilgængelige data fra kommuner og andre er inddraget i det omfang, de er frembragt i overensstemmelse med de tekniske anvisninger for NOVANA-programmet.

Vandområdets tilstand er, som udgangspunkt klassificeret på baggrund af de biologiske kvalitetselementer fytoplankton (herunder klorofyl *a*), anden akvatisk flora (vandplanter og fyto-benthos), fisk, bunddyr og de understøttende fysisk-kemiske kvalitetselementer sigtddybde, iltmætning og næringsstofferne fosfor og kvælstof. Klorofyl anvendes, hvis indekset for fytoplankton ikke kan anvendes for den pågældende søtype eller hvis der ikke er data for fytoplankton.

Hvor der har foreligget overvågningsdata for miljøfarlige forurenende stoffer, er disse vurderet særskilt i forhold til fastsatte miljøkvalitetskrav, jf. afsnit 3.2.5.

4.2.2.1 Fytoplankton (planteplankton)

Fytoplanktons sammensætning, tæthed og biomasse indgår i overensstemmelse med overvågningsbekendtgørelsens bilag 3, afsnit 3.2 ved klassificering af økologisk tilstand i søer af type 1, 5, 9, 10, 11 og 13 under anvendelse af Dansk Søplanteplanktonindeks (DSPI).

Vurdering af overvågningsresultater for fytoplankton er som udgangspunkt baseret på data fra perioden 2014-2020, på baggrund af hvilke der for den enkelte sø er beregnet en økologisk kvalitetsratio (EQR) efter DSPI. Hvor der for en given sø har foreligget data fra flere undersøgelser i perioden 2014-2020, er EQR-værdien for søen beregnet som gennemsnit af EQR-

værdier beregnet på grundlag af resultaterne af de enkelte undersøgelser. Hvor der ikke har foreligget data fra perioden 2014-2020, er der beregnet en EQR-værdi på grundlag af data fra undersøgelser i perioden 2008-2013, medmindre disse data er vurderet ikke længere at være repræsentative.

Hvor det for en given sø ikke har været muligt at anvende DSPI, enten fordi indekset ikke kan anvendes i forhold til pågældende søtype, eller fordi der ikke har foreligget data, er fytoplanktonbiomassen (algebiomassen) målt som klorofyl a, som i øvrigt indgår i beregningen af DSPI, anvendt selvstændigt ved vurdering af overvågningsresultater for kvalitetselementet. Algebiomassen målt som klorofyl a er her beregnet som gennemsnit af tidsvægtede sommergennemsnit for måleår i perioden 2014-2020. Hvor der ikke har foreligget tidsvægtede sommergennemsnit for måleår i denne periode, er i stedet beregnet et gennemsnit af tidsvægtede sommergennemsnit for måleår i perioden 2008-2013, medmindre disse data er vurderet ikke længere at være repræsentative. Tidsvægtede sommergennemsnit er beregnet efter metode beskrevet af Aarhus Universitet (Søer 2014, NOVANA, Aarhus Universitet, Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 166).

4.2.2.2 Anden akvatisk flora

Kvalitetselementet anden akvatisk flora omfatter delelementerne makrofyter (vandplanter) og fytobenthos, som er kiselalger, der vokser på sten og planter. Overvågningsresultater for de to delelementer vurderes hver for sig, og hvor der foreligger resultater for begge delelementer, kombineres disse ved klassificeringen af økologisk tilstand for kvalitetselementet. Foreligger der kun resultater for det ene delelement, baseres klassificeringen alene herpå.

Makrofyter (vandplanter)

Forekomst af makrofyter indgår i overensstemmelse med overvågningsbekendtgørelsens bilag 3, afsnit 3.2, ved klassificering af økologisk tilstand i søer af type 1, 5, 9, 10 og 13 under anvendelse af Dansk Søvandplanteindeks (DSVI).

Vurdering af overvågningsresultater for vandplanter er som udgangspunkt baseret på data fra perioden 2014-2020, på baggrund af hvilke der for den enkelte sø er beregnet en økologisk kvalitetsratio (EQR) efter DSVI. Hvor der for en given sø har foreligget data fra flere undersøgelser i perioden 2014-2020, er EQR-værdien for søen beregnet som gennemsnit af EQR-værdier beregnet på grundlag af resultaterne af de enkelte undersøgelser. Hvor der ikke har foreligget data fra perioden 2014-2020, er der beregnet en EQR-værdi på grundlag af data fra undersøgelser i perioden 2008-2013, medmindre disse data er vurderet ikke længere at være repræsentative.

Fytobenthos

Forekomst af fytobenthos indgår i overensstemmelse med overvågningsbekendtgørelsens bilag 3, afsnit 3.2, ved klassificering af økologisk tilstand i søer af type 9 og 10 under anvendelse Dansk fytobenthosindeks.

Vurdering af overvågningsresultater for fytobenthos er som udgangspunkt baseret på data fra perioden 2014-2020, på baggrund af hvilke der for den enkelte sø er beregnet en økologisk kvalitetsratio (EQR) efter IPS. Hvor der for en given sø har foreligget data fra flere undersøgelser i perioden 2014-2020, er EQR-værdien for søen beregnet som gennemsnit af EQR-værdier beregnet på grundlag af resultaterne af de enkelte undersøgelser. Hvor der ikke har foreligget data fra perioden 2014-2020, er der beregnet en EQR-værdi på grundlag af data fra undersøgelser i perioden 2008-2013, medmindre disse data er vurderet ikke længere at være repræsentative.

Kombination af indeks

Forekomst af fytobenthos og undervandsvegetation fra samme år indgår i overensstemmelse med overvågningsbekendtgørelsens bilag 3, afsnit 3.2, ved klassificering af økologisk tilstand i søer af type 9 og 10 under anvendelse af indeks for Anden akvatisk flora. Før kombinationen skaleres EQR-værdien for fytobenthos til samme skala som undervandsvegetation, som beskrevet i *Udvikling af biologisk indeks for fytobenthos i danske søer*, Aarhus Universitet (Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 324). Herefter kombineres EQR-værdierne for de to EQR-værdier i et gennemsnit.

4.2.2.3 Fisk

Forekomst af fisk indgår i overensstemmelse med overvågningsbekendtgørelsens bilag 3, afsnit 3.2, ved klassificering af økologisk tilstand i søer af type 1, 9, 10, 11 og 13 under anvendelse af Dansk Fiskeindeks for Søer (DFFS).

Vurdering af overvågningsresultater for fisk er som udgangspunkt baseret på data fra perioden 2014-2020, på baggrund af hvilke der for den enkelte sø er beregnet en økologisk kvalitetsratio (EQR) efter DFFS. Hvor der for en given sø har foreligget data fra flere undersøgelser i perioden 2014-2020, er EQR-værdien for søen beregnet som gennemsnit af EQR-værdier beregnet på grundlag af resultaterne af de enkelte undersøgelser. Hvor der ikke har foreligget data fra perioden 2014-2020, er der beregnet en EQR-værdi på grundlag af data fra undersøgelser i perioden 2008-2013, medmindre disse data er vurderet ikke længere at være repræsentative.

4.2.2.4 Bunddyr

Forekomst af bunddyr indgår i overensstemmelse med overvågningsbekendtgørelsens bilag 3, afsnit 3.2 ved klassificering af økologisk tilstand i søer af type 9 og 10 under anvendelse af Dansk bunddyrsindeks i søer (DLMI).

Vurdering af overvågningsresultater for bunddyr er som udgangspunkt baseret på data fra perioden 2014-2020, på baggrund af hvilke, der for den enkelte sø er beregnet en økologisk kvalitetsratio (EQR) efter DLMI. Hvor der for en given sø har foreligget data fra flere undersøgelser i perioden 2014-2020, er EQR-værdien for søen beregnet som gennemsnit af EQR-værdier beregnet på grundlag af resultaterne af de enkelte undersøgelser. Hvor der ikke har foreligget data fra perioden 2014-2020, er der beregnet en EQR-værdi på grundlag af data fra undersøgelser i perioden 2008-2013, medmindre disse data er vurderet ikke længere at være repræsentative.

4.2.2.5 Kemiske og fysisk-kemiske forhold

Vurdering af de fysisk-kemiske forhold (sigtdybde, iltforhold og næringsstofindholdet) indgår selvstændigt ved klassifikation af søernes økologiske tilstand. I søer, hvor et eller flere af de understøttende kvalitetselementer ikke understøtter høj eller god tilstand, klassificeres søens tilstand som udgangspunkt efter tilstanden for det understøttende kvalitetselement, som har den laveste tilstandsklasse. Vurdering af de fysisk-kemiske forhold (termiske forhold, salinitet og forsurestilstand) indgår ikke selvstændigt ved klassifikation af søernes økologiske tilstand, da det for disse forhold ikke har været muligt at fastsætte grænser mellem kvalitetsklasser. Salinitet og forsurening (alkalinitet) indgår i fastlæggelsen af søtyperne.

Fosfor og kvælstof

Forekomst af fosfor og kvælstof indgår i overensstemmelse med overvågningsbekendtgørelsens bilag 3, afsnit 3.2 ved klassificering af økologisk tilstand i søer af type 1, 2, 5, 6, 9, 10, 11, 12, 13, 14 og 15 under anvendelse af grænser for koncentrationer af fosfor og kvælstof.

Koncentrationerne af fosfor og kvælstof i den enkelte sø er beregnet som gennemsnit af tidsvægtede sommergennemsnit i måleår i perioden 2014-2020, hvor data fra 2016 dog er udeladt på grund af usikkerhed omkring kvaliteten af data. Hvor der ikke har foreligget tidsvægtede sommergennemsnit fra måleår i nævnte periode, er der anvendt et gennemsnit af tidsvægtede sommergennemsnit fra måleår i perioden 2008-2013. Tidsvægtede sommergennemsnit er beregnet efter metode beskrevet af Aarhus Universitet (*Søer 2014*, NOVANA, Aarhus Universitet, Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 166).

Vurderingen af næringsstofferforhold er indgået selvstændigt som understøttende kvalitetselementer ved klassifikation af søernes økologiske tilstand. Tilstanden for næringsstofindholdet vurderes som en samlet tilstand for fosfor og kvælstof, hvor kravet til enten N eller P skal være opfyldt for at understøtte måleopfyldelse for de biologiske kvalitetselementer.

Sigtdybde

Sigtdybden indgår i overensstemmelse med overvågningsbekendtgørelsens bilag 3 afsnit 3.2 ved klassificering af økologisk tilstand i søer af type 1, 2, 5, 6, 9, 10, 11, 12, 13, 14 og 15 under anvendelse af beregnede grænser for sigtdybden. Ved vurderingen er den gennemsnitlige sigtdybde sammenholdt med en beregnet grænse for sigtdybden, som understøtter god eller høj økologisk tilstand. Grænserne er beregnet på basis af søtype-specifikke formler på grundlag af søernes middeldybde, klorofylindhold og for søtype 5, 6 13 og 14 tillige farveindhold (tidsvægtet sommergennemsnit).

Sigtdybden er beregnet som gennemsnit af tidsvægtede sommergennemsnit i måleår i perioden 2014-2020. Hvor der ikke har foreligget tidsvægtede sommergennemsnit fra måleår i nævnte periode, er der anvendt et gennemsnit af tidsvægtede sommergennemsnit fra måleår i perioden 2008-2013. Tidsvægtede sommergennemsnit er beregnet efter metode beskrevet af Aarhus Universitet (*Søer 2014*, NOVANA, Aarhus Universitet, Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 166).

Sigtdybden indgår kun for søer, hvor det tidsvægtede sommergennemsnit er mindre end 75% af søens maksimumsdybde.

Iltforhold

Iltforhold indgår i overensstemmelse med overvågningsbekendtgørelsens bilag 3 afsnit 3.2 ved klassificering af økologisk tilstand i søer af type 1, 2, 5, 6, 9, 10, 11, 12, 13, 14 og 15 under anvendelse af grænse for iltmætning. Vurdering af iltforhold omfatter iltmætningen i overfladevandet. I søer, hvor niveauet for iltmætning er <60%, er den økologiske tilstand for vandområdet som udgangspunkt klassificeret som værende moderat, selv om bedømmelsen af de biologiske kvalitetselementer, for hvilke der har foreligget tilstrækkelige data, viser at tilstanden er god.

Iltmætningen er beregnet som gennemsnit af tidsvægtede sommergennemsnit i måleår i perioden 2014-2020. Hvor der ikke har foreligget tidsvægtede sommergennemsnit fra måleår i nævnte periode, er der anvendt et gennemsnit af tidsvægtede sommergennemsnit fra måleår i perioden 2008-2013. Tidsvægtede sommergennemsnit er beregnet efter metode beskrevet af Aarhus Universitet (*Søer 2014*, NOVANA, Aarhus Universitet, Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 166).

Forekomst af miljøfarlige forurenende stoffer

Retningslinjer for vurdering og klassificering af forekomst af miljøfarlige forurenende stoffer i søer findes i afsnit 3.2.5 og bilag 4.

Tilstandsvurdering i søer, der har været omfattet af en restaureringsindsats

Tilstandsvurdering i søer, der er blevet restaureret, er som udgangspunkt baseret på data for relevante kvalitetselementer fra perioden efter at restaureringen er gennemført. Eventuelle overvågningsdata fra før restaureringen er ikke inddraget, hvis der forefindes data fra efter restaureringsindgrebet. Såfremt der ikke eksisterer data fra efter restaureringen eller restaureringen er igangværende, anvendes data fra før restaureringen er påbegyndt.

4.2.3 Kystvande

Vurderingen af overvågningsresultater og klassificering af tilstand i kystvande er fortrinsvis sket på grundlag af data fra det nationale overvågningsprogram NOVANA. I enkelte tilfælde er der anvendt modelgenererede data, der er beregnet under inddragelse af overvågningsdata. Ved klassificeringen af tilstand i kystvande er anvendt de biologiske kvalitetselementer fytoplankton, rodfæstede bundplanter samt bunddyr. Der er endvidere anvendt fysisk-kemiske kvalitetselementer, der understøtter de biologiske kvalitetselementer. Datagrundlaget omfatter perioden 2017-2022. Fremgangsmåden er detaljeret beskrevet i bilag 2, Vurdering af overvågningsresultater og klassificering af tilstand i kystvande.

Forekomst af miljøfarlige forurenende stoffer

Retningslinjer for vurdering og klassificering af forekomst af miljøfarlige forurenende stoffer i kystvande og territorialfarvande findes i afsnit 3.2.5 og bilag 4.

4.2.4 Kunstige og stærkt modificerede vandområder

For udpegede kunstige og stærkt modificerede vandområder er vurdering af overvågningsresultater og klassificering af økologisk potentiale og kemisk tilstand foregået på samme måde som for den kategori af overfladevand, som det enkelte kunstige og stærkt modificerede vandområde bedst kan sammenlignes med, jf. ovenfor. Grænser mellem kvalitetsklasser for kunstige og stærkt modificerede vandområder findes i bekendtgørelse om overvågning af overfladevands, grundvands og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder (overvågningsbekendtgørelsen) bilag 3, del A, afsnit 3.4,

4.2.5 Miljøfarlige forurenende stoffer i overfladevand

Vurderingen og klassificeringen af tilstand af overfladevandområder for så vidt angår specifikke miljøfarlige forurenende stoffer er alene baseret på overvågningsresultater. Den tekniske beskrivelse af metoden hertil findes i bilag 4.

De specifikke stoffer omfatter dels prioriterede stoffer og otte gamle liste 1-stoffer, som indgår ved klassificering af kemisk tilstand, og dels nationalt specifikke stoffer. De nationalt specifikke stoffer indgår ved klassificering af økologisk tilstand.

Hvor der for et givet overfladevandområde har foreligget data om forekomst af nationalt specifikke stoffer, er resultatet indgået ved klassificering af vandområdets økologiske tilstand. Er der konstateret overskridelse af et miljøkvalitetskrav for et af stofferne, er den økologiske tilstand klassificeret som moderat eller dårligere, afhængigt af resultaterne af vurderingen af de øvrige kvalitetselementer. Hvor det ikke har været muligt at foretage en vurdering, fordi der for ingen af de overvågede stoffer er fastsat miljøkvalitetskrav for den matrice, som stofferne er overvåget i, er forekomsten af stofferne ikke indgået ved klassificering af overfladevandområdets økologiske tilstand.

Hvor der for et givet overfladevandområde har foreligget data om forekomst af prioriterede stoffer, er resultatet anvendt til klassificering af kemisk tilstand. Hvor der ikke har foreligget

data om forekomst af prioriterede stoffer, eller hvor det ikke har været muligt at foretage en vurdering, fordi der for ingen af de overvågede stoffer er fastsat miljøkvalitetskrav for den matrix, som stofferne er overvåget i, er den kemiske tilstand klassificeret som værende ukendt.

4.3 Grundvand

- Bekendtgørelse nr. 126 af 26. januar 2017 af lov om vandplanlægning (lov om vandplanlægning) § 31, stk. 3.
- Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder (overvågningsbekendtgørelsen) § 7, bilag 3, del C, afsnit 5 og 8 og bilag 4.
- Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand bilag 3.
- EU Guidance Document No. 18, Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment.

4.3.1 Tilstandsvurdering

Grundvandsforekomsterne klassificeres til enten at være i god, ringe eller ukendt tilstand. Der foretages en vurdering for både den kvantitative tilstand og den kemiske tilstand.

Ved vurdering af grundvandsforekomsternes tilstand anvendes i videst muligt omfang proceduren, som fremgår af EU Guidance document no. 18, Groundwater Status and Trend Assessment.

Tilstandsvurderingerne baserer sig på data registreret i Den nationale boringsdatabase Jupiter og omfatter blandt andet data fra grundvandsovervågningen (GRUMO), som er en del af det nationale overvågningsprogram NOVANA, vandværkernes boringskontroller, Miljøstyrelsens grundvandskortlægning og regionernes kortlægning og overvågning af grundvandsforureninger. Samlet anvendes der data fra 21.812 målepunkter, fordelt over hele landet.

4.3.1.1 Kvantitativ tilstand

Grundvandsforekomsters kvantitative tilstand er vurderet på grundlag af grundvandsforekomsternes vandbalance, grundvandsforekomsternes påvirkning af målsatte vandløb samt indtrængning af saltvand eller anden kemisk påvirkning som følge af overindvinding.

Vurderingen af grundvandsforekomsternes kvantitative tilstand er gennemført i to faser. I første fase er der gennemført en foreløbig vurdering af grundvandsforekomsternes kvantitative tilstand med henblik på at identificere de grundvandsforekomster, der vurderes at være i risiko for at være i ringe kvantitativ tilstand. I anden fase er der foretaget en konsolidering af vurderingerne af den kvantitative tilstand for de grundvandsforekomster, der i den foreløbige kvantitative tilstandsvurdering blev vurderet at være i risiko for at være i ringe tilstand.

Fase 1: I den foreløbige vurdering af grundvandsforekomsternes kvantitative tilstand er risikoen for ringe kvantitativ tilstand vurderet på baggrund af følgende to kriterier:

1. Vandbalancen defineret som grundvandsindvindingens størrelse i forhold til den langsigtede grundvandsdannelse.
2. Den samlede vandindvindings påvirkning af den økologiske tilstand i målsatte vandløb, herunder om vandindvindingen forhindrer opnåelse af god økologisk tilstand eller fører til en væsentlig forringelse af tilstanden i målsatte vandløb.

Desuden er der beregnet trends for sulfat- og kloridkoncentrationer for tilgængelige indtag, der er placeret i grundvandsforekomster vurderet i risiko for at være i ringe kvantitativ tilstand. Disse trends blev anvendt i fase 2 til at vurdere, om vandindvindingen fører til frigivelse af sporstoffer og/eller indtrængen af saltvand i grundvandsforekomsten.

Ad. 1. Vandbalancen er vurderet ud fra oplysninger om grundvandsspejlets niveau samt udnyttelsesgraden, der defineres som forholdet mellem den gennemsnitlige vandindvinding og grundvandsdannelsen i den enkelte grundvandsforekomst. Der tages udgangspunkt i den gennemsnitlige vandindvinding og grundvandsdannelse for de enkelte grundvandsforekomster, som beregnes for perioden 2011–2017. Vandbalancen er beregnet ved hjælp af DK-modellen for hver af de 2050 grundvandsforekomster. Grundvandsforekomster med en udnyttelsesgrad større end eller lig med 30 % er på denne baggrund vurderet at være i risiko for ringe kvantitativ tilstand. Se [GEUS, 2019: National Vandressource Model. Beregning af udnyttelsesgrader, afsækning og vandløbspåvirkning med DK model 2019. GEUS rapport 2019/32](#) og [GEUS, 2021: National Vandressource Model. Genberegning af udnyttelsesgrad og vandløbspåvirkning på basis af indberettede fordelinger af indvindinger på boringsniveau i Jupiter GEUS rapport 2021/1](#).

Ad. 2. Påvirkningen af målsatte vandløb som følge af indvinding fra en grundvandsforekomst er vurderet på baggrund af en modelberegning, der opstiller sammenhængen mellem en række vandføringsparametre og de biologiske kvalitetselementer i vandløb; smådyr (DVFI), og fisk (DFFVa). Baggrunden for metoden fremgår af rapport fra DCE, Se [DCE 2014: Vurdering af effekten af vandindvinding på vandløbs økologiske tilstand. Implementering af retningslinjer for effekten af vandindvinding i forbindelse med vandplanlægning og administration af vandforsyningsloven, 11. november 2014](#). På baggrund af modellen er betydningen af vandindvinding for den økologiske tilstand i vandløbene opgjort – og resultaterne heraf indgår som et delelement i tilstandsvurderingen af grundvandsforekomsternes kvantitative tilstand. Til modelberegningerne er anvendt data om vandindvinding fra Jupiter-databasen for perioden 2011–2017. Den modellerede påvirkning og de beregnede ændringer for de biologiske kvalitetselementer ift. den upåvirkede referencetilstand anvendes til at vurdere sandsynligheden for, at den aktuelle vandindvinding forhindrer målopfyldelse svarende til god tilstand. Der anvendes en sandsynlighed på 80 % som afskæringskriterium. Ved overskridelse af kriteriet på 80 % for ét eller flere af kvalitetselementerne er grundvandsforekomsten foreløbig vurderet at være i risiko for ringe kvantitativ tilstand.

Fase 2: De grundvandsforekomster, som i fase 1 er vurderet at være i risiko for ringe kvantitativ tilstand, er i fase 2 blevet ekspertvurderet. Ekspertvurderingerne er foretaget ved inddragelse af supplerende oplysninger for de pågældende grundvandsforekomster indhentet fra kommunerne, supplerende beregninger af afsækningen i grundvandsstanden som følge af vandindvinding, median- og minimumsvandføring i de målsatte vandløb, som følge af vandindvinding, samt en analyse af ændringen i grundvandskemien forårsaget af vandindvinding. Se [GEUS, 2021: Konsolidering af kvantitativ tilstandsvurdering for danske grundvandsforekomster i potentiel ringe tilstand på basis af ekspertvurdering. Supplerende vurderinger af kvantitativ tilstand for 90 grundvandsforekomster med modelberegnet udnyttelsesgrad større end 30%. GEUS rapport 2021/2](#).

4.3.1.2 Kvalitativ tilstand

Vurdering af grundvandsforekomsters kvalitative, dvs. kemiske, tilstand er foretaget på baggrund af grundvandskvalitetskrav jf. Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand bilag 3, nationalt fastsatte tærskelværdier og grundvandsforekomsts-specifikke tærskelværdier for forurenende stoffer, jf. Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder (overvågningsbekendtgørelsen) § 7,

bilag 3, del C, afsnit 5 og 8 og bilag 4. Metoderne for vurderingerne er beskrevet under det enkelte stof eller stofgruppe.

4.3.1.3 Sporstoffer

Tilstandsvurderingen for sporstoffer baserer sig på data fra analyse af vandprøver indhentet fra 16.789 indtag med fund af mindst ét sporstof. Tilstandsvurderingen er udført ved følgende fire trin:

1. Fastsættelse af grundvandsforekomstspecifikke tærskelværdier
2. Maskinel udpegning af grundvandsforekomster i risiko for at være i ringe tilstand
3. Ekspertvurdering af indtag med overskridelser, for at vurdere om overskridelsen skyldes antropogen påvirkning
4. Konsolidering af tilstandsvurderingen

De enkelte dele af tilstandsvurderingen er beskrevet herunder.

1. Fastsættelse af grundvandsforekomstspecifikke tærskelværdier

Da høje koncentrationer af visse sporstoffer, under bestemte forhold, kan forekomme naturligt i koncentrationer over den nationalt fastsatte tærskelværdi, fastsættes grundvandsforekomsts-specifikke tærskelværdier for sporstoffer. Fastsættelsen af de grundvandsforekomsts-specifikke tærskelværdier udføres ud fra en analyse af data fra grundvandsovervågningen og vandforsyningsboringer, for perioden 2000-2018. Ud fra analyser fra grundvandsforekomster, hvor geografi, geologi, koncentrationen af organisk kulstof, redoxpotentialet og pH kan bevirke naturligt forhøjede baggrundskoncentrationer af de specifikke sporstoffer, findes den naturlige baggrundskoncentration ud fra 90-percentilen af gennemsnittet for perioden 2000-2018 af den årlige gennemsnitskoncentration af hvert sporstof i hvert indtag (MAM-værdien). Ud fra den ovenstående fremgangsmåde fastsættes grundvandsforekomsts-specifikke tærskelværdier for grundvandsforekomster med naturligt forhøjede koncentrationer af de enkelte sporstoffer på grund af geografi, geologi og geokemi. Tærskelværdien oprundes for at tage høje for analysens usikkerhed. Der beregnes kun grundvandsforekomsts-specifikke tærskelværdier for grundvandsforekomster med flere end 20 indtag.

2. Maskinel udpegning af grundvandsforekomster i risiko for at være i ringe tilstand

Ud fra MAM-værdien for belastningen i de enkelte indtag inddeles grundvandsforekomsterne i "god tilstand", hvor der ingen overskridelser findes, "potentielt ringe", hvor et eller flere indtag overskrider tærskelværdien, eller ukendt, hvor der ikke findes indtag med målinger for det specifikke stof. Dette udføres for hvert enkelt sporstof for sig.

3. Ekspertvurdering af indtag med overskridelser, for at vurdere om overskridelsen skyldes antropogen påvirkning

Der foretages en ekspertvurdering af indtag, hvor der er overskridelser af tærskelværdierne. Det vurderes, om overskridelsen skyldes naturligt forhøjede baggrundsværdier eller antropogen påvirkning. Vurderingen inddrager dybden til indtag, generelle vurderinger af vandkvaliteten i enkelte udtag, udviklingen i sporstofkoncentrationen, samt nedenstående kriterier for specifikke sporstoffer:

Aluminium: Det vurderes, om overskridelsen er naturlig som følge af lav pH.

Arsen: Det vurderes på baggrund af en GIS-analyse, om indtaget og overskridelsen er relateret til de geologiske forhold, f.eks. tertiært ler.

Bly: Det vurderes, om MAM-værdien er repræsentativ for hele forekomsten, eller må forventes at være en outlier.

Cd: Det vurderes, om overskridelsen er naturlig som følge af lav pH.

Nikkel: Det vurderes, om overskridelsen er naturlig som følge af lav pH/redox.

Zink: Det vurderes, om overskridelsen er naturlig som følge af lav pH/redox.

4. Konsolidering af tilstandsvurderingen

Den endelige tilstandsvurdering af de grundvandsforekomster, som fortsat er i "potentielt ringe" tilstand, findes ud fra en statistisk analyse af andelen af indtag med overskridelser af tærskelværdien for det specifikke stof. Hvis over 20 % af indtagene har overskridelser vurderes grundvandsforekomsten i "ringe" tilstand, hvis der er overskridelser i under 20 % af indtagene vurderes grundvandsforekomsten i "god" tilstand.

Metoden er beskrevet i "[Udvikling af metode til vurdering af grundvandsforekomsters kemiske tilstand for udvalgte uorganiske sporstoffer og salte](#)", GEUS rapport 2021/19 samt tilhørende [bilag](#)

4.3.1.4 Ammonium

Efter udarbejdelsen af tilstandsvurderingen for ammonium er GEUS og Miljøstyrelsen blevet gjort opmærksom på, at indberettede data til Jupiter-databasen for perioden 2016–2020 er fejlbehæftede, idet de indberettede værdier fra et laboratorium i perioden systematisk er underestimerede med en faktor 14/18. På det grundlag har Miljøstyrelsen ikke været i stand til at præsentere en retvisende tilstandsvurdering for ammonium til vandområdeplanerne 2021-2027.

Metoden er beskrevet i "[Udvikling af metode til vurdering af grundvandsforekomsters kemiske tilstand for udvalgte uorganiske sporstoffer og salte](#)", GEUS rapport 2021/19 samt tilhørende [bilag](#)

4.3.1.5 Klorid

Tilstandsvurderingen for klorid udføres ved følgende fem trin:

1. Fastsættelse af naturligt forhøjede baggrundsværdier
2. Beregning af ionbytningsgrad (IG).
3. Maskinel udpegning af grundvandsforekomster i potentielt ringe tilstand
4. Ekspertvurdering af grundvandsforekomster i potentielt ringe tilstand
5. Konsolidering af tilstandsvurderingen

De enkelte dele af tilstandsvurderingen er beskrevet herunder.

1. Fastsættelse af naturligt forhøjede baggrundsværdier

Da klorid kan forekomme naturligt, fastsættes grundvandsforekomsts specifikke tærskelværdier for grundvandsforekomster med naturligt forhøjede koncentrationer, som ligger over den nationale fastsatte tærskelværdi. Fastsættelsen af de grundvandsforekomsts specifikke tærskelværdier sker ud fra en analyse af alle indtag, hvor geografiske og geologiske forhold kan bevirke naturligt forhøjede baggrundskoncentrationer. Fastsættelsen af de grundvandsforekomsts specifikke tærskelværdier udføres ud fra en analyse af data fra grundvandsovervågningen og vandforsyningsboringer fra perioden 2000-2018. Den naturlige baggrundskoncentration findes ud fra 90-percentilen af gennemsnittet for perioden 2000-2018 af den årlige gennemsnits koncentration af hvert sporstof i hvert indtag (MAM-værdien). Ud fra den ovenstående fremgangsmåde fastsættes de grundvandsforekomsts specifikke tærskelværdier for grundvandsforekomster, hvor geografi og geologi fører til naturligt forhøjede koncentrationer. Tærskelværdien op rundes for at tage højde for analysens usikkerhed. Der beregnes kun grundvandsforekomsts specifikke tærskelværdier for grundvandsforekomster med flere end 50 indtag.

2. Beregning af Ionbytningsgrad (IG)

Ionbytning er en proces, hvor der sker udveksling af ioner (Na, Ca og Mg) mellem grundvandet og sedimentet, idet ionerne adsorberes eller desorberes fra overfladekomplekser på lermi-

neraler. Omvendt ionbyttet grundvand opstår, når saltvand infiltrerer et mere fersk grundvands sediment, hvilket typisk kan skyldes påvirkning fra overfladen, saltvandsindtrængning fra lag med salt residualvand fra marine aflejringer eller indtrængning af havvand i kystområder. Ionbytningsgraden beregnes som forholdet mellem natrium og klorid i milliekvivalenter. Er ionbytningsgraden mindre end 0,65 er der tale om omvendt ionbyttet grundvand.

3. Maskinel udpegning af grundvandsforekomster i risiko for at være i ringe tilstand

Ud fra MAM-værdien af klorid i de enkelte indtag, inddeles grundvandsforekomsterne i "god tilstand", hvor der ingen overskridelser findes, "potentielt ringe", hvor et eller flere indtag overskrider tærskelværdien, eller ukendt, hvor der ikke findes indtag med analyser.

4. Ekspertvurdering af grundvandsforekomster i potentielt ringe tilstand

Der foretages en ekspertvurdering af grundvandsforekomster i potentielt ringe tilstand, hvor det vurderes, om overskridelsen skyldes naturligt forhøjede baggrundsværdier og grundvandsforekomsten er i "god tilstand" eller antropogen påvirkning, hvor grundvandsforekomsten fortsat er i "potentielt ringe tilstand". Vurderingen inddrager placeringen af og dybden til indtag, generelle vurderinger af vandkvaliteten i enkelte indtag, udviklingen i kloridkoncentrationen og den beregnede ionbytningsgrad.

5. Konsolidering af tilstandsvurderingen

Den endelige tilstandsvurdering af de grundvandsforekomster, som fortsat er i "potentielt ringe" tilstand, foretages ud fra en beregning af andelen af indtag med overskridelser af tærskelværdien. Hvis over 20 % af indtagene har overskridelser vurderes grundvandsforekomsten i "ringe" tilstand, hvis der er overskridelser i mindre end 20 % af indtagene vurderes grundvandsforekomsten i "god" tilstand.

Metoden er beskrevet i "[Udvikling af metode til vurdering af grundvandsforekomsters kemiske tilstand for udvalgte uorganiske sporstoffer og salte](#)", [GEUS rapport 2021/19](#) samt tilhørende [bilag](#)

4.3.1.6 Pesticider

Den kemiske tilstand for pesticider er bestemt på baggrund af en nyudviklet metode i tre trin udarbejdet til tilstandsvurderingen til Vandområdeplan 2021-2027. Det første trin er en maskinel gennemgang af alle grundvandsforekomster, hvor grundvandsforekomsterne opdeles i god, ukendt eller potentielt ringe tilstand (trin 1). Grundvandsforekomster i kategorien "potentielt ringe" tilstand bliver behandlet i de efterfølgende trin 2 og trin 3.

Til genbesøget er tilstandsvurderingen for pesticider udbygget med et 4. og 5. trin, hvor tilstanden af grundvandsforekomster i ukendt tilstand i vandområdeplanerne 2021-2027 vurderes ud fra en gruppering af grundvandsforekomsterne.

Trin 1:

Grundvandsforekomster uden data for pesticider, hvor mere end 90 % af grundvandsforekomstens volumen findes 100 meter under terræn kategoriseres som god kemisk tilstand for pesticider. Grundvandsforekomster uden data for pesticider, hvor mindre end 90 % af grundvandsforekomstens volumen findes 100 meter under terræn kategoriseres som ukendt kemisk tilstand for pesticider.

Grundvandsforekomster med data for pesticider, hvor der ikke er fundet en overskridelse af kravværdien på 0,1 µg/L for et enkeltstof og ikke er fundet en overskridelse af kravværdien for sumværdien af pesticider på 0,5 µg/L, kategoriseres som god kemisk tilstand for pesticider.

Grundvandsforekomster med mindst ét indtag med en overskridelse af kravværdien for pesticider, enten for et enkeltstof (0,1 µg/L) eller for summen af pesticider (0,5 µg/L) tildeles tilstanden "potentielt ringe kemisk tilstand".

Trin 2:

For grundvandsforekomster tildelt tilstanden "potentielt ringe kemisk tilstand" foretages en differentieret relevant undersøgelse af den konkrete grundvandsforekomst. Den konkrete undersøgelse består af enten en basal eller en videregående undersøgelse, idet der for grundvandsforekomster, der kan være vanskelige at vurdere, anvendes en mere omfattende undersøgelse.

Opdelingen mellem grundvandsforekomster til basal undersøgelse og til videregående undersøgelse er foretaget på baggrund af den generelle konceptuelle forståelsesmodel for pesticider. Heri antages, at de meget terrænnære grundvandsforekomster er mest påvirkede af pesticider og i risiko for at være i 'ringe' tilstand, mens de meget dybe grundvandsforekomster med stor sandsynlighed er i 'god' tilstand, selvom der optræder enkelte overskridelser af kravværdien. Disse grundvandsforekomster vurderes gennem med en basale undersøgelse, mens de øvrige grundvandsforekomster vurderes gennem en videregående undersøgelse. Derudover vurderes de mindre grundvandsforekomster (<100 km²) ved en basal undersøgelse, da der ikke vil være datagrundlag for en videregående undersøgelse, og da de kan forventes at være relativt homogene.

De grundvandsforekomster, der vurderes gennem en basal undersøgelse, er dermed følgende: Mindre grundvandsforekomster (areal < 100 km²), dybe grundvandsforekomster (> 60% af volumen ligger dybere end 60 meter under terræn) og terrænnære grundvandsforekomster (>80 % af volumen ligger højst 40 meter under terræn). De øvrige grundvandsforekomster vurderes ved en videregående undersøgelse.

Trin 3:

Grundvandsforekomster, der bliver vurderet ved enten en basal eller en videregående undersøgelse, bliver vurderet på baggrund af fire emner: fund af pesticider, antropogene forhold, geologi/geofysik og hydrologi.

De enkelte grundvandsforekomster bliver derefter vurderet på baggrund af de følgende tre forhold: 1) Den konceptuelle model for grundvandsforekomsten. 2) En vurdering af repræsentativiteten af data, der er til rådighed, herunder manglende data. 3) En vurdering af omfanget af pesticidpåvirket grundvand i grundvandsforekomsten, hvor grundvandskvalitetskravene for pesticider er overskredet.

Der er ikke forskel på de faglige temaer, der anvendes ved tilstandsvurderingerne for henholdsvis de basale og videregående undersøgelser, men alene på omfanget af faglige temaer, der inddrages, idet alle faglige temaer indgår i den videregående undersøgelse, mens der efter en konkret vurdering inddrages de relevante faglige temaer i den basale undersøgelse. Derudover adskiller de to undersøgelser sig i udfyldningsmetoden af dokumentationsark.

Datagrundlaget for tilstandsvurdering for pesticider er analyser af vandprøver fra i alt 12.690 indtag med mindst én vandanalyse i perioden 2013-2019, og hvor indtag kan kobles til en grundvandsforekomst.

Metoden med eksempler på gennemførelsen af enkelte tilstandsvurderinger er beskrevet i "[Udvikling af metode til vurdering og gennemførelse af vurderinger af de danske grundvandsforekomsters kemiske tilstand for pesticider](#)", GEUS rapport 2021/15".

Trin 4:

For de grundvandsforekomster, der blev vurderet i ukendt tilstand til vandområdeplanerne 2021-2027, er der til genbesøget foretaget en maskinel beregning af den andel af grundvands-

forekomsten i ukendt kemisk tilstand, der vurderes at være omfattet af overskridelse af grundvandskvalitetskravene for pesticider. Formålet er, at kunne klassificere flere grundvandsforekomsters tilstand.

Beregningen foretages med udgangspunkt i den konceptuelle forståelse af pesticidkildernes påvirkning af grundvandet, som blev anvendt til tilstandsvurderingen i vandområdeplanerne 2021-2027. Metoden viser sammenhængen mellem arealanvendelse og andelen af grundvand, hvor grundvandskvalitetskravet antages overskredet set i forhold til dybden under terræn, og fremgår af rapporten: "[Udvikling af metode til vurdering og gennemførelse af vurderinger af de danske grundvandsforekomsters kemiske tilstand for pesticider](#)", [GEUS rapport 2021/15](#)".

På baggrund af beregningen foretages en foreløbig tilstandsvurdering af grundvandsforekomsten i ukendt tilstand, hvor grundvandsforekomster med en beregnet belastning over grundvandskvalitetskravet overskrider 20 % af forekomstens samlede volumen, vurderes at være i ringe tilstand, mens de øvrige foreløbigt vurderes i god tilstand.

Trin 5:

Denne foreløbige tilstandsvurdering af grundvandsforekomster i ukendt tilstand anvendes til en maskinel kobling af grundvandsforekomsten til andre grundvandsforekomster inden for 3 kilometers afstand - dog med det krav, at grundvandsforekomsten i kendt tilstand er baseret på analysedata og disse ikke udelukkende stammer fra kortlagte jordforureninger.

Koblingen foretages efter følgende hierarki:

- a) Grundvandsforekomster med samme typologi (terrænnær, regional eller dyb grundvandsforekomst) og med samme kendte kemiske tilstand forsøges koblet. Såfremt der kan findes et match, grupperes grundvandsforekomsten med den foreløbige tilstandsvurdering til grundvandsforekomsten i kendt tilstand.
Såfremt der er match med flere grundvandsforekomster i kendt tilstand, vurderes det manuelt, hvilken grundvandsforekomst i kendt tilstand, der har størst overensstemmelse med grundvandsforekomsten i ukendt tilstand. Der sammenlignes først og fremmest med dybdefordelingen af grundvandsforekomsterne. Ved sammenlignelig dybdefordeling, foretages sammenligning af andelen af arealer med og uden pesticidpåvirkning (arealanvendelse).
- b) For de terrænnære eller dybe grundvandsforekomster, hvor der ikke kan findes et match med en grundvandsforekomst af samme type og med samme kendte kemiske tilstand, undersøges det maskinelt, om der findes en regional grundvandsforekomst med samme kendte kemiske tilstand, der kan grupperes med. Såfremt der er match med flere grundvandsforekomster i kendt tilstand, vurderes det manuelt - efter samme kriterier som i punkt a - hvilken grundvandsforekomst, der grupperes med.
- c) For den resterende gruppe af grundvandsforekomster i ukendt tilstand undersøges det maskinelt, om der findes et match med en grundvandsforekomst af samme type, men med en kendt kemisk tilstand, der er forskellig fra den foreløbige tilstandsvurdering. For disse match vurderes det manuelt, om der er grundlag for at ændre den foreløbige, maskinelle tilstandsvurdering, så grundvandsforekomsten kan grupperes med grundvandsforekomsten i kendt kemisk tilstand.

De grundvandsforekomster, der grupperes til en grundvandsforekomst i kendt kemisk tilstand, vurderes at have samme tilstand som den grundvandsforekomst, den grupperes med.

4.3.1.7 Miljøfarlige forurenende stoffer (MFS)

Den kemiske tilstand for miljøfarlige forurenende stoffer eksklusiv pesticider (MFS) er bestemt på baggrund af en nyudviklet metode udarbejdet til tilstandsvurderingen til Vandområdeplan 2021-2027.

Vurderingen af grundvandsforekomsternes kemiske tilstand for MFS er gennemført for syv stofgrupper: Chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter, olie- og benzinstoffer (BTEXN), phenoler, methyl-tert-butyl-ether (MtBE), vandopløselige opløsningsmidler, perfluorerede stoffer (PFAS) og cyanider. Samlet er 35 enkeltstoffer omfattet af vurderingen, og derudover er der foretaget en vurdering for summen af chlorerede opløsningsmidler samt vurdering af en gruppe bestående af 12 PFAS-enkeltstoffer. Datasættet indeholder i alt 263.895 beregnede middelværdier for analyseresultater for stofferne fra de 15.235 indtag.

Middelværdier er beregnet som "Mean Annual Means" (MAM-værdier) dvs. gennemsnittet af de årlige gennemsnit af koncentrationsdata for det enkelte indtag i perioden 2013–19. Datasættet er mest omfattende for gruppen af chlorerede opløsningsmidler (data fra 11993 indtag) og BTEXN (data fra 11921 indtag), mens der er færrest data for gruppen af cyanider (data fra 927 indtag).

Der er ved vurderingerne anvendt de tærskelværdier, som er fastsat i bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om natur- overvågning af internationale naturbeskyttelsesområder i bekendtgørelse om overvågning. I fortsættelse heraf er foretaget vurdering af detektions- og kvantifikationsgrænser for stofgrupper og enkeltstoffer.

Grundvandsforekomsterne er indledningsvist inddelt i 3 hovedgrupper baseret på forekomst af data og overskridelser af tærskelværdierne for MFS:

Hovedgruppe 1: Grundvandsforekomster uden data

Hovedgruppe 2: Grundvandsforekomster med data uden overskridelser

Hovedgruppe 3: Grundvandsforekomster med data og overskridelser af tærskelværdi for en eller flere MFS. Denne gruppe er vurderet i "potentielt ringe" kemisk tilstand for MFS.

Der er udviklet et beslutningstræ for Hovedgruppe 1 og 2, som sorterer grundvandsforekomsterne, og tildeler forekomsterne enten god eller ukendt kemisk tilstand for MFS. Det er baseret på kriterier udviklet på grundlag af den konceptuelle forståelse af forureningskilder, transport, opførsel og forekomst i grundvandet af MFS. Sorteringsmetoden er maskinel/semiautomatisk, og effekten af hvert sorteringstrin kan evalueres. På baggrund af det udviklede beslutningstræ er 1857 grundvandsforekomster direkte tildelt tilstanden god eller ukendt kemisk tilstand for MFS.

For de 193 grundvandsforekomster i "potentielt ringe" kemisk tilstand for MFS (Hovedgruppe 3) er der udarbejdet en konkret konceptuel model for hver grundvandsforekomst til brug for vurdering af den kemiske tilstand for MFS. Der er udført en systematisk relevant undersøgelse, som har omfattet dataanalyse (statistiske data, temakort) og opstilling af en konceptuel model. På grundlag af undersøgelsen er den kemiske tilstand vurderet til enten god kemisk tilstand eller ringe kemisk tilstand, og i den sammenhæng er der også gennemført vurdering af sikkerhed og repræsentativitet.

For otte grundvandsforekomster i "potentielt ringe" kemisk tilstand er det vurderet, at en udvidet dataanalyse har været nødvendig for at kunne vurdere tilstanden af grundvandsforekomsten. For disse otte grundvandsforekomster er derfor foretaget en videregående relevant undersøgelse med efterfølgende opstilling af en konkret konceptuel model for grundvandsforekomsten og tilstandsvurdering på grundlag heraf.

Vurderingen af de 193 grundvandsforekomster er rapporteret i dokumentationsark, som sammenfatter hele datagrundlaget, temakort og tilstandsvurderingerne.

Datagrundlag for tilstandsvurdering for øvrige miljøfarlige forurenende stoffer er analyse af vandprøver fra i alt 15.235 indtag med mindst én vandanalyse i perioden 2013-2019, og hvor indtag kan kobles til en grundvandsforekomst.

[Metoden er beskrevet i "Udvikling af metode til vurdering og gennemførelse af vurderinger af de danske grundvandsforekomsters kemiske tilstand for pesticider", GEUS rapport 2021/15.](#)

4.3.1.8 Nitrat

Til den kemiske tilstandsvurdering for nitrat er der foretaget en konkret undersøgelse og vurdering af de grundvandsforekomster, hvor der ud fra viden om de kemiske forhold vurderes at være risiko for, at grundvandsforekomsten kan være i ringe tilstand for nitrat. Det er tilfældet, når der er risiko for, at kravværdien for nitrat på 50 mg/L overskrides i mindst 20 % af volumen af grundvand i grundvandsforekomsten. Til risikovurderingen bliver der anvendt en model til beregning af oxidationsprocenten i grundvandsforekomsten. Grundvandsforekomster med data, men uden indtag med overskridelser af grundvandskvalitetskriteriet for nitrat (50 mg/L) og en modelleret oxidationsprocent under 20 % bliver vurderet i god kemisk tilstand i forhold til nitrat. For alle grundvandsforekomster med mindst et indtag med en overskridelse af kravværdien for nitrat opstilles en konceptuel model til vurdering af tilstanden.

Opstilling af den konceptuelle model for grundvandsforekomster følger en trinvis metode, hvor der først gennemgås en række faglige temaer, hvorefter der foretages en samlet konkret vurdering af grundvandsforekomsten, som resulterer i en tilstandsvurdering samt refleksion over datarepræsentativiteten og sikkerheden af vurderingen. Afslutningsvis foretages en vægtning af vigtigheden af hvert fagligt tema ift. tilstandsvurderingen. De faglige temaer beskriver forskellige vurderingselementer inden for fire overordnede områder: Nitrat, antropogene forhold, geologi/geofysik og hydrologi. Metode og de faglige temaer beskrives i dokumentationsrapporterne "[Dokumentationsrapport, Nitrattilstand for grundvandsforekomster, metodeudvikling](#)", [GEUS rapport 2019/6](#), "[Metode for vurdering af de danske grundvandsforekomsters kemiske tilstand og nye vurderinger af tilstanden fsva. Nitrat](#)". Slutrapportering", [GEUS rapport 2020/4](#) samt "[Revidering af nitrattilstandsvurdering for 35 grundvandsforekomster til Vandområdeplan 3](#)". [Miljøstyrelsen, 2021](#).

Grundvandsforekomster med data, men uden indtag med overskridelser af tærskelværdien for nitrat bliver altid vurderet at være i god kemisk tilstand for nitrat. Grundvandsforekomster med en overskridelse af tærskelværdier i mindst et indtag, bliver enten vurderet til at være i god eller ringe kemisk tilstand i forhold til nitrat, baseret på en samlet vurdering ud fra den opstillede konceptuelle model, data til rådighed, samt oxidationsforholdene i den pågældende grundvandsforekomst.

Grundvandsforekomster uden data for nitrat bliver vurderet i god kemisk tilstand for nitrat, hvis den modellerede oxidationsprocent er under 1 %, imens de bliver sat i ukendt tilstand, hvis oxidationsprocenten er modelleret til at være over 1 % i den pågældende grundvandsforekomst.

Datagrundlaget for tilstandsvurderingerne for nitrat er analyse af vandprøver fra i alt 10.597 indtag med mindst én vandanalyse for nitrat i perioden 2013-2018, der kan kobles til en grundvandsforekomst.

De grundvandsforekomster, der i vandområdeplanerne 2021-2027 er i ukendt tilstand for nitrat, er til genbesøget vurderet på baggrund af en gruppering af grundvandsforekomster, idet grundvandsforekomster i ukendt tilstand vurderes at have samme tilstand, som den grundvandsforekomst i kendt kemisk tilstand, de grupperes til.

Metoden til gruppering følger den konceptuelle forståelsesmodel for nitratpåvirkningen af grundvandet, anvendt til tilstandsvurderingen i vandområdeplanerne 2021-2027.

Da der for grundvandsforekomster i ukendt tilstand, ikke er tilgængelige måledata, sammenholdes andre typer data fra de ukendte grundvandsforekomster med de samme data fra grundvandsforekomster i kendt tilstand. Disse data anvendes til at gruppere grundvandsforekomster, som er ensartede både i forhold til deres karakteristika og sårbarhed samt den grad af nitratbelastning, der påvirker dem.

Data anvendt til grupperingen er:

- *Afstand*: Der grupperes kun grundvandsforekomster med en indbyrdes afstand på op til 3 km.
- *Oxidationsprocent*: Da nitrat omdannes under reducerede forhold, svarer den procentvis andel af grundvandsforekomstens oxiderede volumen til den volumenprocent, der potentielt være påvirket af nitrat.
- *Arealprocent påvirket over grundvandskvalitetskravet*: Jf. rapporten om tilstandsvurdering for nitrat antages det generelt, at 50-80 % af det nedsivende grundvand (eller lokalt mere) under intensivt dyrkede arealer indeholder nitratkoncentrationer > 50 mg/l, når det strømmer fra rodzonen til de underliggende grundvandsforekomster. Arealprocenten påvirket over grundvandskvalitetskravet beregnes som $0,8 \cdot \text{arealet af intensivt landbrug på grundvandsforekomstens projicerede areal}$.
- *Volumenprocent påvirket over grundvandskvalitetskravet*: Den beregnede andel af grundvandsforekomstens volumen, der forventes at være påvirket med nitrat over kravværdien beregnes ved at gange oxidationsprocenten med arealprocenten påvirket over grundvandskvalitetskravet ($\text{oxidationsprocent} \cdot 0,8 \cdot \text{arealprocenten af intensivt landbrug}$).
- *DK-modellag*: DK-modellen beskriver de dominerende hydrostratigrafiske lag i Danmark og er baseret på geologiske modeller. Det antages derfor, at grundvandsforekomster, der tilhører samme DK-modellag, har de mest sammenlignelige geologiske egenskaber i forhold til beskyttelse af grundvandsforekomsten mod påvirkning med nitrat. Denne antagelse vurderes rimelig, da der kun grupperes grundvandsforekomster, der ligger indenfor højst 3 kilometers afstand. Der grupperes derfor fortrinsvis grundvandsforekomster, der tilhører samme DK-modellag. Alternativt undersøges det, om der kan findes en grundvandsforekomst med en kendt tilstand i et DK-modellag umiddelbart over eller under grundvandsforekomsten i ukendt tilstand, hvor gruppering er mulig ud fra de øvrige kriterier. Dette vurderes rimeligt, da der er en vis usikkerhed forbundet med at placere en grundvandsforekomst indenfor DK-modellagene.

Indledningsvist foretages en maskinel kobling af grundvandsforekomster i ukendt tilstand til grundvandsforekomster i kendt tilstand inden for 3 kilometers afstand - dog med det krav, at tilstandsvurderingen af grundvandsforekomsten i kendt tilstand er baseret på analysedata. Såfremt der findes et match med én eller flere grundvandsforekomster i kendt tilstand gennemføres en gruppering i et af følgende 4 trin:

Trin 1: Grundvandsforekomster, hvor den beregnede volumenprocent påvirket over grundvandskvalitetskravet er $\leq 20\%$, er grupperet, såfremt de:

- a) ligger indenfor samme DK-modellag, eller
- b) grundvandsforekomsten i ukendt tilstand ligger i DK-modellaget umiddelbart under grundvandsforekomsten i kendt god tilstand

Trin 2: Grundvandsforekomster, hvor den beregnede volumenprocent påvirket over grundvandskvalitetskravet er $> 20\%$, er grupperet, såfremt de:

- a) ligger indenfor samme DK-modellag, eller
- b) grundvandsforekomsten i ukendt tilstand ligger i DK-modellaget umiddelbart over grundvandsforekomsten i kendt ringe tilstand

Trin 3: Grundvandsforekomster i ukendt tilstand, hvor den beregnede volumenprocent påvirket over grundvandskvalitetskravet er $\leq 20\%$, er grupperet med en grundvandsforekomst, hvor den beregnede volumenprocent påvirket over grundvandskvalitetskravet er $> 20\%$, såfremt grundvandsforekomsten er i kendt god tilstand og ligger indenfor samme DK-modellag.

Trin 4: Grundvandsforekomster i ukendt tilstand, hvor den beregnede volumenprocent påvirket over grundvandskvalitetskravet er $> 20\%$, er grupperet med en grundvandsforekomst, hvor den beregnede volumenprocent påvirket over grundvandskvalitetskravet er $\leq 20\%$, såfremt grundvandsforekomsten i kendt tilstand ligger indenfor samme DK-modellag, og er i ringe tilstand eller i god tilstand, men vurderet i risiko for at komme i ringe tilstand.

Såfremt der i et af de 4 trin er match med mere end én grundvandsforekomst i kendt tilstand, grupperes til den grundvandsforekomst, hvor der er størst overensstemmelse af den beregnede volumenprocent påvirket over grundvandskvalitetskravet.

4.3.1.9 Trends

Trends i de danske grundvandsforekomster er maskinelt beregnet på stof- eller stofgruppe niveau. For at bestemme de stofs specifikke trends analyseres udviklingen i påvirkningen mellem tre perioder. Denne metode er valgt, da der i en betydelig del af indtagene ikke er tilstrækkeligt med data til at gennemføre en statistisk analyse, som ville forudsætte længere uafbrudte data-serier. De tre perioder, som de stofs specifikke trends er beregnet for, er: periode 1 (2001–2006), periode 2 (2007–2012) og periode 3 (2013–2019 (2013–2018 for nitrat)).

Stofs specifikke trends er beregnet for alle grundvandsforekomster, der indeholder indtag med overskridelse større end 50 % af stoffets grundvandskvalitetskrav. Dette er valgt for at kunne identificere indtag med stofs specifikke opadgående trends, inden indholdet af stoffet overskrider 75 % af tærskelværdien, da 75 % overskridelse medfører en EU-forpligtigelse til at vende trenden.

For hvert indtag og stof er der beregnet gennemsnitsværdier for hver af de 3 perioder som gennemsnit af årlige gennemsnit af koncentrationerne (MAM-værdier).

Udviklingen fra periode 1 til periode 2 samt fra periode 2 til periode 3 sammenlignes og opdeles efter følgende regler afhængig af udviklingen mellem disse perioder.

Kraftigt stigende (KS), stigning mellem to perioder på mere end 10 % af tærskelværdien

Svagt stigende (SS), stigning mellem to perioder på 2–10 % af tærskelværdien

Stabil (Stabil), stigning eller fald mellem to perioder på 2 % under tærskelværdien

Svagt faldende (SF) fald på 2–10 % af tærskelværdien

Kraftigt faldende (KF), fald på mere end 10 % af tærskelværdien.

Hvis indtag ikke har tilgængeligt data i periode 2, bliver trenden beregnet for periode 1 til 3 i stedet.

"Væsentlig og vedvarende opadgående trends" bliver tilskrevet indtag med kraftigt stigende indhold i periode 2 til periode 3. En vending af trend bliver tilskrevet indtag, hvor der er kraftigt stigende indhold i periode 1 til 2 samt kraftigt faldende indhold i periode 2 til 3.

Væsentlige og vedvarende opadgående trends er sammenfattet for de grundvandsforekomster, hvor 20 % eller flere af de undersøgte indtag viser en kraftigt stigende trend i periode 2 til 3. En vending af trend for en grundvandsforekomst er påvist, hvis 20 % eller flere af de undersøgte indtag viser en kraftigt stigende trend i periode 1 til 2, og 20 % eller flere indtag viser en kraftigt faldende trend i periode 2 til 3. Den kraftigt faldende trend skal findes blandt de indtag,

der viste en kraftigt stigende trend i periode 1 til 2. Fælles for kategoriseringen af de væsentlige og vedvarende opadgående trends samt vending heraf er, at det kun rapporteres, når MAM-værdien for stigningen er ≥ 75 % af tærskelværdien. Metoden er beskrevet i notatet "[Metoderapport til beregning af kemiske trends i grundvandsforekomster](#)", Miljøstyrelsen, 2021.

4.3.1.10 Drikkevandstest

Vurderingen af den kemiske tilstand af drikkevandsforekomster er en vurdering af, hvorvidt enkelte drikkevandsforekomster er vurderet til at være i god eller ringe kemisk tilstand i forhold til drikkevand. Vurderingen er i det følgende omtalt som drikkevandstesten.

Drikkevandstesten er ikke gennemført i de tidligere vandområdeplaner, vandplan I (2009–2015) og vandområdeplan II (2015–2021), og gennemføres derfor nu for hele perioden fra 2009-2020.

Drikkevandstesten udføres for de grundvandsforekomster, der er udpeget som drikkevandsforekomster efter vandforsyningslovens § 10. Drikkevandstesten er desuden kun gennemført for grundvandsforekomster, hvor der er konstateret en overskridelse af et grundvandskvalitetskrav eller en tærskelværdi for én af de kemiske parametre inden for stofgrupperne: nitrat, chlorid, sporstoffer, pesticider og deres nedbrydningsprodukter samt øvrige miljøfarlige forurenende stoffer (MFS).

Drikkevandstesten er en trinvis vurdering af drikkevandsforekomsters kemiske tilstand. For at en drikkevandsforekomst vurderes i ringe kemiske tilstand, skal ét af de følgende kriterier være opfyldt.

Kriterie 1: En drikkevandsboring i drikkevandsforekomsten er sløjfet eller taget ud af drift på grund af overskridelse af grundvandskvalitetskrav eller tærskelværdi for en af de kemiske parametre nitrat, chlorid, sporstoffer, pesticider og deres nedbrydningsprodukter samt øvrige miljøfarlige forurenende stoffer (MFS). Det skal her fremhæves, at det er et krav, at der er konstateret en overskridelse af et grundvandskvalitetskrav eller en tærskelværdi i den berørte drikkevandsboring. Nogle vandværker har f.eks. sløjfet drikkevandsboringer, så snart et forurenende stof er konstateret, uanset at der ikke er konstateret overskridelse af grundvandskvalitetskrav eller tærskelværdi. Dette vil ikke føre til, at drikkevandsforekomsten vurderes i ringe kemisk tilstand.

Kriterie 2: Det har været nødvendigt at ændre eller intensivere behandlingen af vand, indvundet fra blot én kildeplads i drikkevandsforekomsten, f.eks. ved at øge opblanding af indvundet vand. Da den nationale boringsdatabase (Jupiter) ikke indeholder tilstrækkelig data til gennemførelse af drikkevandstesten, har det været nødvendigt at indhente supplerende oplysninger om ændret anvendelse af indvindingsboringer og den bagvedliggende årsag til dette samt viden om ændringer i vandbehandlingen hos landets kommuner. Svarene fra kommunerne er suppleret med oplysninger fra den nationale boringsdatabase (Jupiter). Desuden er Miljøstyrelsens viden om vandværkernes tidligere og nuværende tilladelser til videregående rensning af råvand før levering som drikkevand samt dispensationer fra drikkevandskvalitetskrav ved levering af drikkevand inddraget ved gennemførelse af drikkevandstesten. Metoden er beskrevet i notatet "[Notat om vurdering af kemisk tilstand i drikkevandsforekomster til vandområdeplaner 2021-2027](#)", Miljøstyrelsen, 2021.

5. Miljømål for vandforekomster

5.1 Generelt om miljømål

- Regler vedr. fastlæggelse af miljømål findes i:
- Lov om vandplanlægning §§ 7 og 8 (VRD art. 4 samt bilag V, afsnit 1.2.1-1.2.5, 2.1.1, 2.1.2, 2.3.1 og 2.3.2 samt grundvandsdirektivet bilag II-IV)
- BEK om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand § 3 (overfladevandområder) og § 4 (grundvandsforekomster) samt bilag 1 og 3
- BEK om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder bilag 3 og 4.

Miljømålene fastlægges - i overensstemmelse med vandrammedirektivets minimumskrav - som god økologisk tilstand og god kemisk tilstand. Målet om forebyggelse af forringelse sikrer, at hvis en aktuel tilstand for vandområdet er højere end god økologisk tilstand, må denne tilstand ikke forringes, herunder tilstanden for enkelte kvalitetselementer, der udviser en højere tilstand end god økologisk tilstand.

Den aktuelle tilstand er den tilstand, der fastlægges på baggrund af retningslinjerne for tilstandsvurdering, jf. kapitel 3.

For grundvandsforekomster fastsættes miljømålet ligeledes som udgangspunkt til vandrammedirektivets generelle minimumskrav om god kvantitativ tilstand og god kemisk tilstand.

Der kan fastsættes mindre strenge miljømål end god tilstand og godt økologisk potentiale og god kemisk tilstand.

For både overfladevandområder og grundvandsforekomster gælder endvidere følgende: I de tilfælde, hvor tilstanden for en vandforekomst i dag er god, fastsættes miljømålet som udgangspunkt til god tilstand senest 2021.

For de vandforekomster, der i dag har ukendt tilstand, er fristen for opfyldelse af målet fastlagt til senest 2027, hvorved en eventuel nødvendig forbedring vil være mulig inden for fristen, hvis tilstanden skulle vise sig ikke at svare til målet. Der arbejdes på, at tilstanden kan fastlægges frem mod 2027.

For vandforekomster, der i dag ikke har god tilstand, fastsættes miljømålet til god tilstand senest den 22. december 2027, hvis der samtidig fastlægges indsatser med henblik på at nå god tilstand senest på dette tidspunkt.

5.2 Miljømål for vandløb

Vandløbenes miljømål fastsættes som en målsætning for det enkelte vandområdes samlede økologiske tilstand. Dette tilstandskrav gælder dermed også for vandløbenes kvalitetselementer smådyr (invertebratafauna), fiskefauna, bundlevende alger (fyto-benthos), vandløbsplanter og nationalt specifikke stoffer.

Opfyldelse af miljømålet om god økologisk tilstand forudsætter, at de hydromorfologiske kvalitetselementer har en tilstand, der sikrer denne opfyldelse.

5.3 Miljømål for søer

Miljømål for søer fastlægges som en målsætning for det enkelte vandområdes samlede økologiske tilstand. Dette tilstandskrav gælder dermed også for søernes kvalitetselementer, planteplankton (herunder klorofyl) anden akvatisk flora (herunder makrofyter og fyto-benthos), bunddyr og fisk samt de understøttende fysisk-kemiske kvalitetselementer sigtdybde, iltmætning og næringsstofferne fosfor og kvælstof.

Søer anlagt med henblik på næringsstoffjernelse får miljømål svarende til den aktuelle tilstand for den samlede økologiske tilstand. Hver af de målte biologiske og fysisk-kemiske indikatorer får tilsvarende et miljømål svarende til deres målte tilstand. Dette betyder, at der ikke vil være behov for en særskilt indsats over for tilførslen af næringsstoffer eller i form af sørestauration for at nå målopfylde i søen. Dette er begrundet i, at søen er anlagt som et omkostningseffektivt middel til at opnå forbedring af tilstanden i nedstrøms liggende vandområder. Hvis en sådan indsats følges af yderligere krav af hensyn til det nye vandområde, vil det blive meget vanskeligt at benytte dette virkemiddel. Hvis søerne ikke kan opfylde mål om god økologisk tilstand/godt økologisk potentiale, kan der fastsættes et mindre strengt miljømål, hvorved der accepteres en påvirkning med næringsstoffer.

5.4 Miljømål for kystvande

Miljømål for kystvande er fastsat som en samlet målsætning for det enkelte vandområdes økologiske tilstand. Denne målsætning gælder dermed også for de enkelte kvalitetselementer repræsenteret ved indikatorerne: dybdegrænse for ålegræs og andre rodfæstede bundplanter, klorofyl og bundfaunaindekset DKI.

Der er enkelte kystvande, der ikke kan målsættes mht. dybdegrænsen for ålegræs og andre rodfæstede bundplanter, da bundplanterne ikke kan vokse pga. bølgeeksponering. Kystvande, hvor der af naturlige årsager ikke kan vokse ålegræs og andre rodfæstede bundplanter fx pga. bølgeeksponering, målsættes ikke for ålegræs og andre rodfæstede bundplanter, men alene for klorofyl og DKI.

5.5 Miljømål for kunstige og stærkt modificerede vandområder

Regler vedr. miljømål for kunstige og stærkt modificerede vandområder findes i:

- Lov om vandplanlægning § 7, stk. 2, nr. 3 (VRD art. 4 stk1. litra a) nr. iii + bilag V)
- BEK om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand § 3 samt bilag 1, afsnit 6

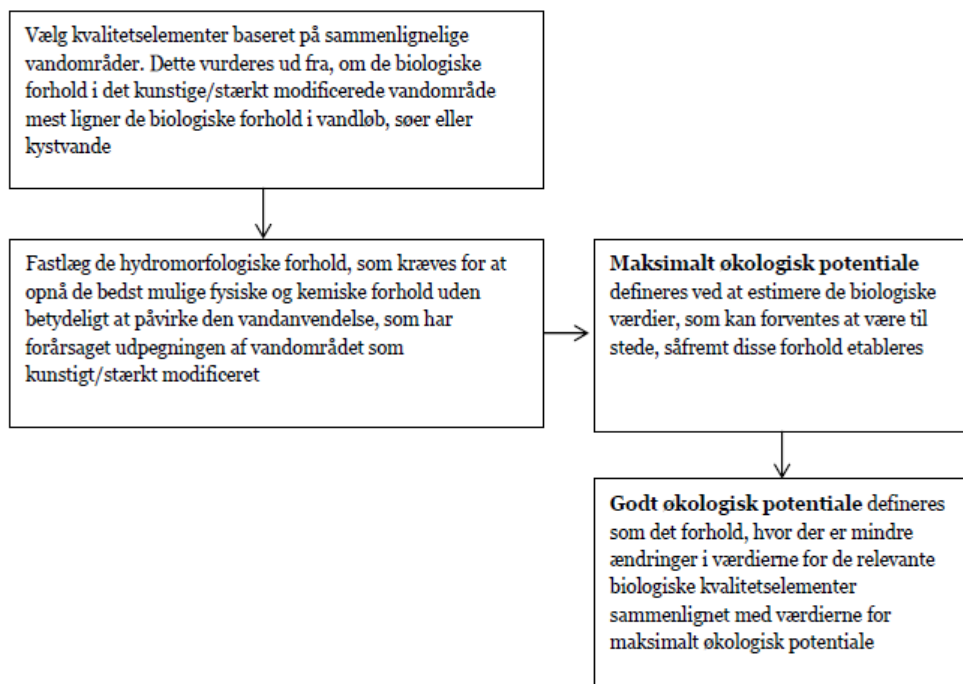
Herudover henvises til:

- EU Guidance document no. 13, Classification of ecological status (WG A).

Godt økologisk potentiale fastsættes efter samme principper som god økologisk tilstand og tager udgangspunkt i værdierne for det vandområde (vandløb, sø eller kystvand), som det stærkt modificerede vandområde ligner mest.

Godt økologisk potentiale fastsættes individuelt for de biologiske kvalitetselementer afhængigt af, hvor stor den biologiske effekt vil være, som følge af den fysiske ændring og den hydro-morfologiske påvirkning.

Processen for fastsættelse af et godt økologisk potentiale fremgår af figur 3:



5.6 Miljømål for grundvand

Ved siden af de generelle miljømål om god kvantitativ tilstand og god kemisk tilstand fastsættes for grundvandsforekomster desuden et generelt miljømål om at vende enhver væsentlig og vedvarende opadgående trend i koncentrationen af forurenende stoffer hidrørende fra menneskelig aktivitet. Udgangspunktet for at vende opadgående forureningstrends er 75 % af kvalitetskravet eller tærskelværdien for det enkelte stof.

5.7 Miljømål for miljøfarlige forurenende stoffer

Vandområdeplanerne skal redegøre for grundlaget for de fastlagte miljømål, herunder give en beskrivelse af samtlige økologiske tilstandsklasser.

Miljømålet for miljøfarlige forurenende stoffer er god kemisk tilstand og god økologisk tilstand for så vidt angår nationalt specifikke stoffer.

I de tilfælde, hvor tilstanden i et vandområde i dag er god, fastsættes miljømålet til god tilstand i 2021 eller tidligere. For de vandområder, der i dag har ukendt tilstand, er miljømålet god tilstand senest 2027. For de vandområder, hvor de målte stoffkoncentrationer af miljøfarlige forurenende stoffer overskrider de fastsatte miljøkvalitetskrav, og hvor stofferne derfor er årsag til, at miljømålet god økologisk tilstand eller god kemisk tilstand ikke er opfyldt, er miljømålet fastsat til god tilstand senest 2027.

5.8 Undtagelser fra miljømål

Regler vedr. undtagelser fra miljømål findes i:

- Lov om vandplanlægning § 10 (fristforlængelse)
- Lov om vandplanlægning § 11 (mindre strenge miljømål)
- Lov om vandplanlægning § 13, jf. § 7 i BEK om indsatsprogrammer og § 4 i BEK om miljømål (nye fysiske ændringer af vandforekomster)
- Lov om vandplanlægning § 20, stk. 6, jf. § 10 i BEK om indsatsprogrammer (midlertidige forringelser)

For hvert overfladevandområde eller grupper af overfladevandområder, samt for hver grundvandsforekomst eller gruppe af grundvandsforekomster, skal der redegøres for, hvorledes betingelserne for anvendelse af undtagelsesbestemmelserne i §§ 10 og 11 i lov om vandplanlægning anses for opfyldt. Anvendelsen og grundlaget beskrives i relevante vandområdeplan. Oplysninger om anvendelse af bestemmelserne i §§ 13 og 20, stk. 6, med tilhørende bekendtgørelsesanvisninger skal beskrives i relevante vandområdeplan.

5.8.1 Følgende gælder for fristforlængelse:

Vandforekomster i vandområdeplanerne 2015-2021 ("VP2") hvor fristen er forlænget til efter 2021

Alle vandforekomster der ikke har en tilstand, som svarer til målet senest 22. december 2015, vil være omfattet af undtagelsen om fristforlængelse i VP3 efter genbesøget.

Hvis fristforlængelsen er begrænset til senest 22. december 2027, fordi vandforekomsten vil nå målet senest den dato, betyder det følgende:

- 1) Vandforekomsten er fortsat omfattet af den undtagelse om forlængelse af fristen med henblik på gradvis forbedring og med den begrundelse, som blev anvendt i VP2.
- 2) I bekendtgørelse om miljømål angives fristen for opfyldelse af målet til senest 22. december 2027.
- 3) I vandområdeplanerne gentages tidligere begrundelse med angivelse af fristen for opfyldelse af målet til senest 22. december 2027. Begrundelsen undlades i MiljøGIS, men fristen angives.
- 4) Ved rapportering angives tidligere begrundelse med angivelse af fristen for opfyldelse af målet til senest 22. december 2027.

Hvis fristforlængelsen ikke kan begrænses til senest 22. december 2027, fordi målet først vil blive nået senere på grund af naturlige forhold, betyder det følgende:

- 1) Vandforekomsten er omfattet af yderligere forlængelse af fristen på grund af naturlige forhold.
- 2) I bekendtgørelse om miljømål angives fristen for opfyldelse af målet til efter 2027.
- 3) I vandområdeplanerne gentages tidligere begrundelse og yderligere begrundelse for at forlænge fristen for opfyldelse af målet til efter 2027. Begrundelse undlades i MiljøGIS, men fristen angives.
- 4) Ved rapportering angives begrundelse om naturlige forhold med angivelse af fristen for opfyldelse af målet til efter 2027.

Vandforekomster i VP2 hvor frist er forlænget til senest 2021, men hvor målet endnu ikke er nået

For alle vandforekomster, hvor målet ikke som forudsat i VP2 er nået, vil der skulle anvendes yderligere fristforlængelse. Det betyder:

- 1) Vandforekomsten er fortsat omfattet af undtagelse om forlængelse af fristen med henblik på gradvis forbedring og med den begrundelse som tidligere er anvendt (medmindre nye omstændigheder begrundet behovet for den yderligere forlængelse af fristen).
- 2) I bekendtgørelse om miljømål angives fristen for opfyldelse af målet til senest 22. december 2027.
- 3) I vandområdeplanerne og MiljøGIS gentages tidligere begrundelse med angivelse af fristen for opfyldelse af målet til senest 22. december 2027. Begrundelsen undlades i MiljøGIS, men fristen angives.
- 4) Ved rapportering angives tidligere begrundelse med angivelse af fristen for opfyldelse af målet til senest 22. december 2027.
- 5) Hvis den yderligere forlængelse af fristen ikke kan begrænses til senest 22. december 2027, fordi målet først vil blive nået senere på grund af naturlige forhold, vil det betyde det samme som ovenfor, pkt. 1-4 om forlængelse af fristen til efter 2027.

Særligt om vandforekomster med ukendt tilstand

Vandforekomster med ukendt tilstand, hvor målfristen i vandområdeplanerne 2009-2015 ("VP1") og VP2 var 2015, er i VP3 efter genbesøget forlænget til senest 2027 pga. tekniske årsager.

Ved anvendelse af fristforlængelse til efter 2027 for overfladevand udfyldes følgende anvendelsesskema:

Overfladevand, fristforlængelse til efter 2027 – Naturlige forhold
Identificerede påvirkninger
[Angivelse af den eller de påvirkninger, som neutraliseres med en indsats inden 2027]
Overfladevandområde eller gruppe af overfladevandområder
[Angivelse af antal]
Frist for god økologisk tilstand eller god kemisk tilstand eller begge
[Angivelse af mål hvor fristen forlænges til efter 2027]
Konkret begrundelse
[Angivelse af de naturlige forhold som gør at effekten af indsatsen gennemført inden 2027, først vil føre til, at målet nås efter 2027]
Betydning for andre vandforekomster og beskyttede områder
[Angivelse af fristforlængelsens betydning for andre vandforekomster (vandløb, søer, kystvand og grundvandsforekomster) og beskyttede områder (habitatnatur, drikkevandsforekomster, badevand, skaldyrvand og næringsstoffsomme områder)]
Overensstemmelse med anden EU-lovgivning
[Angivelse af om fristforlængelsen kræver fravigelse efter anden EU-lovgivning og/eller koordinering med øvrig planlægning – f.eks. havstrategi eller naturplanlægning]

Ved anvendelse af fristforlængelse til efter 2027 for grundvand udfyldes følgende anvendelsesskema:

Grundvand, fristforlængelse til efter 2027 – Naturlige forhold
Identificerede påvirkninger
[Angivelse af den eller de påvirkninger, som neutraliseres med en indsats inden 2027]
Grundvandsforekomst eller gruppe af grundvandsforekomster
[Angivelse af antal]
Frist for god kvantitativ tilstand eller god kemisk tilstand eller begge
[Angivelse af mål hvor fristen forlænges til efter 2027]
Konkret begrundelse
[Angivelse af de naturlige forhold som gør at effekten af indsatsen gennemført inden 2027, først vil føre til, at målet nås efter 2027]
Betydning for andre vandforekomster og beskyttede områder
[Angivelse af fristforlængelsens betydning for andre vandforekomster (vandløb, søer, kystvand og grundvandsforekomster) og beskyttede områder (habitatnatur, drikkevandsforekomster, badevand, skaldyrvand og næringsstoffølsomme områder)]
Overensstemmelse med anden EU-lovgivning
[Angivelse af om fristforlængelsen kræver fravigelse efter anden EU-lovgivning og/eller koordinering med øvrig planlægning – f.eks. havstrategi eller naturplanlægning]

5.8.2 Følgende gælder for fastsættelse af mindre strenge mål:

Ved fastsættelse af mindre strenge mål for overfladevand udfyldes følgende relevante anvendelsesskema:

Overfladevand, mindre strengt miljømål senest 2027 – tekniske årsager
Identificerede menneskelige påvirkninger
[Angivelse af den eller de påvirkninger, som ikke kan neutraliseres med en indsats]
Overfladevandområde eller gruppe af overfladevandområder
[Angivelse af antal]
Mål for økologisk tilstand eller kemisk tilstand eller begge og frist for opfyldelse
[Angivelse af det mindre strenge miljømål, f.eks.: Mindre strengt miljømål end god tilstand senest 22. december 2027: Samlet økologisk tilstand: Moderat økologisk tilstand - Vandplanter: God økologisk tilstand - Fytobenthos: Ukendt - Smådyr: Høj økologisk tilstand - Fisk: Ukendt Nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav: Overskridelse af miljøkvalitetskrav: - For Kobber (CAS 7440-50-8) i vand i indlandsvand med 11,45 µg/l Overholdelse af alle øvrige miljøkvalitetskrav Samlet kemisk tilstand: Ikke god kemisk tilstand EU-fastsatte miljøkvalitetskrav:

Overskridelse af generelt kvalitetskrav: - For Anthracen (CAS 120-12-7) i biota med 22,594 µg/kg VV - For Anthracen (CAS 120-12-7) i vand med 0,00052 µg/l Overholdelse af alle øvrige miljøkvalitetskrav]
Konkret begrundelse [Angivelse af de naturlige betingelser som ikke gør det teknisk muligt at forbedre overfladevandområdet, f.eks. at vandområdet er irreversibelt ødelagt]
Beskyttelse mod yderligere forringelse af tilstanden [Angivelse af om det er nødvendigt med foranstaltninger for at sikre mod yderligere forringelse af tilstanden og hvordan det vil ske]
Betydning for andre vandforekomster og beskyttede områder [Angivelse af det mindre strenge måls betydning for andre vandforekomster (vandløb, søer, kystvand og grundvandsforekomster) og beskyttede områder (habitatnatur, drikkevandsforekomster, badevand, skaldyrvand og næringsstoffølsomme områder)]
Overensstemmelse med anden EU-lovgivning [Angivelse af om det mindre strenge mål kræver fravigelse efter anden EU-lovgivning og/eller koordinering med øvrig planlægning – f.eks. havstrategi eller naturplanlægning]

Overfladevand, mindre strengt miljømål senest 2027 – uforholdsmæssigt store omkostninger
Identificerede menneskelige påvirkninger
[Angivelse af de påvirkninger, som forhindrer god tilstand. Hvis aktiviteterne, som påvirker vandområdet, ikke er ophørte, angives de miljømæssige og socioøkonomiske behov, som varetages ved aktiviteterne]
Overfladevandområde eller gruppe af overfladevandområder
[Angivelse af antal]
Mål for økologisk tilstand eller kemisk tilstand eller begge og frist for opfyldelse
[Angivelse af det mindre strenge miljømål, f.eks.: Mindre strengt miljømål end god tilstand senest 22. december 2027: Samlet økologisk tilstand: Moderat økologisk tilstand - Vandplanter: God økologisk tilstand - Fytobenthos: Ukendt - Smådyr: Høj økologisk tilstand - Fisk: Ukendt Nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav: Overskridelse af miljøkvalitetskrav: - For Kobber (CAS 7440-50-8) i vand i indlandsvand med 11,45 µg/l Overholdelse af alle øvrige miljøkvalitetskrav Samlet kemisk tilstand: Ikke god kemisk tilstand EU-fastsatte miljøkvalitetskrav: Overskridelse af generelt kvalitetskrav: - For Anthracen (CAS 120-12-7) i biota med 22,594 µg/kg VV - For Anthracen (CAS 120-12-7) i vand med 0,00052 µg/l Overholdelse af alle øvrige miljøkvalitetskrav]
Konkret begrundelse
[Angivelse af - Omkostninger ved at nå god tilstand - Værdi ved at nå god tilstand ud fra: ○ Vandforekomst, opland, hovedopland og distrikt F.eks. natur og biodiversitet, drikkevand, badevand, afbødning af virkninger fra oversvømmelser og tørre/klimatilpasning, havmiljø, rekreation, fiskeri]
Beskyttelse mod yderligere forringelse af tilstanden
[Angivelse af om det er nødvendigt med foranstaltninger for at sikre mod yderligere forringelse af tilstanden og hvordan det vil ske]
Betydning for andre vandforekomster og beskyttede områder
[Angivelse af det mindre strenge måls betydning for andre vandforekomster (vandløb, søer, kystvand og grundvandsforekomster) og beskyttede områder (habitatnatur, drikkevandsforekomster, badevand, skaldyrvand og næringsstoffølsomme områder)]
Overensstemmelse med anden EU-lovgivning
[Angivelse af om det mindre strenge mål kræver fravigelse efter anden EU-lovgivning og/eller koordinering med øvrig planlægning – f.eks. havstrategi eller naturplanlægning]

Ved fastsættelse af mindre strenge mål for grundvand udfyldes følgende relevante anvendelseskema:

Grundvand, mindre strengt miljømål senest 2027 – tekniske årsager
Identificerede menneskelige påvirkninger
[Angivelse af den eller de påvirkninger, som ikke kan neutraliseres med en indsats]
Grundvandsforekomst eller gruppe af grundvandsforekomster
[Angivelse af antal]
Mål for kvantitativ tilstand eller kemisk tilstand eller begge og frist for opfyldelse
[Angivelse af det mindre strenge miljømål, f.eks.: Mindre strengt miljømål end god tilstand senest 22. december 2027: Samlet kvantitativ tilstand: God kvantitativ tilstand senest 22. december 2015 Samlet kemisk tilstand: Ikke god kemisk tilstand senest 22. december 2027 - Overskridelse af miljøkvalitetskrav for x med x Overholdelse af alle øvrige kvalitetskrav]
Konkret begrundelse
[Angivelse af de naturlige betingelser som ikke gør det teknisk muligt at forbedre grundvandsforekomsten, f.eks. at grundvandsforekomsten er irreversibelt ødelagt]
Beskyttelse mod yderligere forringelse af tilstanden
[Angivelse af om det er nødvendigt med foranstaltninger for at sikre mod yderligere forringelse af tilstanden og hvordan det vil ske]
Betydning for andre vandforekomster og beskyttede områder
[Angivelse af det mindre strenge måls betydning for andre vandforekomster (vandløb, søer, kystvand og grundvandsforekomster) og beskyttede områder (habitatnatur, drikkevandsforekomster, badevand, skaldyrvand og næringsstoffølsomme områder)]
Overensstemmelse med anden EU-lovgivning
[Angivelse af om det mindre strenge mål kræver fravigelse efter anden EU-lovgivning og/eller koordinering med øvrig planlægning – f.eks. havstrategi eller naturplanlægning]

Grundvand, mindre strengt miljømål senest 2027 – uforholdsmæssigt store omkostninger
Identificerede menneskelige påvirkninger
[Angivelse af de påvirkninger, som forhindrer god tilstand. Hvis aktiviteterne, som påvirker grundvandsforekomsten, ikke er ophørte, angives de miljømæssige og socioøkonomiske behov, som varetages ved aktiviteterne]
Grundvandsforekomst eller gruppe af grundvandsforekomster
[Angivelse af antal]
Mål for kvantitativ tilstand eller kemisk tilstand eller begge og frist for opfyldelse
[Angivelse af det mindre strenge miljømål, f.eks.: Mindre strengt miljømål end god tilstand senest 22. december 2027: Samlet kvantitativ tilstand: God kvantitativ tilstand senest 22. december 2015 Samlet kemisk tilstand: Ikke god kemisk tilstand senest 22. december 2027 - Overskridelse af miljøkvalitetskrav for x med x Overholdelse af alle øvrige kvalitetskrav]
Konkret begrundelse
[Angivelse af - Omkostninger ved at nå god tilstand - Værdi ved at nå god tilstand ud fra: - o Vandforekomst, opland, hovedopland og distrikt F.eks. natur og biodiversitet og drikkevand]
Beskyttelse mod yderligere forringelse af tilstanden
[Angivelse af om det er nødvendigt med foranstaltninger for at sikre mod yderligere forringelse af tilstanden og hvordan det vil ske]
Betydning for andre vandforekomster og beskyttede områder
[Angivelse af det mindre strenge måls betydning for andre vandforekomster (vandløb, søer, kystvand og grundvandsforekomster) og beskyttede områder (habitatnatur, drikkevandsforekomster, badevand, skaldyrvand og næringsstoffølsomme områder)]
Overensstemmelse med anden EU-lovgivning
[Angivelse af om det mindre strenge mål kræver fravigelse efter anden EU-lovgivning og/eller koordinering med øvrig planlægning – f.eks. havstrategi eller naturplanlægning]

5.8.3 Naturgivne forhold og deres betydning ved brug af undtagelser og ved fravigelse af anvendte grænseværdier for god tilstand

Naturgivne forhold

Vandrammedirektivets undtagelsesbestemmelser om fristforlængelse, mindre strenge miljømål og midlertidige forringelser anvender betegnelser som "naturlige forhold", "naturlige betingelser" og "naturlig art". Derudover vil nogle naturgivne forhold ikke være en grund til fravigelse ved brug af undtagelsesbestemmelserne. Nedenfor angives anvisninger for differentiering, herunder hvor naturgivne forhold ikke vil være i uoverensstemmelse med vandrammedirektivets mål om god tilstand.

Fristforlængelse til efter 2027

Ved anvendelsen af fristforlængelse efter 2027 vil "naturlige forhold" være forhold, som gør, at den forbedrende effekt af en indsats vil strække sig over tid eller først indtræffe en tid efter indsatsens gennemførelse.

Mindre strenge miljømål

Ved anvendelse af mindre strenge miljømål vil "naturlige betingelser" være forhold, som gør, at det vil være teknisk meget vanskeligt eller teknisk helt umuligt at forbedre en vandforekomsts tilstand.

Midlertidige forringelser

Ved midlertidige forringelser vil omstændigheder af "naturlig art" være forhold som langvarige tørker eller voldsomme oversvømmelser.

God tilstand

Naturgivne forhold som naturlig lav vandføring, naturlig saltvandspåvirkning, naturlige baggrunds niveauer, skygge fra naturlig vegetation, fugle, fisk, bæver, odder mv. er en naturlig del af vandøkosystemerne. Sådanne forhold er ikke omfattet af vandrammedirektivets undtagelsesbestemmelser om fristforlængelse, mindre strenge miljømål eller midlertidige forringelser.

God økologisk tilstand

Høj økologisk tilstand, der er referencetilstanden for god økologisk tilstand, udgør uberørte forhold. God økologisk tilstand er udtryk for en mindre afvigelse fra uberørte forhold på grund af *menneskelig aktivitet*. Målet om god økologisk tilstand rummer dermed den variation og dynamik, som vil være i et uberørt vandøkosystem, og indsatskravet er rettet mod menneskelig aktivitet og ikke naturgivne forhold.

Hvis en fravigelse af anvendte grænseværdier for målet om god økologisk tilstand/godt økologisk potentiale derfor kun skyldes naturgivne forhold og ikke menneskelig aktivitet, vil vandområdets tilstand på trods af den registrerede fravigelse svare til god økologisk tilstand/godt økologisk potentiale. Det betyder:

- 1) Vandområdet er på trods af fravigelsen ikke omfattet af en undtagelse.
- 2) I vandområdeplanerne og MiljøGIS angives årsagen til, at tilstanden ikke svarer til målet ved de anvendte grænseværdier, og at der ikke er identificeret menneskelig aktivitet, der medfører, at tilstanden ikke vil svare til god økologisk tilstand/godt økologisk potentiale ud fra de normative definitioner.
- 3) Ved rapportering angives, at vandområdet har god økologisk tilstand/godt økologisk potentiale.
- 4) Hvis de naturgivne forhold er permanente og karakteristiske for flere vandområder, kan der alt afhængigt af omfang defineres nye vandområdetyper ved forberedelsen af kommende planperioder.

5.8.4 Uafklarede forhold og indsats efter 2027

I forbindelse med genbesøget er der, hvor en vandforekomst ikke med sikkerhed kan forventes at nå sin målsætning til den angivne frist og vandforekomsten ikke kan omfattes af en undtagelse jf. ovenstående, angivet hvilke udeståender, der forventes at være for vandforekomsten. Denne angivelse vises på MiljøGIS samt vandplandata.dk under betegnelsen henholdsvis "ikke afklarede forhold" og "ikke afklaret". For de vandforekomster, hvor dette er tilfældet, vil angivelsen af undtagelse fra vandområdeplanerne 2021-2027 blive bibeholdt, da der ikke kan fastlægges en mere korrekt undtagelse.

De uafklarede forhold kan f.eks. skyldes, at der fortsat mangler viden, at den nødvendige indsats fortsat udestår, at der er ukendt tilstand, m.m.

6. Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram

6.1 Generelt vedr. opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram

Indsatsbehovet opgøres som princip som differencen mellem den maksimalt mulige påvirkning ved målopfyldelse og den forventede påvirkning i 2027 (baseline 2027). Den forventede påvirkning i 2027 beregnes som den nuværende påvirkning korrigeret for effekterne af allerede planlagte tiltag til reduktion af påvirkningen, herunder særligt de indsatser, der er realiseret eller har fået meddelt tilsagn om tilskud til gennemførelse i vandplaner for anden planperiode (2015-2021) samt øvrig forventet udvikling.

De supplerende indsatser fastlægges ud fra en vurdering af de mest omkostningseffektive indsatser med henblik på at opnå miljømålene i vandområdeplanerne.

I de tilfælde, hvor der ved fastlæggelse af konkrete miljømål fastlægges en forlænget frist med henblik på en gradvis opfyldelse af miljømålene, skal det vurderes, at indsatsprogrammets grundlæggende foranstaltninger vil sikre, at de omhandlede vandområders tilstand ikke forringes og overordnet set vil bidrage til gradvist at bringe vandområderne i overensstemmelse med den krævede tilstand inden udløbet af de forlængede frister. Det skal herved vurderes, om det er tilstrækkeligt at fastlægge de yderligere foranstaltninger, som anses for nødvendige for at bringe vandområderne i overensstemmelse med den krævede tilstand i forbindelse med tredje vandplanperiode 2021 - 2027.

Fastlæggelsen af indsatsprogrammet udmønter regeringens beslutning herom.

6.2 Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for vandløb

6.2.1 Indsatsbehov

Vandområder, der vurderes ikke at ville opfylde målsætningen i 2027, opgøres som angivet i afsnit 4.1 Generelt om miljømål. Indsatsbehov er vurderet for såvel naturlige som kunstige og stærkt modificerede vandløb.

Hvor der er konstateret et fysisk indeks (DFI) under 0,36 i vandløb med et opland > 10 km² eller DFI under 0,41 i vandløb med et opland < 10 km² eller hvor kommuner i forbindelse med forslag til indsatsprogrammer har vurderet, at en fysisk indsats er nødvendig for at sikre fuld målopfyldelse i et vandområde, vurderes den primære årsag til manglende målopfyldelse at være forringede fysiske forhold.

I vandløb med gode fysiske forhold - et fysisk indeks på mindst 0,5 - og hvor der ikke foreligger viden om en væsentlig okkerbelastning samt hvor der ikke er fastlagt en fysisk indsats, vurderes årsagen til en evt. utilfredsstillende faunaklasse som udgangspunkt at være spildevandspåvirkning.

Hvor okkerkoncentrationen i vandløbene er målt til mindst 0,5 mg/l (okker, ferrojern FE++), vurderes der at være behov for en indsats til begrænsning af okker.

6.2.2 Fastlæggelse af indsatsprogram

Forbedring af de fysiske forhold, herunder fjernelse af spærringer – indsatser fastlagt i vand-områdeplanerne 2021-2027

Kommunerne har i samarbejde med de 23 lokale vandråd i perioden december 2019 - november 2020 udarbejdet og fremsendt forslag til indsatsprogram for forbedring af de fysiske forhold i vandløbene. Rammerne for dette arbejde fremgår af Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljøs hjemmeside om vandråd: <https://sgavmst.dk/vandmiljoe/vandomraadeplaner/overblik-vandomraadeplanerne-2021-2027/vandraad-2019-2020>.

Kommunernes forslag til indsatsprogram er som det klare udgangspunkt imødekommet i det forslag til indsatsprogram, der har været i høring, idet der er foretaget en gennemgang af indberetningerne og en mindre tilretning af forslagene med fokus på følgende forhold:

- Hvis kommunen har anført forhold, der står tvivl om, hvorvidt indsatsen vil sikre, at det ikke er de fysiske forhold, der hindrer målopfyldelse i hele det pågældende vandområde, er indsatsen ikke medtaget i forslag til indsatsprogrammet for vandområdeplanerne 2021-2027.
- Rørlængder der er vurderet ikke at være retvisende, er tilrettet efter inddragelse af kommunen.
- Enkelte indsatstyper er blevet ændret efter dialog med kommunerne. Fx hvis en længere rørlægning har været angivet som fysisk spærring og ikke en rørlægning. Eller hvis kombinationer af indsatser ikke har syntes meningsfyldte, er kommunen kontakttet.

I forhold til indsatsen over for okker lægges kommunernes forslag til indsatsprogram ligeledes til grund. Kommunernes forslag er baseret dels på Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljøs korttema over okkervandløb stillet til rådighed for kommunerne i forbindelse med disses arbejde med forslag til indsatsprogram og dels på lokal viden.

Forbedring af de fysiske forhold, herunder fjernelse af spærringer – indsatser fastlagt i genbesøget af vandområdeplanerne 2021-2027

Forud for genbesøget af vandområdeplanerne 2021-2027 er det fysiske indsatsbehov opgjort for vandløbene. Dette er sket med udgangspunkt i tilstandsvurderingen og det fysiske indeks for det enkelte vandområde som beskrevet i afsnit 5.2.1 ovenfor.

Der er som udgangspunkt fastlagt indsats for alle de vandområder, hvor der er et indsatsbehov. Indsatsen er som udgangspunkt fastlagt som et strækningsbaseret indsatsbehov. Hvor der ud fra indmeldingerne fra vandrådene forud for vandområdeplanerne 2021-2027 er oplysninger om den nødvendige indsats, vil indsatsen dog være fastlagt med konkrete virkemidler. For de resterende vandområder vil de konkrete virkemidler blive valgt i forbindelse med kommuneinddragelsen som beskrevet i afsnittet "Vandplanlægning kort fortalt" i indledningen.

Indsatsen for spærringer, herunder rørlægninger, er udvalgt for alle der vurderes at have væsentlig betydning for muligheden for målopfyldelse og som på nuværende tidspunkt er registreret med spærrende forhold hos styrelsen. Dette betyder, at der generelt ikke er fastlagt indsats for de spærringer, der har mindre end 2 km målsat vandløb opstrøms, da det er vurderingen, at spærringerne ikke har afgørende betydning for muligheden for at opnå de fastlagte mål i vandløbssystemerne som helhed.

Videreførelse af indsats fra anden til tredje planperiode

Ud fra en samlet vurdering af indsatsprogrammet fra anden planperiode i forhold til omkostningseffektivitet og miljømæssig gevinst, er der foretaget en vurdering af hvilke indsatser, der

bør videreføres til tredje planperiode. Der skelnes i det følgende mellem VP1-indsatser, som er indsatser, der blev fastlagt i første planperiode og efterfølgende overført til anden planperiode, og VP2-indsatser, der først blev fastlagt i anden planperiode.

Alle VP1-spærringsindsatser med mindre end 2 km målsat vandløbsstrækning ovenfor videreføres ikke til vandområdeplanerne 2021-2027, med mindre der er givet tilsagn til forundersøgelse i perioden fra 2018 og frem, eller gennemført forundersøgelse i 2018 og frem samt indsatser, der har fået tilsagn til realisering i samme periode.

En indsats videreføres ikke til vandområdeplanerne 2021-2027, såfremt indsatsen i et vandområde alene består af: 1) VP1-restaurering *eller* VP1-genåbning, eller 2) VP1-restaurering og VP1-genåbning eller 3) Både VP1-restaurering, VP1-genåbning og VP1-spærringsfjernelse. Førnævnte indsatser videreføres dog i de tilfælde hvor der er givet tilsagn til forundersøgelse i perioden 2018 og frem eller gennemført forundersøgelse i 2018 og frem samt indsatser, der har fået tilsagn om realisering i samme periode.

VP2-indsatser samt forslag til VP3-indsatser, der er placeret i samme vandområde som en spærringsindsats, der ikke er videreført, udgår af indsatsprogrammet for vandområdeplanerne 2021-2027, idet de antages at være en del af et samlet projekt, som ikke giver mening, når spærringerne ikke fjernes.

Endvidere videreføres ikke indsatser, der er fritaget for gennemførelse, når indsatsen er vurderet ikke at give miljømæssig mening. Endelig videreføres ikke strækningsbaserede indsatser beliggende på vandområder, der har opnået målopfyldelse, jf. basisanalysen af december 2019. Dette gælder dog ikke for okkerindsatser i vandområder, hvor de udgør eneste indsats.

Uanset ovenstående, så videreføres samtlige af de indsatser, som der er søgt om tilskud til i ansøgningsrunden i efteråret 2022. Endvidere videreføres alle ikke-gennemførte indsatser, som har et gældende tilsagn om tilskud til realisering for at sikre den juridiske forpligtelse til at gennemføre dem.

Ændringer, skæringsdato og økonomi

I tredje planperiode er flere virkemidler samlet under én indsatstype for at sikre så stor fleksibilitet som mulig i forbindelse med gennemførelsen af indsatserne, jf. afsnit 4.2.1.2 i vejledning til indsatsbekendtgørelsen².

Det skal nævnes, at opgørelserne af indsats over for fjernelse af fysiske spærringer i VP3 indeholder åbning af rørlagte strækninger (over 20 meter), som er placeret på vandløbsstrækninger med målopfyldelse, således at effekten i form af sikring af kontinuitet heraf medregnes. Mens opgørelsen over for fjernelse af fysiske spærringer i genbesøget indeholder åbning af rørlagte strækninger (over 20 meter).

Afgørelser, gennemførte indsatser og indmeldte rettelser i perioden fra medio 2025 til vedtagelsen af genbesøget, vil ikke være afspejlet i indsatsbekendtgørelsen.

Den tilhørende økonomi oplyses i genbesøget.

I genbesøget er virkemidlerne "Etablering af miniådal med genslyngning" og "Etablering af dobbeltprofil", introduceret som indsats i udvalgte vandområder. Udvælgelsen er sket på baggrund af tidligere indmeldinger fra vandrådet forud for vandområdeplanerne 2021-2027.

² <https://mim.dk/media/225714/udkast-vejledning-til-indsatsprogram-vp3.pdf>

6.3 Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for søer

6.3.1 Indsatsbehov

For søer, hvor der foreligger en opgørelse af belastningen, anvendes nedenstående empiriske modeller til at beregne målbelastning og indsatsbehov. I øvrige søer, fortrinsvis mindre søer, som ikke har afløb, kan der ikke opgøres et indsatsbehov. For søer med målopfyldelse og søer med ukendt tilstand angives ikke noget indsatsbehov.

Målbelastningen beregnes ved en kombination af nedenstående tre typer af empiriske modeller.

- 1) Model for sammenhæng mellem kvalitetselementer (klorofyl, fytoplankton og vegetation) og sommermiddel fosforindhold
- 2) Model for sammenhæng mellem sommermiddel fosforindhold og årsmiddel fosforindhold
- 3) Model for sammenhæng mellem indløbskoncentration og årsmiddel fosforindhold i søen

Sammenhæng mellem kvalitetselementerne klorofyl, fytoplankton, makrofyter, fyto-benthos fisk og sommermiddel fosforindhold

Der er opstillet empiriske sammenhænge, der kan anvendes til at vurdere, hvilket fosforniveau der forventes at føre til målopfyldelse (målkonzentration) i forskellige søtyper. Alle målkonzentrationer er angivet som vægtede sommergennemsnit. Beregningen er baseret på regressionsberegninger af sammenhænge mellem fosfor og kvalitetselementerne fytoplankton, klorofyl, makrofyter, fyto-benthos og fisk. Der er en vis spredning omkring regressionen, der som gennemsnitsbetragtning betyder, at ved de angivne målkonzentrationer vil halvdelen af søerne være i målopfyldelse. Målkonzentrationer svarende til empiriske sammenhænge for hvert af kvalitetselementerne samt for klorofyl a er beregnet. De empiriske sammenhænge kan findes i DCE faglig rapport nr. 139, 2015, DCE faglig rapport nr. 324, 2019, DCE faglig rapport nr. 330, 2019 og DCE faglig rapport nr. 365, 2020. Som udgangspunkt er målkonzentrationen fastlagt ud fra det, for søtypen, mest sensitive kvalitetselement. Målkonzentrationer er for hver søtype beregnet ud fra kvalitetselementernes EQR niveau svarende til god/moderat grænsen eller klorofyl a niveauet svarende til god/moderat grænsen for klorofyl (jf. Bekendtgørelse om overvågning af over- fladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om natur- overvågning af internationale naturbeskyttelsesområder (overvågningsbekendtgørelsen)).

Målkonzentrationer for søtype 9 og 10 er uændrede i forhold til VP2 (retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplaner 2015-2021), idet anvendelse af bunddyr og fyto-benthos ikke giver anledning til ændringer i målkonzentrationerne. De anvendte sammenhænge og resulterende målkonzentrationer fremgår af tabellen nedenfor. For søtype 2, 6, 11, 12, 14 og 15 er målkonzentrationen fra lignende søtyper anvendt.

Tabel 1: Målkonzentrationer for sommermiddelkoncentration af fosfor for forskellige søtyper.

Søtype	1	2	5	6	9	10	11	12	13	14	15
Fosfor [mg P L ⁻¹] (VP3)	0,030	0,030	0,029	0,029	0,053	0,031	0,053	0,053	0,061	0,061	0,061
Anvendt kvalitetselement	Fytoplankton		Fytoplankton						Fytoplankton		

Anvendt regres- sion	EQR=1,38-0,528 log ₁₀ TP	1)	EQR=1,15-0,375*log ₁₀ TP	2)	Uæn- dret	Uæn- dret	3)	3)	EQR=1,76-0,651* log ₁₀ TP	4)	4)
Litteraturrefe- rence	DCE rap- port nr. 365, 2020		DCE rap- port nr. 365, 2020		DCE rap- port nr. 139, 2015	DCE rap- port nr. 139, 2015			DCE rap- port nr. 365, 2020		DCE rap- port nr. 330, 2019

- 1) Målkonzentration følger søtype 1
2) Målkonzentration følger søtype 5
3) Målkonzentration følger søtype 9
4) Målkonzentration følger søtype 13

Til at omregne mellem års- og sommermiddel-konzentrationer af TP (TP_{år}, TP_{sommer}) i henholdsvis lavvandede og dybe søtyper anvendes følgende formler jf. rapporten "Sammenhænge mellem næringsstofftilførsel og søkonzentration i danske søer. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 138, 2015.

Lavvandede søtyper, typerne 1, 3, 5, 7, 9, 11, 13 og 15	$TP_{\text{år}} = 0,5848 \cdot (TP_{\text{sommer}})^{0,8508}$ R ² =0,95
Dybe søtyper, typerne 2, 4, 6, 8, 10, 12 og 14	$TP_{\text{år}} = 0,5517 \cdot (TP_{\text{sommer}})^{0,7196}$ R ² = 0,87

TABEL 5.3.1. OMREGNING MELLEM SOMMER OG -ÅRS MIDDEL FOSFORKONCENTRATION.

Ved omregning fra årsmiddel til sommermiddel benyttes nedenstående sammenhænge, som bl.a. kan bruges ved sammenligning mellem målte sommermidler og værdier beregnet ud fra fosforbelastningen.

Lavvandede søtyper, typerne 1, 3, 5, 7, 9, 11, 13 og 15	$TP_{\text{sommer}} = 1,6588 \cdot (TP_{\text{år}})^{1,1176}$ R ² =0,95
Dybe søtyper, typerne 2, 4, 6, 8, 10, 12 og 14	$TP_{\text{sommer}} = 1,4072 \cdot (TP_{\text{år}})^{1,2114}$ R ² = 0,87

TABEL 5.3.2. OMREGNING MELLEM ÅRS- OG SOMMER MIDDEL FOSFORKONCENTRATION.

Ud fra den beregnede årsmiddel koncentration ved målopfyldelse beregnes nu målbelastningen gennem en model for sammenhæng mellem indløbskoncentration og årsmiddel fosforindhold i søen.

Den såkaldte modificerede OECD model bruges til omregning mellem den årgennemsnitlige totalfosforkonzentration i søen (TP_{sø}) og den gennemsnitlige indløbskoncentration (TP_{indløb}), idet sammenhængen afhænger af den hydrauliske opholdstid (t_w, år) jf. DCE fagligt rapport nr. 376, 2020. Modellen er opstillet på sødata for søer, hvor mindst halvdelen af den estimerede fosfortilførsel stammer fra målte data. Modellen er opstillet på basis af data fra perioden 2000-2018.

Alle søer	$TP_{sø} = 3,428 \cdot TP_{indløb}^{1,483} / (1 + \sqrt{t_w})^{0,596}$ $R^2 = 0,59$	$TP_{indløb} = (TP_{sø} \cdot (1 + \sqrt{t_w})^{0,596} / 3,428)^{1/1,483}$
------------------	--	--

TABEL 5.3.3.

For søer, hvor Vollenweider-modellen, $TP_{sø} = TP_{indløb} / (1 + \sqrt{t_w})$, vurderes at passe bedre på søen, kan denne model anvendes. Vollenweidermodellen anvendes i enkelte dybe søer ud fra en samlet vurdering af belastning, modelberegnet og målt koncentration i søen, eksempelvis hvor den OECD modelberegnete koncentration i søen er væsentligt højere end den målte.

På baggrund af de nævnte modeller opgøres søernes målbelastning i kg P/år. Herefter opgøres indsatsbehovet ved at trække målbelastningen fra den opgjorte baselinebelastning. Der henvises i øvrigt til bilag 1 i dette dokument, der giver en nærmere beskrivelse af opgørelsen af indsatsbehovet.

6.3.2 Fastlæggelse af indsatsprogram

I indsatsprogrammet for søer i Vandområdeplan 2021-2027 II indgår følgende konkrete supplerende indsatser:

- Gennemførelse af sørestauration
- Etablering af fosforvådområder
- Opkøbsordning for dambrug
- Etablering af træer langs vandløb
- Spildevandsindsatser

Sørestauration

Udpegningen af søer til restaurering sker på følgende grundlag:

- 1) Den eksterne fosforbelastning skal være tilstrækkelig lav til at nå målopfyldelse
- 2) Restaureringen skal medføre målopfyldelse på både kort og langt sigt
- 3) Det vurderes, at søen ikke kan opnå målopfyldelse inden for 1-2 vandområdeplanperioder uden en aktiv indsats
- 4) Søen vurderes at have intern belastning med fosfor og/eller har manglende målopfyldelse eller ukendt tilstand for fisk
- 5) Søen skal som udgangspunkt kun udpeges til sørestauration, hvis den tilhører en typologi, for hvilken der eksisterer positive erfaringer i forhold til at opnå målopfyldelse ved sørestauration. Brakvandssøer og brunvandede søer med et højt farvetal udpeges på denne baggrund som udgangspunkt ikke til sørestauration.

Restaureringen skal kun gennemføres, hvis disse forhold og andre betingelser, der knytter sig til de metoder, der bliver valgt, er opfyldt, jf. Vejledning for gennemførelse af sørestauration, videnskabelig rapport fra DCE nr. 382, 2020. Inden restaurering iværksættes, skal kommunen gennemføre en forundersøgelse med henblik på at fastlægge, om de opstillede kriterier for gennemførelse af restaurering er opfyldt, samt hvilken restaureringsmetode, der skal anvendes.

Fosforvådområder

Fordelingen af fosforvådområder mellem hovedvandoplande foretages forholdsmæssigt ud fra det enkelte hovedvandoplands andel af det samlede indsatsbehov. For hovedvandoplande, hvor den beregnede indsats er på under 50 kg fosfor, udtages denne indsats af hovedvandoplandet og fordeles forholdsmæssigt på oplande med indsatser større end 50 kg.

Opkøbsordning for dambrug

Der foretages ikke i vandområdeplanerne en fordeling af ressourcer til opkøbsordningen for dambrug. Vejledning om tilskud til opkøb af dambrug med henblik på ophør af dambrugsdrift kan findes på Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljøs hjemmeside.

Etablering af træer langs vandløb

Fordelingen af træer langs vandløb mellem hovedvandoplande foretages forholdsmæssigt ud fra det enkelte hovedvandoplands andel af det samlede indsatsbehov og den samlede potentielle effekt på hovedvandoplandsniveau for type 1 og type 2 vandløb.

Spildevandsindsatser

Indsatser over for spildevandspåvirkning af søer er målrettet udledning af fosfor fra renseanlæg og regnbetingede overløb, se afsnit 5.6.2.2.

Ud over de beskrevne indsatser, vil også andre dele af vandområdeplanens indsatsprogram bidrage til at forbedre søernes tilstand. Det gælder f.eks. øget spildevandsrensning og udtagning af lavbundsarealer, når de udmøntes opstrøms søer.

Overførte indsatser fra VP1 og VP2

Endvidere medtages indsatser fra første og anden planperiode, som ikke er gennemførte, og som ud fra en samlet vurdering af indsatsprogrammet i forhold til omkostningseffektivitet og miljømæssig gevinst, er vurderet til at skulle videreføres til tredje planperiode.

Det gælder ikke-gennemførte P-vådområdeindsatser, som har fået tilsagn om midler til gennemførelse og sø restaureringsindsatser - bortset fra de indsatser, hvor forundersøgelser har vist, at det ikke er fagligt eller økonomisk hensigtsmæssigt at gennemføre projektet.

Det er kommunerne, der er ansvarlige for gennemførelsen af de forskellige indsatser. Information om de forskellige tilskudsordninger findes på Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljøs hjemmeside.

6.4 Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for kystvande

6.4.1 Indsatsbehov

Kystvandenets indsatsbehov i forhold til næringsstoffer opgøres som princip som differencen mellem den maksimalt mulige påvirkning ved målopfyldelse (målbelastning) og den forventede påvirkning i 2027 (baseline 2027). Der henvises i øvrigt til bilag 1 i dette dokument, der giver en nærmere beskrivelse af opgørelsen af indsatsbehovet.

Målbelastningen fastlægges som en dansk målbelastning for landbaserede næringsstofkilder, der understøtter, at der kan opnås god økologisk tilstand, og hvor der er taget højde for andelen af den nødvendige forbedring af miljømålsindikatorerne, som danske landbaserede næringsstofkilder kan regulere. Målbelastningerne er fastlagt med udgangspunkt i antagelser om den fremtidige udvikling i andre landes landbaserede næringsstofudledninger, samt antagelser om udviklingen i danske og udenlandske atmosfærebidrag. Information om metoder til fastlæggelse af danske landbaserede næringsstofudledninger kan findes på Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljøs hjemmeside under 'Vandområdeplanerne 2021-2027, Supplerende oplysninger, Belastning', og information om belastningsniveauer anvendt i beregningen af danske målbelastninger findes under 'Vandområdeplanerne 2021-2027, Supplerende oplysninger, Kystvande'.

Målbelastning og indsatsbehovet opgøres med bistand fra Aarhus Universitet (DCE), DTU Aqua og DHI, ved hjælp af Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljøs modelværktøjer, som er udviklet af Aarhus Universitet (DCE) og DHI og benyttes i genbesøget. Modelværktøjerne er forbedret og videreudviklet på baggrund af nyeste forskningsviden samt anbefalinger fra den internationale evaluering af de marine modeller bag vandområdeplan 2015-2021. Se

baggrundsrapporter herom på hjemmesiden under 'Vandområdeplanerne 2021-2027, Supplerende oplysninger, Kystvande' samt 'Vandområdeplanerne 2021-2027, Second Opinion'.

Fiskeriets påvirkning af kystvandenenes miljøtilstand er belyst ved projekter udført af DTU AQUA og Aarhus Universitet (DCE). Der er også foretaget vurderinger af betydningen af andre presfaktorer end næringsstoffer i forhold til kystvandenenes miljøtilstand, herunder betydningen af råstofindvinding, klappning og slusedrift. Se baggrundsrapporter og notater herom på hjemmesiden under 'Vandområdeplanerne 2021-2027, Supplerende oplysninger, Kystvande'.

6.4.2 Fastsættelse af indsatsprogram

Ved opgørelse af effekt af indsats indregnes effekt af yderligere indsats (ud over baseline). Der henvises til beskrivelse af indsatser i udkast til vandområdeplaner for 2021-2027 afsnit 7.4.1. Indsatsbehovet for kvælstof til kystvande løftes via spildevandsindsatser, indsatser finansieret via EU's fælles landbrugspolitik (CAP), markregulering og udtagningsindsats.

I fordelingen af indsatser er effekt af CAP fordelt på hele landbrugsarealet. CAP-elementerne dækker over ordningerne Klima- og miljøvenligt græs, kravet til GLM 8 og muligheden for at benytte bruttoarealmodellen. CAP-elementerne er opgjort i hektarer og fordeles "jævnt" på hele markarealet således, at alle oplande med marker får udlagt den samme andel i forhold til markarealet

Den teknisk forudsatte indregning af markregulering med en effekt på ca. 7.900 ton N pr. år til kyst fordeles til oplande med yderligere indsatsbehov efter CAP og spildevandsindsats. Dette fordeles ud fra efterafgrødegrundarealet indtil indfrielse af indsatsbehov eller op til en fælles maksimal andel af efterafgrødegrundarealet for de kystvand deloplande, der ikke får opfyldt indsatsbehovet med denne indsats.

Indsatsbehov, som ikke er løst med ovenstående virkemidler, indregnes foreløbigt som udtagningsindsats. De lokale treпарter skal igangsætte omlægningsplaner i oplande med markregulering og udtagningsindsats med udgangspunkt i, at arealomlægningen er hovedmotoren i indsatsen.

6.5 Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for grundvand

6.5.1 Indsatser

Indsatser for grundvand vurderes på baggrund af grundvandsforekomster i ringe kvantitativ tilstand og opgøres i forhold til overudnyttelse af grundvandsressourcen enten med hensyn til grundvandets vandbalance, grundvandets påvirkning af overfladevand og terrestrisk natur samt indtrængning af saltvand eller andet i grundvandet. Det kan for eksempel være indsatsbehov i forhold til at reducere eller undlade at øge vandindvindingen af hensyn til vandføringen i vandløb eller for at reducere overudnyttelse af en grundvandsforekomst.

Indsatser for grundvand vurderes på baggrund af grundvandsforekomster i ringe kemisk tilstand og opgøres i forhold til den kemiske tilstandsvurdering af grundvandet, kemiske trends samt indtrængning af saltvand eller andet.

6.5.2 Fastlæggelse af indsatsprogram

Et kvantitativt indsatsbehov kan afhjælpes ved tildelingen af vandindvindingstilladelser, ved at tilrettelægge vandindvindingsstrukturen, så vandindvindingen og forsyningsstrukturen påvirker grundvandsressourcen minimalt. Det kan for eksempel ske ved at sprede sin indvinding på flere kildepladser og indvindingsboringer.

Relateret til grundvand er der umiddelbart fire virkemidler, der kan tages i anvendelse til

afhjælpning af påvirkning af vandløb som følge af indvinding af vand: Nedjustering af indvindingstilladelser, flytning af kildepladser, udpumpning af grundvand til overfladevandforekomster eller virkemidler afhængig af lokale forhold, fx udledning af rensset spildevand til vandløb eller udledning af opmagasineret vand.

Med hensyn til grundvandets kemiske tilstand og trend oplyses det i vandområdeplanerne 2021-2027, at den grundlæggende beskyttelse af grundvandet som udgangspunkt varetages af den generelle miljøregulering primært i form af sprøjtemiddelstrategien, den nationale godkendelsesordning for anvendelse af pesticider, gødningsregler, herunder den politiske aftale om målrettet regulering som led i Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug 2021, den offentlige indsats over for jordforurening og de kommunale indsatsplaner for grundvandsbeskyttelse.

Der fastlægges i vandområdeplanerne 2021-2027 ikke yderligere konkrete indsatser på forekomstniveau.

6.6 Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for punktkilder

6.6.1 Indsatsbehov

Indsatsbehovet udgøres af vandløb med gode fysiske forhold, dvs. vandløb med et fysisk indeks på mindst 0,5, hvor der ikke foreligger viden om en væsentlig okkerbelastning, hvor der ikke er fastlagt en fysisk indsats, og hvor spildevandspåvirkning er årsag til, at miljømålet for smådyrsfaunaen er i risiko for ikke at blive opfyldt i 2027. Derudover udgøres indsatsbehovet af otte konkrete søer med et indsatsbehov over for fosfor, hvor fosforudledningen fra regnbetingede udledninger udgør over 20 % af fosforbelastningen i den enkelte sø.

I retningslinjernes bilag 3 beskrives forudsætninger for beregninger af udledninger fra punktkilder (status, baseline og indsatser).

6.6.2 Fastlæggelse af indsatsprogram

Spredt bebyggelse, regnbetingede overløb og renseanlæg

6.6.2.1 Vandløb

Vandområdeplaner 2015-2021 indeholdt indsatser over for ukloakerede ejendomme i spredt bebyggelse, regnbetingede udledninger fra overløb og renseanlæg. Spildevandsindsatser fra vandområdeplaner 2015-2021 videreføres som udgangspunkt ikke i vandområdeplaner 2021-2027, da det forudsættes, at disse indsatser er gennemført inden udgangen af anden planperiode. Der kan dog på grund af særlige omstændigheder i visse kommuner være behov for at videreføre dele af spildevandsindsatser fra anden planperiode i tredje planperiode.

Afgrænsning af vandløb, hvortil der kan fastlægges spildevandsindsatser

I forbindelse med udarbejdelse af basisanalysen for vandområdeplaner 2021-2027 blev der identificeret vandløb, der bl.a. pga. spildevandspåvirkning er i risiko for ikke at kunne opfylde miljømålet i 2027. Disse vandløb er blevet gennemgået i henhold til nedenstående retningslinjer, og der er på den baggrund fundet ca. 460 km vandløb, hvor spildevandspåvirkning kan være årsag til, at vandløbene er i risiko for ikke at kunne opfylde miljømålet i 2027. Ud over vandløb, der er indeholdt efter de nedenstående kriterier, indgår vandløb, for hvilke der i 2019 blev gennemført et måleprogram for påvirkninger af udledninger fra regnbetingede overløb.

1. På trods af allerede gennemførte eller vedtagne tiltag er der risiko for, at vandløbet ikke vil kunne opfylde miljømålet for det biologiske kvalitetselement smådyrsfaunaen i 2027.
2. Vandløbet har gode fysiske forhold. Det betyder her, at vandløbet har en fysisk indekssværdi (DFI) på 0,5 eller højere.
3. Vandløbet er ikke væsentligt påvirket af okker, dvs. vandløbet har en okkerkoncentration på under 0,5 mg/l (okker, ferrojern Fe^{2+}).
4. Vandløbet har ikke i tidligere vandområdeplaner været omfattet af indsats. Der kan dog fastlægges indsats til disse vandløb, hvis det konkret vurderes, at der er behov for yderligere indsats, hvis miljømålet for vandløbet skal kunne opnås.
5. Vandløbet er ikke udpeget som blødbundsvandløb, da disse vandløb ikke har et miljømål for smådyrsfaunaen.
6. Der fastlægges ikke spildevandsindsatser af hensyn til vandløb, hvortil der på baggrund af vandrådenes indmelding fastlægges en vandløbsindsats.

På den baggrund er der for vandløb udpeget de spildevandsindsatser, der skal gennemføres i tredje planperiode.

Fastlæggelse af spildevandsindsatser i vandløb

Der kan fastlægges spildevandsindsats på renseanlæg, regnbetingede udledninger fra overløb eller ukloakerede ejendomme i spredt bebyggelse.

Spildevandsindsatser i vandområdeplaner 2021-2027 til ovenfor identificerede ca. 460 km vandløb fastlægges i henhold til nedenstående retningslinjer.

1. Der kan som udgangspunkt fastlægges en indsats på renseanlæg og ukloakerede ejendomme i spredt bebyggelse i oplandet til et vandløb, hvis spildevandsudledninger giver anledning til en BI5-koncentration i vandløbet på 1,5 mg/l eller højere.
2. Der kan som udgangspunkt fastlægges en indsats på regnbetingede udledninger fra overløb i oplandet til et vandløb, hvis udledningen giver anledning til en lavere faunaklasse nedstrøms udledningen end faunaklassen umiddelbart opstrøms udledningen. For vandløb, hvor miljømålet ikke er opfyldt, og hvor der er anden viden om en betydelig belastning fra overløb (mængder/frekvens), kan der også fastlægges en indsats på regnbetingede udledninger fra overløb.
3. Der fastlægges som udgangspunkt kun indsats over for én punktkildetype per vandområde, idet den mest omkostningseffektive løsning prioriteres først.

Spildevands indhold af iltforbrugende stoffer, herunder let omsætteligt organisk stof (BI5), fjerner ilt fra vandløbet og har derved negativ indvirkning på det biologiske kvalitetselement smådyrsfaunaen. Ved BI5-koncentrationer i vandløbet på 1,5-3,0 mg/l aftager sandsynligheden for opnåelse af faunaklasse 5 kraftigt. Ved BI5-koncentrationer over 3,0 mg/l er der meget lille sandsynlighed for målopfyldelse (Aarhus Universitet, 5. dec. 2016).

Til beregninger af BI5-koncentrationer i vandløb anvender Miljøstyrelsen enhedstal for spildevandspåvirkningen i spildevandsbekendtgørelsen og virkemidler over for punktkilder (Miljøstyrelsen, 2019)³. Som følge af forventet retention (nedbrydning/nedsivning) i dræn fratrækkes 50 % af BI5-belastningen fra ejendommenes afløb. Vandløbenes vandføring beregnes på baggrund af afstrømning i sommermånederne juni, juli og august (Miljøstyrelsen,

³ <https://mst.dk/media/fldbg5ot/76-virkemidler-over-for-punktkilder-rapport-fra-cowi-for-miljoestyrelsen-2019.pdf>

Vejledning nr. 1, 1989). Ved beregning af BI5-koncentrationen i vandløb har som udgangspunkt indregnet en baggrundsbelastning for BI5-koncentrationen i vandløbene på op til 1 mg/l.

6.6.2.2 Søer

Spildevandsvirkemidler kan bidrage som indsats i de søer, hvor fosfortilførslen skal reduceres for at opnå en fosforbelastning, der understøtter opfyldelse af miljømålet.

Afgrænsning af søer, hvortil der kan fastlægges spildevandsindsatser

Der kan fastlægges spildevandsindsatser til søer, hvor fosforbelastningen på trods af allerede gennemførte eller vedtagne tiltag ikke er reduceret tilstrækkeligt til at understøtte opfyldelse af miljømålet i 2027.

Fastlæggelse af spildevandsindsatser til søer

Spildevandsindsatser i oplande til søer i genbesøget fastlægges i henhold til nedenstående retningslinjer.

1. Der kan fastlægges indsats på regnbetingede udledninger fra overløb og renseanlæg i oplandet til en sø, hvis spildevandsrelateret fosforudgør mere end 20 % af den samlede fosforbelastning i søen.
2. For indsats på renseanlæg skal reduktionspotentialet udgøre mindst 50 kg fosfor.

6.6.2.3 Kystvande

Spildevandsvirkemidler kan bidrage som indsats i oplande til de kystvande, hvor kvælstof- og/eller fosfortilførslen skal reduceres for at opnå en kvælstofbelastning, der understøtter opfyldelse af miljømålet.

Afgrænsning af kystvande, hvortil der kan fastlægges spildevandsindsatser

Der kan fastlægges spildevandsindsatser til kystvande, hvor kvælstofbelastningen på trods af allerede gennemførte eller vedtagne tiltag ikke er reduceret tilstrækkeligt til at understøtte opfyldelse af miljømålet i 2027.

Fastlæggelse af spildevandsindsatser til kystvande

Spildevandsindsatser i oplande til kystvande i genbesøget fastlægges i henhold til nedenstående retningslinjer.

1. Der kan fastlægges indsats på renseanlæg med en godkendt kapacitet på 10000 PE (personækvivalenter) og større.
2. Der kan fastlægges fosforindsats på renseanlæg i oplande til særligt fosforfølsomme kystvandsnetværk.

6.6.2.4 Ferskvandsdambrug

Indsatsen over for ferskvandsdambrug i vandområdeplaner 2021-2027 omfatter opkøb af ferskvandsdambrug som følge af opkøbsordningen.

6.7 Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for miljøfarlige forurenende stoffer

6.7.1 Indsatsbehov

For de overfladevandområder, hvor der er konstateret overskridelser af miljøkvalitetskravet for et eller flere miljøfarlige forurenende stoffer, og miljømålet om god kemisk eller god økologisk tilstand derfor ikke er opfyldt, er der behov for en indsats til nedbringelse af forureningen. For den store andel af overfladevandområderne, hvor der er ukendt tilstand med hensyn til forekomsten af miljøfarlige forurenende stoffer, er der behov for tilvejebringelse af yderligere viden om tilførsel og forekomst af stofferne.

6.7.2 Fastlæggelse af indsatsprogram

Miljøfarlige forurenende stoffer er omfattet af regulering på både EU-niveau og nationalt niveau. Dele heraf, som tager sigte på beskyttelse af vandmiljøet, fremgår af bilag 5 og 6 til bekendtgørelse om indsatsprogrammer som henholdsvis grundlæggende foranstaltninger og generelle supplerende foranstaltninger med angivelse af den lovgivning, hvori pågældende foranstaltninger har ophæng. I bekendtgørelsens § 9 er fastsat, at statslige myndigheder, regioner og kommuner skal opspore kilder til miljøfarlige forurenende stoffer, som hindrer målopfyldelse, og om nødvendigt revidere godkendelser og tilladelser, hvis der er hjemmel hertil i sektorlovgivningen.

Indsatsprogrammet omfatter ud over disse foranstaltninger en række stofspecifikke indsatser og indsatser over for land- og havbaserede kilder, som er iværksat siden offentliggørelsen af vandområdeplanerne for anden planperiode. Disse indsatser fremgår af bilag 5 til vandområdeplanerne 2021-2027 sammen med allerede planlagte nye indsatser i regi af kemiindsatsen fra 2018 og pesticidstrategien fra 2017.

Bortset fra de konkrete revisioner af godkendelser og tilladelser i medfør af indsatsbekendtgørelsens § 9 er ovennævnte foranstaltninger af generel karakter. Der foreligger p.t. ikke tilstrækkelig viden om tilførsel og forekomst af miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet til, at der kan fastlægges konkrete foranstaltninger, knyttet til konkrete overskridelser, der kan sikre opfyldelse af målet om god tilstand med hensyn til forekomst af sådanne stoffer i de enkelte vandløb, søer og kystvande. Der iværksættes derfor med indsatsprogrammet en række udviklingsinitiativer, som skal tilvejebringe den manglende viden. Det sker bl.a. i drøftelse med et "Partnerskab for miljøfarlige stoffer" med en række relevante parter og myndigheder. Målet er, at der i et opdateret indsatsprogram for 2024-2027 kan tilrettelægges konkrete foranstaltninger til nedbringelse af forureningen af vandmiljøet med miljøfarlige forurenende stoffer.

Udviklingsinitiativerne vil primært understøtte miljømyndighedernes identifikation af kilder til forurening med miljøfarlige forurenende stoffer og nedbringelse heraf og Miljøstyrelsens vurdering og klassificering af overfladevandområdernes tilstand med hensyn til forekomst af sådanne stoffer.

Baggrund og formål med udviklingsinitiativerne er beskrevet i Miljøministeriets nationale 'Strategi for miljøfarlige stoffer – et vandmiljø uden farlig kemi'⁴ og i sammenfatningen af indsatsprogrammet i vandområdeplanerne for 2021-2027.

⁴ https://mim.dk/media/225690/strategi-for-miljoefarlige-stoffer_17122021.pdf

7. Indholdet af vandområdeplanerne

Regler vedr. indholdet af vandområdeplaner findes i:

- Lov om vandplanlægning § 26, stk. 2. (VRD art. 13, stk. 4 samt bilag VII)
- BEK om indholdet af vandområdeplaner

7.1 Bekendtgørelse om indholdet af vandområdeplaner

Efter lov om vandplanlægning skal vandområdeplanerne informere om regeringens planer for forbedring af miljøtilstanden i vandforekomsterne og om midlerne til at nå den ønskede tilstand. Vandområdeplanerne er ikke retligt bindende.

Bekendtgørelsen fastsætter regler om indholdet af vandområdeplanerne og er styrende for udarbejdelsen af vandområdeplaner for anden og de kommende planperioder. Bekendtgørelsen er hovedsageligt en videreførelse af miljømålslovens bestemmelser om indholdet af vandplaner suppleret med enkelte bestemmelser, som følger af krav efter henholdsvis grundvandsdirektivet og direktiv om miljøkvalitetskrav. De supplerende bestemmelser er regler om oplysninger i vandområdeplanen henholdsvis om vurdering af opadgående trends i koncentrationer af forurenende stoffer i grundvand og fastsættelse af tærskelværdier i forbindelse hermed og om emissioner, udledning og tab af prioriterede stoffer og analysemetoder i forbindelse med overvågningen af prioriterede stoffer.

Bilagsoversigt

Bilag 1. Retningslinjer for belastningsopgørelse til søer og kystvande

Bilag 2. Retningslinjer for tilstandsvurdering i kystvande

Bilag 3. Anvendelse af data til beregning af status- (2021) og baselineudledninger (2027) samt indsatseffekter for punktkilder

Bilag 4. Retningslinjer til klassificering af tilstand for miljøfarlige forurenende stoffer i overfladevand.

Bilag 1. Retningslinjer for belastningsopgørelse til søer og kystvande

Indhold:

1. Baggrund og formål
2. Datagrundlag
 - 2.1 Oplandskort
 - 2.2 Punktkildedata
 - 2.3 Stoftransportdata
3. Dataforberedelse, huludfyldning og kalibrering og vandføringsnormalisering
4. Beregning af næringsstofbelastning til søer og kystvande
 - 4.1 Beregning af statusbelastning
 - 4.2 Beregning af baselinebelastning
 - 4.3 Fordeling af indsatsbehov til kystvande
 - 4.4 Fordeling af indsatsbehov til søer
5. Referencer

1. Baggrund og formål

I vandplanerne opgøres en kvælstof- og fosforbelastning til kystvande, samt en fosforbelastning til søer. På baggrund heraf beskrives indsatsbehovet.

Belastning opgøres for målsatte marine vandområder og søer med veldefineret afløb.

Der foretages følgende belastningsopgørelser:

- Statusbelastning opgjort som vandføringsnormaliseret belastning i 2021 (den belastning, der ville forventes, såfremt vandføringen havde været lig med gennemsnitsvandføringen for perioden 1992-2021 for kystområderne; for søerne er anvendt perioden 2000-2021). Statusbelastningen repræsenterer et belastningsniveau svarende til 2021.
- Fremskreven belastning til 2027 (baseline), hvor effekt af strukturel udvikling og allerede vedtagne tiltag indregnes.
- Opgørelse af indsatsbehov.
- Fordeling af kvælstofindsatsbehov til kystvande.

2. Datagrundlag

- Opgørelserne foretages for oplande til søer og kystvande med udgangspunkt i et fælles deloplandskort baseret på DCE's deloplandskort.
- Ved opgørelserne indgår data for udledning fra renseanlæg, regnbetingede udledninger (RBU), dambrug, industri og havbrug. Udledning fra spredt bebyggelse behandles sammen med arealbidraget.
- Belastningsopgørelserne baseres på de opgørelser af stoftransport og vandafstrømning, der foreligger fra overvågningen.
- Kort over søers beliggenhed samt oplysninger om søernes areal og middeldybde (volumen) indgår som datagrundlag ved belastningsopgørelserne, idet der indregnes den retention, der sker i søer.
- Vandafstrømning fra umålte oplande beregnes ud fra det datagrundlag, der er modtaget fra Aarhus Universitet.

- Kvælstof og fosfor afstrømning fra umålt opland opgøres på baggrund af modeller udviklet af DCE i forbindelse med projektet om implementering af modeller til brug for vandforvaltningen. Data modtages fra DCE.
- I baselinefremskrivning indgår effekten af allerede vedtagne initiativer (virkemidler m.m.) samt øvrig udvikling i landbrugserhvervet og i klimaet, som kan få indflydelse på næringsstofftab i 2027, der ikke indgår som indsats i vandområdeplanerne eller forventes at være afspejlet i statusbelastningen.
- Baselineeffekter (landbrugs- og arealrelaterede) beregnes med udgangspunkt i de opgørelser, der fremgår af AU's rapport: Opdatering af Baseline 2027.
- Øvrige baselineeffekter, herunder fx punktkildeindsats, der er beskrevet i vandområdeplanerne. I opgørelserne indgår også effekt af udvidelser på akvakulturområdet.
- Retentionskort version 2020, anvendes til at beregne næringsstoffeffekter frem til kyst.

2.1 Oplandskort

Oplandskortet indgår som grundlag for belastningsopgørelserne. Som udgangspunkt anvendes det deloplandskort, som DCE har udviklet, og som anvendes i relation til oplandsmodelprojektet.

For alle deloplande er afstrømningsvejen defineret ved, at det angives, hvilket delopland, der ligger nedstrøms og modtager vand og stof fra oplandet ovenfor. For deloplande langs kystlinjen angives det kystafsnit, som deloplandet afvander til. Inddelingen i deloplande muliggør en distribuering af stofudledninger og er central i belastningsopgørelser til vandplanens søer og kystvande.

2.2 Punktkildedata

Ved beregningerne af belastning indgår punktkildeoplysninger fra 2001-2021 sammen med beregnet arealbidrag i afstemning af resultaterne til målt stoftransport for perioden 2000-2021.

For hver punktkilde er beskrevet udløbsmængde af kvælstof og fosfor (og vand for renseanlæg, regnbetingede udløb (RBU) og industri). De enkelte punktkilder er koordinatsat således, at udledningen kan knyttes til de specifikke deloplande.

Baselineeffekter fra punktkilder er tilsvarende placeret specifikt med henblik på, at de kan indregnes lokalt specifikt.

2.3 Stoftransportdata

Der medtages vandføringer og stoftransport fra perioden 1990-2021 for kystvande som grundlag for beregningerne. For opgørelser til søer er dog anvendt perioden 2000-2021 i fh.t. vandføring og stoftransport. Data udtrækkes fra ODA.

3. Dataforberedelse, huludfyldning, kalibrering og vandføringsnormalisering

Kvælstof- og fosforbelastning opgøres ud fra en vandføringsnormaliseret belastning over perioden 1990-2021. Statusbelastningen repræsenterer belastningen i 2021, som er udglattet via stykvis lineær regression. For vand inddrages målte årlige vandføringer fra 1992 til 2021 som grundlag for beregning af den gennemsnitlige vandafstrømning. Hvor der ikke foreligger en fuld tidsserie, huludfyldes de foreliggende årsresultater ud fra en relation til en vandafstrømning beregnet på baggrund af datasæt for diffus vandafstrømning modtaget fra DCE. Beregnet vandafstrømning afstemmes i forhold til målt vandafstrømning. For kvælstof og fosfor medtages årlige målte stoftransporter for 2000-2021 som grundlag for kalibrering og huludfyldning af dataserier. Huludfyldning sker ud fra sammenhæng mellem beregnede årlige transporter baseret på DCE's modeller for den diffuse afstrømning, punktkildebelastning, modelberegne-

søretentioner og de målte årlige stoftransporter for de år, hvor de foreligger. I beregningen foretages en kalibrering i forhold til målt stoftransport. Ved kalibreringen indgår åbent land bidraget beregnet ud fra DCE's model, udledning fra punktkilder, og modelberegnet retention fra søer (se efterfølgende). Kalibreringen foretages med samme faktor på alle kilder samt på retentionen. Hvor der ligger flere stoftransportstationer på en vandløbsstreng, afstemmes sekventielt fra den længst opstrøms station og ned mod udløbet.

For at eliminere effekten af år-til-år variationer i vandafstrømningen, foretages en vandføringsnormalisering af stoftransporten. Vandføringsnormaliseringen indebærer, at kvælstof- og fosfortransporten korrigeres til værdier svarende til den gennemsnitlige vandafstrømning. For kystvande anvendes perioden 1992-2021, for søer anvendes perioden 2000-2021.

4. Beregning af næringsstofbelastning til søer og kystvande

Kystvandenes og søernes indsatsbehov i forhold til næringsstoffer opgøres som princip som differencen mellem den maksimalt mulige påvirkning ved målopfyldelse (målbelastning) og den forventede påvirkning i 2027 (baselinebelastningen i 2027).

Baselinebelastning i 2027 opgøres ud fra statusbelastning (belastningsniveauet i 2021), justeret for effekten af baselinefremskrivning til 2027.

I baselinefremskrivning indgår effekten af allerede vedtagne initiativer (virkemidler m.m.) samt øvrig udvikling i landbrugserhvervet og i klimaet, som kan få indflydelse på næringsstofftab i 2027, og som ikke indgår som indsats i vandområdeplanerne eller forventes at være afspejlet i statusbelastningen.

4.1 Beregning af statusbelastning

Beregning af belastning til kyst ved status baseres på målinger i vandløbene i oplandet i det omfang, hvor der findes data. Deloplande, hvor der ikke findes målte værdier af stoftransport nedstrøms, er såkaldte umålte oplande. I umålt opland bestemmes kvælstof- og fosforkoncentrationerne for åbent land-bidraget ud fra DCE's modeller for kvælstof og fosfor /1/, /2/. Punktkilder med udledning i det umålte opland indgår også i den samlede belastning. DCE har i forbindelse med NOVANA afrapporteringen af 2021 data foretaget en beregning af belastning til kyst fordelt geografisk ud fra ovenstående retningslinjer. Resultaterne fra denne opgørelse anvendes ved beregning af belastning til de enkelte kystvande. For hvert kystvand beregnes der en vandføringskorrigeret belastning for alle årene i perioden 1990-2021. Den vandføringskorrigerede belastning i 2021 udglattes over perioden 1990-2021 med stykvis lineær regression og beskriver den statusbelastning, som danner grundlag for beregning af belastning ved baseline.

Belastning til søer opgøres tilsvarende ud fra målt stoftransport i vandløbene, der løber til søerne samt et bidrag fra umålt opland til søerne, hvori indgår åbent-land bidraget bestemt ud fra DCE's modeller samt punktkildeudledninger i det umålte opland. Resultaterne fra denne opgørelse anvendes ved beregning af belastning til den enkelte sø. For hver sø beregnes en vandføringskorrigeret belastning for alle årene i perioden 2000-2021. Den vandføringskorrigerede belastning i 2021 udglattes over perioden 2000-2021 med stykvis lineær regression og beskriver den statusbelastning, som danner grundlag for beregning af belastning ved baseline.

Såfremt udløbet fra en sø er indløb til næste sø, og der ikke måles i vandløbet mellem de to søer, indregnes den omsætning, der forekommer i første sø ved opgørelsen af belastningen til nedenfor liggende sø.

4.2 Beregning af baselinebelastning

Ved beregning af baselinebelastningen indregnes baselinefremskrivningen i statusbelastningen. I baselinefremskrivning indgår effekten af allerede vedtagne initiativer (virkemidler m.m.)

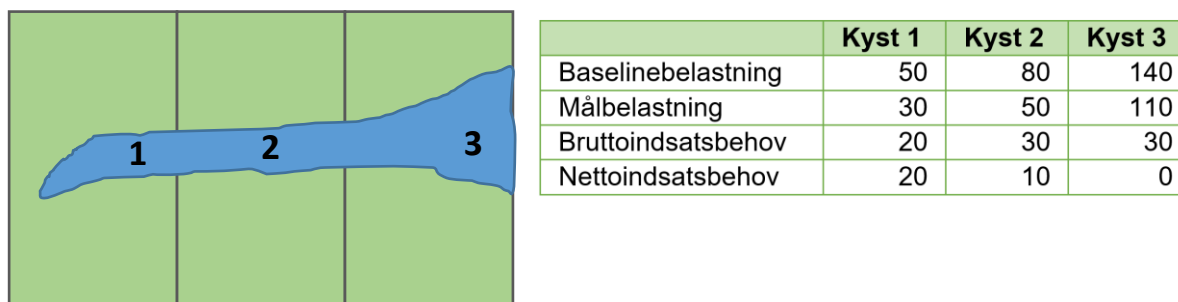
samt øvrig udvikling i landbrugserhvervet og i klimaet, som kan få indflydelse på næringsstofftab i 2027. Dog kun elementer der ikke indgår som indsats i vandområdeplanerne eller forventes at være afspejlet i statusbelastningen (effekter frem til og med 2021). Baselinefremskrivningen omfatter kvælstof- og fosforeffekter.

Aarhus Universitet har angivet baselineeffekten af allerede vedtagne initiativer samt øvrig udvikling i rapporten: Opdatering af Baseline 2027 /3/. Heriblandt effekten af den indsats, der forudsættes gennemført ifølge VP2 i form af etablering af vådområder, lavbundsprojekter, skovrejsning og minivådområder. Desuden har Miljøstyrelsen hos kommunerne indhentet forventede effekter af ændringer i næringsstofudledningen fra punktkilder, mens baselineeffekten for ændrede regler for dyrkning på § 3-arealer og for målrettet regulering i VP2, er opgjort af Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø.

Effekterne fra Aarhus Universitet er beskrevet til rodzoneudvaskningen på hovedvandoplandsniveau. Enkelte effekter er beskrevet frem til kyst. Baselineeffekter på hovedvandoplandsniveau er generelt fordelt på landbrugsarealet inden for det konkrete hovedvandopland. For rodzoneeffekterne indregnes efterfølgende retentionen mellem rodzone og kyst ifølge retentionsskottet. Baselineeffekten for punktkilder er anført ved den konkrete punktkilde og beregnet frem til kyst, ifølge retentionsskottet.

4.3 Fordeling af indsatsbehov til kystvande

Indsatsbehovet til et delopland beregnes ud fra "kædeberegne" indsats, hvor indsats til opstrøms kystvande også bidrager i forhold til dækning af indsatsbehovet til nedstrøms kystvande. Nettoindsatsbehovet, som vist i nedenstående tabel, forudsætter således, at indsatsen til de opstrøms kystvande også gennemføres.



Figur 1: Principsskitse for beregning af kædeberegne indsatsbehov.

Målbekastninger til kystvandene er opgjort i forhold til belastningen fra hele oplandet til et kystvand. Et helopland er det samlede opland til et kystvand. Et helopland kan bestå af flere deloplande. Et delopland til et kystvand er den del af oplandet, der ikke samtidigt er opland til et opstrøms kystvand. Deloplande er ikke overlappende.

Det beregnede bruttoindsatsbehov er omregnet til indsatsbehov pr. delopland, betegnet som nettoindsatsbehov. Indsatsbehovet er efterfølgende udjævnet i de tilfælde, hvor indsatsstrykket (kg N/ha landbrugsareal opgjort til rodzonen) er større til et nedstrøms kystvand end til et opstrøms. Den således udjævnede indsats benævnes "fordelt indsatsbehov". Princippet for dette er vist i figur 2.



Figur 2: Principskitse for beregning af udjævnet indsatsbehov. Større indsatsstryk (kg N/ha landbrugsareal opgjort til rodzonen) til det nedstrøms delopland til kystvand 2 fordeles således, at indsatsstrykket bliver ens i delopland 1 og 2, og således, at indsatsbehovet til begge kystvande dækkes. Indsatsen kan kun udjævnes, hvis nedstrøms indsatsstryk er større end opstrøms.

Fordelt indsatsbehov beskriver det fulde beregnede indsatsbehov. I de tilfælde, hvor en del eller hele indsatsbehovet til et kystvand løftes af en opstrøms indsats, er en forudsætning for målopfyldelse, at det fulde indsatsbehov til de opstrøms kystvande gennemføres.

I Second Opinion blev sammenhængen mellem reduktion af kvælstof og fosfor i fosforfølsomme kystvande opdateret /4/. Sammenhængen medfører, at en reduktion i fosforbelastning til et fosforfølsomt kystvand, reducerer den planlagte kvælstofindsats med en given faktor. Disse forudsætninger anvendes til beregningen af effekten af fosforreduktion fra baselineelementer og spildevandsindsatser.

I oplande til fosforfølsomme kystvande omregnes fosforeffekterne til en ækvivalerende kvælstofeffekt. En ækvivalerende kvælstofeffekt er kystvandspecifik. En fosforeffekt placeret i et fosforfølsomt kystvand vil derfor kun have effekt af fosforreduktionen i et nedstrøms kystvand, såfremt dette kystvand også er fosforfølsomt, og den ækvivalerende kvælstofeffekt må forventes at være forskellig.

I oplande til fosforfølsomme kystvande omregnes fosforeffekterne af baseline til en ækvivalerende kvælstofeffekt, der reducerer indsatsbehovet. Denne fosfor-baselineeffekt indregnes i nettoindsatsbehovet, da den er kystvandspecifik.

4.4 Fordeling af indsatsbehov til søer

Fordelingen af indsatsbehov til søer følger generelt samme princip som fordeling af indsatsbehov til kystvande, hvad angår brutto- og nettoindsatsbehov.

Bruttoindsatsbehovet til en sø angiver det totale indsatsbehov for søen. Hvis der i søens helopland ligger andre søer i vandløbssystemet, også kaldet søer i kæde, kan indsatser til opstrømsbeliggende søer bidrage til dækning af bruttoindsatsbehovet i den nedstrømsbeliggende sø.

Nettoindsatsbehovet angiver indsatsbehovet for en sø baseret på forudsætningen om, at indsatsen i opstrøms søer også gennemføres.

En sø kan have et nettoindsatsbehov uden selv at have et bruttoindsatsbehov. Det sker, når søen ligger opstrøms en sø med et bruttoindsatsbehov. Ved en fordelingsnøgle, som beregnes i forhold til en andel af den lokale fosforudledning, beregnes en indsats til den opstrøms sø, så den bidrager med at løfte indsatsbehovet i den nedstrøms sø.

Det er således fortsat brutto-indsatsbehovet, der afgør, om den enkelte sø har et indsatsbehov over for fosfor i forhold til den belastning, som understøtter målopfyldelse i søen (målbelastning).

For søer, som ikke er placeret i kæde med andre søer, vil bruttoindsatsbehovet og nettoindsatsbehovet være det samme.

5. Referencer

/1/ Windolf et al. 2011: A distributed modelling system for simulation of monthly runoff and nitrogen sources, loads and sinks for ungauged catchments in Denmark. J. environ. Monit. 2011, 13, 2645.

/2/ Faglig rapport fra DMU nr. 711 2009: Vandløb 2007 NOVANA.

/3/ Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 295, 2023: Opdatering af Baseline 2027.

/4/ Erichsen et al. 2024: Second opinion fase III: Styrket modelgrundlag. Teknisk Rapport, Projektnr. 11827024

Bilag 2. Retningslinjer for tilstandsvurdering i kystvande

1. Generelt om tilstandsvurdering og klassificering

2. Vurdering og klassificering af tilstand i kystvande

2.1 Fytoplankton (klorofyl a)

2.2 Anden akvatisk flora

2.2.1 Ålegræs og andre rodfæstede bundplanter

2.2.2 Datagrundlag

2.2.3 Beregning af tilstand

2.3 Bunddyr, DKI

2.4 Anvendelse af fysisk-kemiske kvalitetselementer

2.4.1 Lysforhold

2.4.2 Iltforhold

2.5 Samlet økologisk tilstand

1. Generelt om tilstandsvurdering og klassificering

I dette bilag beskrives retningslinjer for tilstandsvurdering og klassificering af kystvande baseret på biologiske kvalitetselementer og understøttende fysisk-kemiske kvalitetselementer i genbesøget.

2. Vurdering og klassificering af tilstand i kystvande

For at der kan foretages en klassificering af tilstanden i et vandområde, forudsættes at der foreligger tilstrækkelige og dækkende overvågningsdata samt grænseværdier mellem tilstandsklasserne for de relevante kvalitetselementer og anvendte indikatorer.

Klassificeringen af den økologiske tilstand i kystvandområderne er foretaget på baggrund af de tre biologiske kvalitetselementer fytoplankton, anden akvatisk flora og bentisk invertebratfauna, samt i et vist omfang fysisk-kemiske kvalitetselementer. Vurderingen af overvågningsresultater og klassificering af tilstanden i kystvandområderne er fortrinsvis sket på grundlag af data fra det nationale overvågningsprogram NOVANA for perioden 2017-2022. Data fra anvendelsen af de marine økosystemmodeller er inddraget i et begrænset omfang for det biologiske kvalitetselement fytoplankton.

Overvågningsresultater foreligger for biologiske kvalitetselementer

I de tilfælde hvor der foreligger overvågningsdata for alle tre biologiske kvalitetselementer, bestemmes den samlede økologiske tilstand, som tilstanden for det kvalitetselement, der har den dårligste tilstandsvurdering (svarende til en one-out-all-out tilgang). De fysisk-kemiske kvalitetselementer er således i disse tilfælde forudsat at udvise forhold svarende til tilstanden for de biologiske kvalitetselementer de understøtter, som defineret i bilag 1 til bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål (BEK nr. 1625 af 19. december 2017). For særskilt vurdering af overvågningsdata for miljøfarlige forurenende stoffer henvises til retningslinjer herfor jf. afsnit 3.2.5.

Såfremt der *mangler* data for et eller flere *relevante biologiske kvalitetselementer* inddrages fysisk-kemiske støtteparametre i tilstandsvurderingen i henhold til nedenstående retningslinjer:

- A. For kystvandområder hvor et eller to af de biologiske kvalitetselementer klassificeres i dårligere end god økologisk tilstand, mens der ikke foreligger tilstrækkelige overvågningsdata til klassificering af økologisk tilstand for de øvrige biologiske kvalitetselementer, klassificeres de pågældende vandområder alene på baggrund af de biologiske kvalitetselementer, hvor der foreligger data. De biologiske kvalitetselementer, hvor der ikke foreligger tilstrækkelig overvågningsdata, registreres med ukendt tilstand.
- B. For kystvandområder hvor et eller to af de biologiske kvalitetselementer klassificeres i mindst god økologisk tilstand, mens der for de øvrige biologiske kvalitetselementer ikke foreligger tilstrækkelig data til en klassificering, inddrages fysisk-kemiske kvalitetselementer i vurderingen og klassificeringen.
 - a. Hvis værdierne for de fysisk-kemiske kvalitetselementer vurderes at understøtte god økologisk tilstand for de biologiske kvalitetselementer, for hvilke der ikke foreligger tilstrækkelige data, er tilstanden for pågældende biologiske kvalitetselementer antaget at svare til god økologisk tilstand.
 - b. Hvis værdierne for de fysisk-kemiske kvalitetselementer ikke understøtter god økologisk tilstand for de pågældende biologiske kvalitetselementer, er den økologiske tilstand for vandområdet som udgangspunkt klassificeret som værende moderat, selv om bedømmelsen af de biologiske kvalitetselementer, for hvilke der har foreligget tilstrækkelige data, viste at tilstanden er god.

Referenceforholdene og klassifikationsgrænserne for de biologiske kvalitetselementer og anvendte indikatorer for Vandområdeplan 2021 – 2027 fremgår af udkast til bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder.⁶

2.1 Fytoplankton (klorofyl a)

Der foretages en tilstandsvurdering for klorofyl for de vandområder, hvor der foreligger et tilstrækkeligt datagrundlag til at kunne beregne en nuværende tilstand (defineret som tilstanden i 2017-2022).

For åbentvandstyperne i nordøstatlantiske havområder (Nordsøen, Skagerrak og Vadehavet) vurderes tilstanden ud fra 90%-fraktil af klorofyl a-koncentrationer (marts-september) for perioden 2017-2022, hvis der foreligger mindst to års data. Grænseværdierne mellem høj/god og god/moderat økologisk tilstand er EU interkalibrerede og fremgår af EU Kommissionens afgørelse om værdierne for klassifikationerne i medlemsstaternes overvågningssystemer som resultat af interkalibreringen⁵. De interkalibrerede grænseværdier er anvendt for alle kystvande hvor tilstanden vurderes ud fra en 90%-percentil, og fremgår af høringsudgaven af bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder⁶. Der skal for det enkelte år foreligge mindst 10 målinger i beregningsperioden marts-september for, at det enkelte år kan indgå i beregningsgrundlaget. Foreligger der tilstandsdata fra flere stationer for et område, eller fra stationer i et geografisk tilstødende og lignende vandområde (fx beliggende udenfor 1-sømilsområdet), som vurderes at være sammenlignelige, gælder kravet om minimum 10 målinger per år for marts-september for hver station. Tilstanden udtrykkes ved 90%-fraktilen af de puljede data fra perioden 2017-2022.

For de øvrige kystvande udtrykkes tilstanden ved et gennemsnit af de årlige middelværdier (maj-september) af klorofyl a-koncentrationer i perioden 2017-2022, hvis der foreligger mindst to års data. Grænseværdierne mellem høj/god og god/moderat økologisk tilstand er baseret på resultaterne fra EU interkalibreringer, som fremgår af EU-Kommissionsafgørelsen om værdierne for klassifikationerne i medlemsstaternes overvågningssystemer. Metoden til beregning af grænseværdier for alle kystvande fremgår af forskningsrapport herom⁷. Ved tilstandsvurdering beregnes for hvert af årene 2017-2022 et gennemsnit, forudsat at der det enkelte år foreligger mindst 7 målinger i beregningsperioden maj-september. Et gennemsnit af de årlige middelværdier udtrykker vandområdet tilstand 2017-2022. Foreligger der tilstandsdata fra flere stationer indenfor samme vandområde, eller fra stationer i et geografisk tilstødende, lignende vandområde (fx beliggende udenfor 1-sømilsområdet), der vurderes at kunne bruges på lige fod, gælder kravet om minimum 7 målinger i perioden for hver station. Her beregnes der først et årligt gennemsnit af stationernes årlige maj-september gennemsnit. Derefter beregnes der et gennemsnit af årsmidlerne fra 2017-2022, der anvendes som et udtryk for klorofyltilstanden for hele vandområdet for 2017-2022.

For en række vandområder (19), primært åbentvandstyper, foreligger der alene overvågningsdata fra de tilstødende vandområder. Her beregnes tilstanden ved brug af modelberegnete data under inddragelse af overvågningsresultater for klorofyl a enten fra vandområdet (tidligere data) eller fra tilstødende vandområder (nuværende data). Der foreligger modelgenererede klorofylværdier for alle vandområder 2002-2018 baseret på Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø modelkompleks, og derudover er modellerne anvendt til at beregne modellerede klorofylkoncentrationer i 19 vandområder, hvor der ikke foreligger overvågningsdata i perioden 2017-2022. Samtidig udnyttes, at der for disse vandområder enten foreligger data for stationer i vandområdet (før 2014) eller repræsentative stationer i tilstødende, nærtliggende vandområder (frem til 2019). Der udarbejdes således en såkaldt bias-korrektion mellem

⁵ https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202400721

⁶ <https://prodstoragehoeringspo.blob.core.windows.net/2c56ad50-5079-4e24-bcd6-71103e26d141/Udkast%20til%20bekendtg%C3%B8relse%20om%20overv%C3%A5gning.pdf>

⁷ Timmermann, K, Christensen, J.P.A. & Erichsen, A. 2021. Establishing Chlorophyll-a reference conditions and boundary values applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 32 pp. Scientific Report No. 461

målte og modellerede klorofyl a-værdier for den periode, hvor der er sammenfald mellem målte og modellerede værdier. Denne bias-korrektion anvendes til justering af de modellerede klorofyl a-data for perioden 2017-2022, som således genererer tilstandsværdier for klorofyl for de 19 vandområder.

Resultatet af tilstandsvurderingen for klorofyl foreligger som en tilstandsklasse. Hvis tilstandsværdien er mindre end eller lig med grænseværdien mellem moderat og god økologisk tilstand er der målopfyldelse.

2.2 Anden akvatisk flora

Kvalitetsselementet anden akvatisk flora adresserer to delkvalitetsselementer, hhv. makroalger og angiospermer (rodfæstede bundplanter eller dækfrøede planter). I Vandområdeplan 2021 – 2027 indgår kun en indikator for delelementet rodfæstede bundplanter, som er indikatoren for dybdegrænsen for hovedudbredelsen af ålegræs og andre rodfæstede bundplanter (fx børstebladet vandaks og havgræs).

2.2.1 Ålegræs og andre rodfæstede bundplanter

Tilstandsvurderingen for ålegræs og andre rodfæstede bundplanter i et vandområde baseres på overvågningsresultater fra flere overvågningsstransekter (overvågning langs en linje/dybdegradient ud fra kysten, se figur 2.1) repræsenterende vandområdet, typisk 7-10 transekter per vandområde. Rodfæstede bundplanter dækker i de danske kystvande over ålegræs samt anden rodfæstet vegetation end ålegræs, som f.eks. børstebladet vandaks og havgræs. Hvor der forekommer anden rodfæstet vegetation end ålegræs, anvendes disse data i tilstandsvurderingen efter samme metode som for ålegræs⁸. Tilstanden for rodfæstede bundplanter vurderes på baggrund af dybdegrænsen for hovedudbredelsen af vegetationen, som er defineret ved den maksimale dybde med mindst 10 % plantedække. Denne dybdegrænse for hovedudbredelse repræsenterer den dybdeudbredelse som pågældende vegetationstype kan opnå i undersøgelsesperioden givet de aktuelle naturgivne og menneskeskabte påvirkninger, området har været eller er udsat for. Grænseværdierne mellem høj/god og god/moderat økologisk tilstand er EU interkalibrerede og fremgår af EU Kommissionens afgørelse om værdierne for klassifikationerne i medlemsstaternes overvågningssystemer som resultat af interkalibreringen. De interkalibrerede værdier er anvendt for alle relevante kystvandområder. Referenceforholdene for ålegræs og andre rodfæstede bundplanter er som udgangspunkt baseret på historiske værdier for de konkrete områder⁹. Til vandområdeplanerne 2021-2027 vurderede Miljøstyrelsen, at der skal anvendes modelbaserede referenceværdier i tre kystvandområder (Smålandsfarvandet, syd (ID nr. 34), Fakse Bugt (ID nr. 46) og Stege Bugt (ID nr. 48)). Grænseværdierne for alle kystvandeområder fremgår endvidere af høringsudgaven af bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder⁶.

⁸ https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2018/Light_requirements_of_marine_rooted_macrophytes.pdf

⁹ Timmermann K, Christensen JPA, & Erichsen A. 2020. Referenceværdier og grænseværdier for ålegræsdybdegrænser til brug for vandområdeplanerne. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 28 s. - Videnskabelig rapport nr. 390.



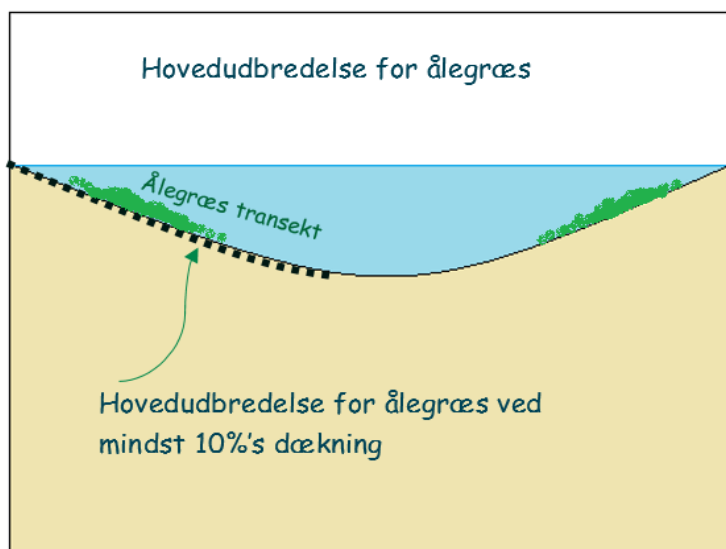
Figur 2.1. Et transekt består af et hovedtransekt (grøn linje) og et "T-stykke" den sorte zig-zag linje. Hovedudbredelsen bestemmes som gennemsnittet af største dybde langs hovedtransektet med mindst 10%'s dækning og med flere tilsvarende observationer langs T-stykket (gule punkter).

2.2.2 Datagrundlag

I det følgende gennemgås de kriterier, der skal anvendes til generering af et datagrundlag for beregning af tilstanden for rodfæstede bundplanter. Data indsamlet i regi af habitatovervågningen anvendes udelukkende i det omfang, overvågningen er tidsmæssigt og geografisk repræsentativ for det vandområde, der skal tilstandsvurderes. Overvågningen af rodfæstede bundplanter foregår i alle områder med egnede blødbundsbetingelser, og dermed ikke langs størstedelen af den jyske vestkyst, hvor der er for vind- og bølgeeksponeret til forekomst af rodfæstede bundplanter.

2 - Fastlæggelse af dybdegrænsen for hovedudbredelse på det enkelte transekt

Dybdegrænsen for hovedudbredelsen for rodfæstede bundplanter er defineret som den største dybde, hvor der er registreret mindst 10 % dækning (se figur 2.2). Det er denne største dybde, der registreres som dybdegrænsen for hovedudbredelse på et konkret transekt. Den dybest registrerede dækningsgrad kan i princippet variere fra mindst 10 % til 100 % dækning.



Figur 2.2 - Fastlæggelse af hovedudbredelsen for det enkelte transekt. De mørkegrønne bånd illustrerer udbredelse af rodfæstede bundplanter langs bunden af et vandområde. Den grønne pil viser det dybeste sted, hvor der er registreret mindst 10 % dækning langs transektet (fed stiple linje).

For ålegræs fastlægges hovedudbredelsen på det enkelte transekt som gennemsnittet af samtlige registreringer af "hovedudbredelse". Tilstanden for ålegræs på et givent transekt, som består af hovedtransektet og et T-transekt fastlægges, for at gøre vurderingen så faglig robust som muligt, som gennemsnittet af de registrerede dybdegrænser for hovedudbredelse (mindst 10 % dækning) af ålegræs på transektet. For de transekter og de år hvor der evt. kun er registreret én hovedudbredelse, anvendes denne værdi som dybdegrænsen for hovedudbredelsen på transektet. For andre rodfæstede bundplanter end ålegræs overvåges der udelukkende på hovedtransektet. Her foreligger der således kun én registrering af hovedudbredelse for et givent transekt. For et transekt fastlægges den endelige dybdegrænse for hovedudbredelse af rodfæstede bundplanter som den størst registrerede dybdegrænse for alle rodfæstede arter på transektet. For nogle transekter er den størst registrerede dybdegrænse således repræsenteret ved ålegræs. For andre transekter vil det derimod være andre rodfæstede bundplanter end ålegræs, der forekommer med den største dybdegrænse for hovedudbredelse.

3 - Anvendelse af transekter hvor der ikke forekommer hovedudbredelse.

Forekommer der ikke dækningsgrader af rodfæstede bundplanter på mindst 10 % noget sted på et transekt ved en konkret undersøgelse, kan data ikke anvendes i fastlæggelsen af tilstanden for de givne transekter. For vandområder, hvor der ikke er registreret en hovedudbredelse på nogen af transekterne, fastlægges tilstanden for rodfæstede bundplanter for det pågældende vandområde som udgangspunkt som dårlig økologisk tilstand.

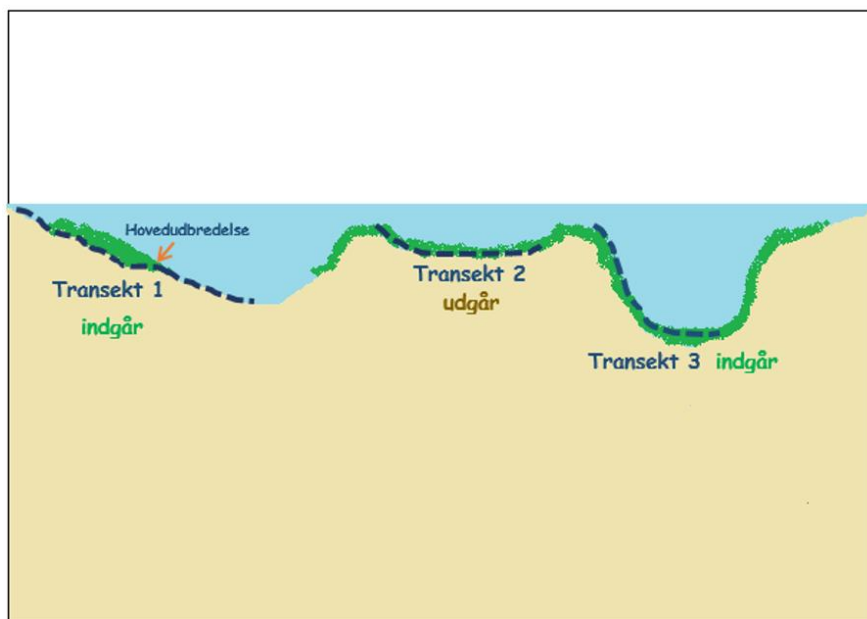
4 – Anvendelse af transekter med hovedudbredelse til bunddybden.

Rodfæstede bundplanter kan forekomme med dækningsgrader > 10% langs hele transektet. For denne type registreringer er det ikke muligt at fastlægge en egentlig dybdegrænse for hovedudbredelsen, fordi hovedudbredelse til bund på den pågældende lokalitet ikke er repræsentativ for det aktuelle hovedudbredelsespotentiale i pågældende vandområde (hvis der havde været dybere, kan det ikke afvises, at ålegræs kunne have groet ud på større dybder). Den maksimale dybde på transekterne i et kystvandområde varierer afhængig af dybdeforholdene i de lokalområder, hvor transekterne er lagt, og i praksis er det derfor ikke muligt at anvende registreringer, hvor der er hovedudbredelse til bunddybden, se figur 2.3.

Figur 2.3 viser tre forskellige typer af transekter med hovedudbredelse af rodfæstede bundplanter. På transekt 1 (se fig. 2.3) vokser den rodfæstede vegetation kun ud til en dybde, der er mindre end bunddybden og mindre end grænseværdien for god-moderat tilstand for rodfæstede bundplanter i kystvandområdet. Dybdegrænsen for hovedudbredelse på transekt 1 skal derfor fastlægges som denne største dybde, hvor vegetationen er registreret.

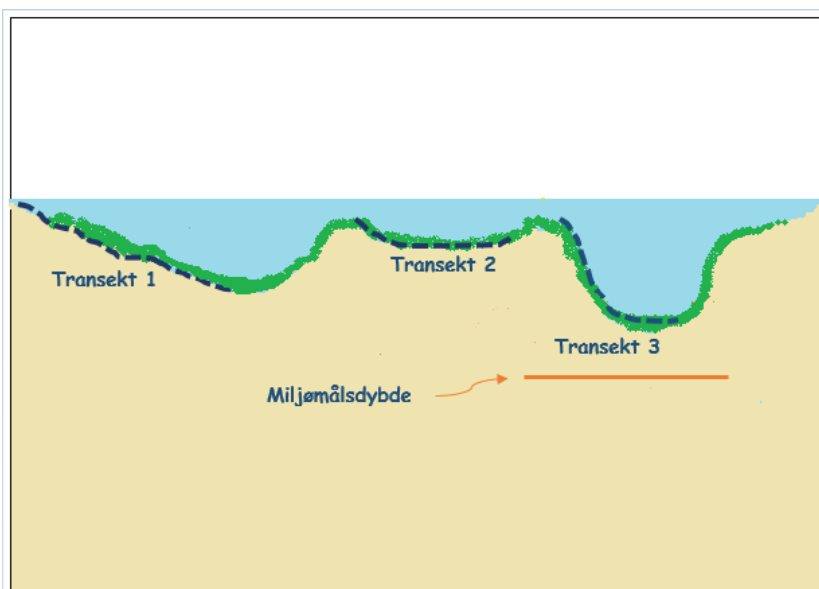
På transekt 2 (se fig. 2.3) er der hovedudbredelse ud til den maksimale bunddybde på transektet, som er mindre end bunddybden på transekt 1 og mindre end grænsen for god-moderat tilstand i vandområdet. Det er derfor ikke muligt at fastlægge en retvisende dybdegrænse for hovedudbredelse på transekt 2, hvor der er hovedudbredelse til den maksimale bunddybde.

Transekter svarende til transekt 2 på fig. 2.3 skal udgå af tilstandsvurderingen for det tilhørende vandområde, hvis der i vandområdet det pågældende år er et transekt med hovedudbredelse til større bunddybde, f.eks. svarende til transekt 1 på fig. 2.3. På transekt 3 (se fig. 2.3) er der hovedudbredelse ud til bunddybden på transektet, som er større end bunddybden på transekt 1. Det er ikke muligt at fastlægge en egentlig dybdegrænse for hovedudbredelse på transekt 3. Men for transekter svarende til transekt 3 skal bunddybden anvendes i fastlæggelsen af tilstanden for rodfæstede bundplanter, hvis der i det konkrete vandområde det pågældende år på andre transekter er foretaget reelle registreringer af hovedudbredelsesdybdegrænser (se eks. transekt 1), og disse alle er mindre end bunddybden på transekt 3.



Figur 2.3 – Anvendelse af transekter med hovedudbredelse til bunddybden på det enkelte transekt. De mørkegrønne bånd illustrerer hovedudbredelse af rodfæstede bundplanter langs tre forskellige overvågningstransekter (Fede stiplede linjer).

Hvis der for rodfæstede bundplanter er hovedudbredelse til bund på alle undersøgte transekter i et vandområde (se figur 2.4), fastlægges tilstanden for rodfæstede bundplanter som ukendt tilstand. Der skal i stedet anvendes understøttende kvalitetselementer (se afsnit om fysisk-kemiske kvalitetselementer) i det omfang, der er tilgængelige data. Klassifikationen baseret på understøttende kvalitetselementer kan dog i pågældende eksempel aldrig blive dårligere end en klassifikation baseret på hovedudbredelse til den maksimale bunddybde i vandområdet (se figur 2.4). Hovedudbredelse til bund vil primært være aktuelt i mere lavvandede vandområder, hvor den maksimale vanddybde er mindre end grænseværdien for god-moderat tilstand for rodfæstede bundplanter i pågældende type af vandområde (se figur 2.4).



Figur 2.4 – Hovedudbredelse til bunddybden for rodfæstede bundplanter på alle transekter i et kystvandområde. De mørkegrønne bånd illustrerer hovedudbredelse af rodfæstede bundplanter langs tre forskellige overvågningstransekter (Fede stiplede linjer). Den orange vandrette linje illustrerer grænsen mellem god og moderat tilstand for rodfæstede bundplanter i det konkrete vandområde.

2.2.3 Beregning af tilstand

For kystvande, hvor der foreligger mere end ét års data for rodfæstede bundplanter beregnes først middelværdien for hvert år af de beregnede (jf. punkt 1-4 ovenfor) dybdegrænser på transektterne.

Hvis der foreligger mere end et års data for perioden 2017-2022, beregnes tilstanden som gennemsnit af årsmidler for perioden. Resultatet af tilstandsvurderingen for blomsterplanter foreligger som en tilstandsklasse. Hvis den beregnede tilstandsværdi er større end eller lig med grænseværdien mellem moderat og god økologisk tilstand, er der målopfyldelse. Interkalibrerede EQR-grænser, som definerer grænserne mellem høj og god økologisk tilstand og god og moderat tilstand fremgår af EU Kommissionens afgørelse af 27. februar 2024, og grænseværdier for alle kystvande fremgår af udkast til bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder.

2.3 Bunddyr, DKI

Tilstanden for de marine bunddyr (blødbundsfauna) fastlægges efter DKI (Dansk Kvalitets Indeks), som afspejler den økologiske tilstand for blødbundsfaunaen. Der anvendes to forskellige versioner af DKI. For danske kystvande der ligger vest for Skagen på nær de vestjyske fjorde anvendes DKI¹⁰. For vestjyske fjorde og for kystvande i indre danske farvande øst for Skagen og i Østersøen anvendes en DKI 2 som kompenserer for saltholdigheden i beregningen af indekssværdien¹¹. Indekset indeholder forskellige komponenter, hvoraf de vigtigste er bundfaunasamfundets artsdiversitet og arternes følsomhed over for iltforhold, eutrofiering og saltholdighed. DKI kan antage værdier mellem 0 og 1 i hele saltholdighedssintervallet 8-33 psu, og er derfor at betragte som en direkte EQR.

Der foretages en tilstandsvurdering for de kystvande, hvor der foreligger et tilstrækkeligt datagrundlag for perioden 2017-2022. Data der er indsamlet i regi af habitatovervågningen anvendes udelukkende i det omfang, overvågningen er tidsmæssigt og geografisk repræsentativ for det vandområde, der skal tilstandsvurderes.

DKI beregnes på basis af prøver med arealet 0,1 m², hvilket i praksis betyder, at man puljer 7 prøver á 1/70 m². Der opsamles 42 prøver med arealet 1/70 m², så det er muligt at frembringe 6 puljede prøver på hver 0,1 m². For hver af disse 6 prøver beregnes en DKI værdi, og et vandområdes DKI værdi fastlægges herefter ved beregning af 20% fraktilen af disse 6 værdier. Dvs. 4 ud af 5 DKI beregninger skal være lig med eller ligge over grænsen for god/moderat tilstand før kystvandområdet kan betragtes som værende i god tilstand.

Tilstandsvurderingen baseres på gennemsnittet af DKI værdier i perioden 2017-2022, hvis der foreligger mindst ét års data. Resultatet af tilstandsvurderingen for bunddyr foreligger som en tilstandsklasse. Hvis DKI værdien er større end eller lig med grænseværdien mellem god/moderat økologisk tilstand, er der målopfyldelse. Interkalibrerede EQR-grænser som definerer grænserne mellem høj og god økologisk tilstand og god og moderat tilstand fremgår af EU Kommissionens afgørelse af 24. februar 2024 og grænseværdier for alle vandområder fremgår af udkast til bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder.

¹⁰ Josefson, A.B., Blomqvist, M., Hansen, J.L.S., Rosenberg, R. & Rygg, B.. 2009: Assessment of marine quality change in gradients of disturbance: Comparison of different Scandinavian multi-metric indices. – Marine Pollution Bulletin 58: 1263-1277.

¹¹ Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Josefson, A. (2014). Development and testing of tools for intercalibration of phytoplankton, macrovegetation and benthic fauna in Danish coastal areas. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 85 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 93. <http://dce2.au.dk/pub/SR93.pdf>

2.4 Anvendelse af fysisk-kemiske kvalitetselementer

Fysisk-kemiske kvalitetselementer (understøttende kvalitetselementer) inddrages ikke i tilstandsklassifikationen, hvis bedømmelsen af alle de relevante obligatoriske biologiske kvalitetselementer samstemmende viser, at tilstanden er god eller hvis tilstanden for bare ét af kvalitetselementerne er 'moderat' eller dårligere.

Hvis 1 eller 2 af de klassificerede biologiske kvalitetselementer viser mindst god tilstand, mens der er ukendt tilstand for de 1-2 andre, eller hvis der er ukendt tilstand for alle tre biologiske kvalitetselementer, inddrages fysisk-kemiske kvalitetselementer i tilstandsvurderingen.

Herunder beskrives de to fysisk-kemiske kvalitetselementer, der kan anvendes i forbindelse med tilstandsklassifikationen i Vandområdeplan 2021 - 2027, samt hvilke biologiske kvalitetselementer der understøttes af den pågældende fysisk-kemiske kvalitetselementer. Grænseværdien, der understøtter god økologisk tilstand, fremgår ligeledes af beskrivelsen under hvert understøttende kvalitetselement.

2.4.1 Lysforhold

Lys anvendes som understøttende kvalitetselement for rodfæstede bundplanter. Kvalitetselementet lys er fastlagt som lyskrav for vækst af ålegræs og andre rodfæstede bundplanter. Lyskravet er fastlagt til, at der ved dybden, svarende til dybdegrænsen for hovedudbredelse af ålegræs skal være mindst 16 % af overfladelys¹², for at rodfæstede bundplanter kan gro ud til dybdegrænsen (angivet i meter) mellem god og moderat økologisk tilstand. Grænseværdierne mellem de respektive tilstandsklasser for dybdegrænse for hovedudbredelse af rodfæstede bundplanter er således anvendt i vurderingen af tilstand for lysforhold.

Til beregning af den lysbegrænsende dybde for udbredelsen af rodfæstede bundplanter i kystvandområderne anvendes alle registreringer af lyssvækkelse (Kd) og secchidybder (SD) fra de nationale overvågningsstationer. På alle stationer og datoer, hvor der både er blevet målt Kd og SD udregnes en stations og månedsspecifik ratio mellem Kd og SD

$$ratio_{i,j} = \frac{Kd_{i,j}}{SD_{i,j}},$$

hvor *i* er station og *j* er måned.

Denne ratio bruges herefter til at omregne alle SD målinger, hvor der ikke er foretaget en Kd måling, om til Kd. Dette er mest relevant for ældre data, hvor der er blevet foretaget færre lyssvækkelses målinger.

Den lysbegrænsende dybde for rodfæstede bundplanter i kystvandområderne er herefter beregnet som

$$Lz = \frac{-\ln(0.16)}{Kd},$$

hvor *Lz* er den lysbegrænsende dybde i meter. 0,16 svarer til at rodfæstede bundplanternes dybdeudbredelse bliver lysbegrænset ved 16 % af overfladeindstrålingen. Kd (m⁻¹) er lyssvækkelseskoefficienten beregnet som

$$Kd = \frac{-\ln(I_z/I_0)}{Z},$$

hvor *Z* er vanddybde i meter, *I*₀ (mol foton m⁻² d⁻¹) er overfladeindstrålingen og *I*_z (mol foton m⁻² d⁻¹) er den indkommende stråling ved vanddybde *Z*.

Efter konvertering af alle Kd observationer til udbredelsesdybder foretages en lineær interpolering mellem observationer med færre end 60 dage afstand for at kunne beregne et tidsvægtet gennemsnit. Efter interpolering beregnes gennemsnittet for vækstperioden for rodfæstede bundplanter (marts til oktober). Dette foretages for hver overvågningsstation og for hvert år med tilstrækkelige observationer til at dække perioden efter ovennævnte regel med maksimalt 60 dages observations-"hul". Herefter beregnes, for de respektive vandområder, status for indikator som et gennemsnit af den årlige dybdeudbredelsesgrænse for perioden 2017-2022.

¹² Christensen, J.P.A., Shetty, N., Andersen, N.R., Damgaard, C. & Timmermann, K. 2021. Modelling light conditions in Danish coastal waters using a Bayesian modelling approach. Model documentation. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 48 pp. Scientific Report No. 422

2.4.2 Iltforhold

Ilt anvendes som understøttende kvalitetselement for kvalitetselementerne rodfæstede bundplanter, klorofyl og bundfauna (DKI). Lave iltkoncentrationer eller totalt fravær af ilt påvirker alle biologiske kvalitetselementer negativt, da rodfæstede bundplanter samt bundfauna i værste fald dør, og iltsvindsbetinget næringsstoffrigivelse fra havbunden fører til øgede klorofylkoncentrationer. Iltindikatoren udtrykkes som en iltsvindsfrekvens (procentdel af tid). Kravet er, at ved moderat iltsvind (under 4 mg ilt per liter i bundvandet) skal den procentdel af tiden, i måneden hvor iltsvindet er værst, være mindre end 50 % og ved kraftigt iltsvind (under 2 mg ilt per liter) skal procentdelen være mindre end 10 %. For de pågældende vandområder anvendes der gennemsnit af de årlige værdier, der foreligger for perioden 2017 – 2022. Begge de nævnte krav skal være opfyldt for at god tilstand er understøttet.

Er disse konkrete kravværdier ikke overholdt, understøtter det fysisk-kemiske kvalitetselement ikke god tilstand for det pågældende biologiske kvalitetselement.

2.5 Samlet økologisk tilstand

Den samlede økologiske tilstand for et kystvand fremkommer ved brug af one out-all out princippet, som den laveste af tilstandsklasserne for de tre biologiske kvalitetselementer. I tilfælde af at de understøttende fysisk-kemiske kvalitetselementer er taget i brug, og disse ikke understøtter god økologisk tilstand som beskrevet ovenfor, tildeles kystvandet samlet tilstandsklassen moderat tilstand, jf. CIS Guidance Document nr. 13¹³. Tilsvarende gælder, at hvis miljøkvalitetskrav for nationalt specifikke miljøfarlige forurenende stoffer overskrides i vandområdet, jf. retningslinjerne for vurdering af tilstand for miljøfarlige forurenende stoffer, tildeles kystvandet samlet tilstandsklassen moderat tilstand.

¹³ [https://circabc.europa.eu/sd/a/06480e87-27a6-41e6-b165-0581c2b046ad/Guidance%20No%2013%20-%20Classification%20of%20Ecological%20Status%20\(WG%20A\).pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/06480e87-27a6-41e6-b165-0581c2b046ad/Guidance%20No%2013%20-%20Classification%20of%20Ecological%20Status%20(WG%20A).pdf)

Bilag 3. Beregning af status- og baselineudledninger samt indsatseffekter for punktkilder

1. Indledning

Dette bilag angiver metoder til Miljøstyrelsens beregning af statusudledningen i 2021 og baselineudledningen i 2027 fra punktkilder. Udledningen omfatter organisk stof, kvælstof og fosfor (NPo) og punktkilder omfatter renseanlæg, ukloakerede ejendomme i spredt bebyggelse, regnbetingede udledninger, saltvandsbaseret fiskeopdræt, ferskvandsdambrug og industri.

Baselineudledningen i 2027 er udledningen i 2027 efter gennemførelse af vandområdeplaner 2015-2021. For renseanlæg og regnbetingede udledninger fra overløb indgår derudover eventuelle tiltag i kommunale spildevandsplaner med mere.

Baselineudledningen i 2027 er angivet på punktkildeniveau i MiljøGIS for vandområdeplanerne 2021-2027 efter genbesøget under temaet: VP3G Påvirkninger og arealanvendelse. Vælg punktkildetype, tryk på trekanten og tryk på T, hvormed der åbnes en tabel med status- og baselineudledninger for punktkilder på kortet.

Ved beregning af effekter af indsatsprogrammet anvendes de mest omkostningseffektive virkemidler.

2. Forudsætninger for beregning af status- og baselineudledninger samt indsatseffekter

2.1 Renseanlæg

Statusudledningen i 2021

Status for udledninger fra renseanlæg beregnes for 2021 som et gennemsnit for årene 2017-2021. Data hentes fra spildevandsdatabasen PULS. Udledninger beregnes som udgangspunkt på baggrund af målinger på renseanlæg. For mindre renseanlæg uden måling af vandmængde og/eller stofkoncentrationer anvendes standardtal i NOVANA datateknisk anvisning for renseanlæg /1/.

Baselineudledningen i 2027

For renseanlæg, hvor der ikke er fastlagt en indsats i vandområdeplaner 2015-2021, og hvor der ikke er angivet ændringer i kommunale spildevandsplaner med mere, fastsættes udledningen i baseline til udledningen i status.

For renseanlæg, hvor der er fastsat en indsats i vandområdeplaner 2015-2021, og hvor indsatsen ikke er gennemført i 2021, beregnes udledningen efter indsats ved at gange stofkoncentrationen for det anvendte virkemiddel iht. virkemiddelkataloget /2//3/ med vandmængden i statusudledningen. Tabellen nedenfor viser udledningskoncentrationer for forskellige renseanlægstyper i virkemiddelkataloget.

Middelkoncentrationer i spildevand udledt fra rensesanlæg – gennemsnit i 2012	Basis-enhed	BI5 (mg/l)	Total N (mg/l)	Total P (mg/l)
Urenset	Vand i udløb	203,5	41,4	6,9
M	Vand i udløb	142,5	34,4	5,7
MB	Vand i udløb	19,6	26,3	4,9
MBN	Vand i udløb	8,4	19,1	3,2
MBNK	Vand i udløb	4,1	12,5	0,6
MBNDK	Vand i udløb	2,8	4,11	0,42
MBNDKL (efterpolering i lagune på MBNDK)	Vand i udløb	2,2	4,06	0,38
MBNDKF (efterpolering i filter på MBNDK)	Vand i udløb	2,3	3,96	0,22
Årlig udledning fra rensesanlæg pr. PE	Basis-enhed	BI5 (kg/år)	Total N (kg/år)	Total P (kg/år)
Urenset*	PE	19,35	3,94	0,66
M	PE	13,54	3,27	0,54
MB	PE	1,86	2,50	0,47
MBN	PE	0,79	1,82	0,31
MBNK	PE	0,39	1,18	0,05
MBNDK	PE	0,26	0,391	0,040
MBNDKL (efterpolering i lagune på MBNDK)	PE	0,21	0,386	0,037
MBNDKF (efterpolering i filter på MBNDK)	PE	0,22	0,377	0,021

Hvis virkemidlet ikke medfører en reduktion i baselineudledningen i forhold til statusudledningen, benyttes statusudledningen som baselineudledningen.

Hvis virkemidlet "afskæring" er valgt, overføres vandmængden fra det nedlagte rensesanlæg til det modtagne rensesanlæg, og udledningsmængden beregnes ud fra det modtagne rensesanlægs statusudledningskoncentration.

Planlagte ændringer i udledninger fra rensesanlæg i tredje planperiode, der sker som følge af bl.a. centralisering af spildevandsrensningen, indregnes i baseline.

Indsatseffekten

For rensesanlæg med en indsats i vandområdeplanerne 2021-2027 beregnes udledningen efter indsats ved at gange stofkoncentrationen for det anvendte virkemiddel iht. virkemiddelkataloget /2//3/ med vandmængden i baselineudledningen.

Usikkerhed

Ved beregning af udledte stofmængder (belastningen) er der usikkerhed på både den målte vandføring og den målte stofkoncentration. Usikkerheden er lille på vandføringen, idet alle større renseanlæg har kontinuerlig registrering af vandføringen. Stofkoncentrationer i afløbsvandet bestemmes et antal gange hvert år, hvor minimumsprøveantallet er fastlagt i spildevandsbekendtgørelsen /4/. Ved beregning af belastningen anvendes opgørelse af vandmængder og målte stofkoncentrationer. Da de større anlæg udtager flere analyser pr. år end de mindre anlæg, er det generelt sådan, at den relative usikkerhed på belastningsberegningerne er mindst på de største renseanlæg.

Alle analyser foretages af akkrediterede laboratorier og analyseusikkerheden på koncentrationsbestemmelserne er mindre end 10 %.

Prøveudtagningen skal foretages i overensstemmelse med bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger. Usikkerheden i forbindelse med prøvetagningen kan imidlertid være stadig være betydende. Hvor stor usikkerheden er, afhænger af spildevandet og prøvetagningsudstyret. For mekaniske renseanlæg er indholdet af partikulært stof så stort, at det kan være vanskeligt at udtage en repræsentativ prøve af afløbsvandet. På moderne biologiske renseanlæg med næringssaltfjernelse er indholdet af partikulært stof lavt og afløbsvandet så homogent, at denne usikkerhed er væsentligt reduceret. Usikkerheden på prøvetagningen reduceres også, fordi flere og flere renseanlæg får installeret fastmonteret prøvetagningsudstyr.

2.2 Regnbetingede udledninger

Statusudledningen i 2021

Status for regnbetingede udledninger beregnes for 2021 som et gennemsnit for årene 2018-2021. Data hentes i spildevandsdatabasen PULS. Udledningerne aggregeres på vandområdeniveau. Såfremt kommunerne ikke har angivet udløbsmængder for en regnbetinget udledning, beregnes udløbsmængderne. Der anvendes beregningsmetode på niveau 0. Der henvises til datateknisk anvisning for regnbetingede udledninger for en nærmere beskrivelse af beregningsmetoden /5/.

Baselineudledningen i 2027

For regnbetingede udledninger, hvor der ikke er fastsat en indsats i vandområdeplaner 2015-2021, og hvor kommunerne ikke har oplyst om forventede tiltag i tredje planperiode, fastsættes udledninger i baseline til udledninger i status.

For regnbetingede udledninger fra overløb, hvor der er fastlagt en indsats i vandområdeplaner 2015-2021, er det op til kommunerne at vurdere, hvilke konkrete regnbetingede overløb i oplande til udpegede vandløb, der skal gennemføres tiltag over for. Det er på nuværende tidspunkt Miljøstyrelsens forventning, at der vil blive gennemført tiltag over for 50 % af de regnbetingede overløb. Udledningen fra regnbetingede udledninger fra overløb, hvor der er fastlagt en indsats i vandområdeplaner 2015-2021, er derfor beregnet ved at gange effekten af indsatsen med 0,5.

Ved beregning af indsatsernes effekt tages der udgangspunkt i effekten af et sparebassin på 10 mm, hvilket svarer til ca. 75 % reduktion i de udledte mængder.

Oplysninger fra kommuner om forventede tiltag over for regnbetingede overløb i tredje planperiode indregnes i baseline. Effekten af de forventede tiltag er relativt fordelt på alle kommunens overløb.

Indsatseffekten

Der er i vandområdeplaner 2021-2027 fastlagt indsatser på regnbetingede udledninger fra overløb i henhold til retningslinjer for fastlæggelse af spildevandsindsatser i afsnit 5.6.2.1 og 5.6.2.2. Der fastlagt indsatser på regnbetingede udledninger fra overløb af hensyn til vandområder i vandløb og søer, hvor der er et indsatsbehov, og hvor virkemidler for regnbetingede udledninger fra overløb kan indgå omkostningseffektivt i et indsatsprogram. Effekten af indsatser er beregnet på baggrund af virkemidlet installation af 10 mm sparebassin ved regnbetingede overløb fra fælleskloak, jf. virkemidler over for punktkilder. Derudover består indsatsen af eventuelt videreførte indsatser fra vandområdeplaner 2015-2021.

Usikkerhed

Udledningen fra de regnbetingede udledninger er afhængig af nedbørsmængde og intensitet og varierer derfor fra år og til. For at reducere den variation beregnes udledningerne fra de regnbetingede udledninger med udgangspunkt i et normalår. Nedbørsmængde og intensitet er stigende som følge af klimaforandringer, og udledningen kan derfor være underestimeret.

Der er stor variation i datakvaliteten i PULS. Få data er baseret på konkrete målinger i felten, og de fleste data er derfor genereret på bygværksniveau gennem modelberegninger. De modelberegnete data er ofte behæftet med en vis usikkerhed afhængigt af, hvor godt de er kalibreret..

2.3 Ukloakerede ejendomme i spredt bebyggelse

Statusudledningen i 2021

Status for ukloakerede ejendomme i spredt bebyggelse beregnes for 2021 på baggrund af registreringer i BBR i 2021. Ejendomstype, afløbsforhold, renseforanstaltning, drænforhold mm. indgår i beregning af udledte mængder. Reduktioner af udledninger af organisk stof er afhængige af de eksisterende afløbsforhold og beregnes ud fra standardværdier for rensegrader i datateknisk anvisning for spredt bebyggelse /6/.

I BBR er det blevet muligt at vælge mellem direkte udledning og udledning via markdræn fra ukloakerede ejendomme i spredt bebyggelse. For udledninger via markdræn fratrækkes 50% af NPo-mængderne ved beregning af påvirkning af vandområder, mens der for direkte udledninger fratrækkes 0% af NPo-mængderne.

Miljøstyrelsen har på baggrund af ejendomme med opdaterede afløbsforhold foretaget en kvalificeret fordeling mellem direkte udledninger og udledninger via markdræn for kommuner, hvor BBR ikke er opdateret. Resultaterne er vist i nedenstående tabel for alle kommuner. Markeringen "-" i tabellen betyder, at fordelingstallet ikke er relevant.

Drænfaktoren i nedenstående tabel er beregnet som:

Drænfaktor = $\frac{\text{antal drænudledninger}}{(\text{antal drænudledninger} + \text{antal direkte udledninger})}$

Reduktionsfaktoren i nedenstående tabel er beregnet som:

Reduktionsfaktor = $(1 - \text{drænfaktoren}) \times 0,5$

Reelle NPo-påvirkninger fra ukloakerede ejendomme i spredt bebyggelse, der ikke er opdateret med nye afløbskoder, beregnes ved at gange 100% af NPo-påvirkninger med reduktionsfaktoren.

Kommune	Dræn-faktor	Reduktions-faktor	Kommune	Dræn-faktor	Reduktions-faktor
ALBERTSLUND	-	-	LANGELAND	0,70	0,65
ALLERØD	0,20	0,90	LEJRE	0,54	0,73
ASSENS	0,91	0,55	LEMVIG	0,80	0,60
BALLERUP	0,79	0,61	LOLLAND	0,94	0,53
BILLUND	0,29	0,85	LYNGBY-TAAR-BÆK	-	-
BORNHOLM	0,24	0,88	LÆSØ	0,50	0,75
BRØNDBY	-	-	MARIAGERFJORD	0,16	0,92
BRØNDERSLEV	0,11	0,94	MIDDELFART	0,47	0,77
DRAGØR	0,00	1,00	MORSØ	0,91	0,55
EGEDAL	0,34	0,83	NORDDJURS	0,59	0,71
ESBJERG	0,83	0,58	NORDFYNS	0,34	0,83
FANØ	1,00	0,50	NYBORG	0,64	0,68
FAVRSKOV	0,57	0,72	NÆSTVED	0,63	0,69
FAXE	0,69	0,66	ODDER	0,01	1,00
FREDENSBORG	0,64	0,68	ODENSE	0,70	0,65
FREDERICIA	0,07	0,96	ODSHERRED	0,51	0,74
FREDERIKSBERG	-	-	RANDERS	0,58	0,71
FREDERIKSHAVN	0,25	0,88	REBILD	0,08	0,96
FREDERIKSSUND	0,64	0,68	RINGKØBING-SKJERN	0,74	0,63
FURESØ	0,36	0,82	RINGSTED	0,75	0,63
FAABORG-MIDT-FYN	0,99	0,50	ROSKILDE	0,49	0,75
GENTOFTE	-	-	RUDERSDAL	0,50	0,75
GLADSAXE	-	-	RØDOVRE	-	-
GLOSTRUP	-	-	SAMSØ	0,10	0,95
GREVE	0,00	1,00	SILKEBORG	0,64	0,68
GRIBSKOV	0,80	0,60	SKANDERBORG	0,80	0,60
GULDBORGSUND	0,68	0,66	SKIVE	0,51	0,75
HADERSLEV	0,24	0,88	SLAGELSE	0,93	0,54
HALSNÆS	0,67	0,67	SOLRØD	0,00	1,00
HEDENSTED	0,87	0,57	SORØ	0,63	0,68
HELSINGØR	0,71	0,65	STEVNS	0,87	0,57
HERLEV	0,50	0,75	STRUER	0,75	0,62
HERNING	0,44	0,78	SVENDBORG	0,92	0,54
HILLERØD	0,59	0,71	SYDDJURS	0,71	0,64
HJØRRING	0,18	0,91	SØNDERBORG	0,66	0,67
HOLBÆK	0,61	0,70	THISTED	0,91	0,54
HOLSTEBRO	0,35	0,82	TØNDER	0,22	0,89
HORSENS	0,32	0,84	TÅRNBY	-	-
HVIDOVRE	-	-	VALLENSBÆK	-	-
HØJE-TAASTRUP	0,25	0,88	VARDE	0,80	0,60
HØRSHOLM	0,50	0,75	VEJEN	0,64	0,68
IKAST-BRANDE	0,17	0,92	VEJLE	0,14	0,93
ISHØJ	-	-	VESTHIMMER-LAND	0,24	0,88

JAMMERBUGT	0,08	0,96	VIBORG	0,14	0,93
KALUNDBORG	0,65	0,68	VORDINGBORG	0,83	0,59
KERTEMINDE	0,85	0,58	ÆRØ	0,95	0,52
KOLDING	0,76	0,62	AABENRAA	0,63	0,68
KØBENHAVN	1,00	0,50	AALBORG	0,05	0,98
KØGE	0,58	0,71	AARHUS	0,83	0,59

Baselineudledningen i 2027

For ukloakerede ejendomme i spredt bebyggelse, der i vandområdeplaner 2015-2021 ligger udenfor renseklasseoplande (ingen indsats), sættes udledninger i baseline til udledninger i status.

For ejendomme beliggende i renseklasseoplande (indsats) i vandområdeplaner 2015-2021, og hvor indsatsen ikke er gennemført ved udgangen af 2018, beregnes baseline for disse på baggrund af gældende rensekrav for de pågældende renseklasseoplande.

Reduktioner i udledning af organisk stof baseres på de anførte standardværdier for rensegrader ved de forskellige renseklasser, som anført nedenfor, jf. data-teknisk anvisning for spredt bebyggelse.

STOFREDUKTIONSKRAV TIL RENSEKLASSER

RENSEKLASSE	BI5	TOTAL-P	TOTAL-N	NITRIFIKATION
SOP	95 %	90 %	30 %	90 %
SO	95 %	40 %	30 %	90 %
OP	90 %	90 %	30 %	-
O	90 %	30 %	30 %	-
Mekanisk	30 %	10 %	10 %	

O: Reduktion af organisk stof, P: Reduktion af total fosfor, SO: Skærpede krav til reduktion af organisk stof samt nitrifikation.

Indsatseffekten

Der er i vandområdeplaner 2021-2027 fastlagt indsatser over for ukloakerede ejendomme i spredt bebyggelse i henhold til retningslinjer for fastlæggelse af spildevandsindsatser i afsnit 5.6.2.1. Der er fastlagt indsatser over for ukloakerede ejendomme i spredt bebyggelse af hensyn til vandområder i vandløb, hvor der er et indsatsbehov, og hvor virkemidler for ukloakerede ejendomme i spredt bebyggelse kan indgå omkostningseffektivt i et indsatsprogram. Effekten af indsatser er beregnet på baggrund af virkemidlet installation af SO-minirenselanlæg, jf. virkemidler over for punktkilder. Derudover består indsatsen af eventuelt videreførte indsatser fra vandområdeplaner 2015-2021.

Usikkerhed

I BBR-registeret kan være ejendomme med forkerte afløbskode.

Da der i BBR ikke er angivet et udledningspunkt for renseforanstaltningen, anvendes koordinatet for den bygning, som renseforanstaltningen er tilknyttet som udledningspunkt. Det giver en usikkerhed i de tilfælde, hvor renselanlægget er tilkoblet en drænrørsledning.

Ved selve beregningen af udledningsmængderne anvendes erfaringstal for renseeffektiviteten og antal PE pr. ejendom, hvilket giver en usikkerhed i forhold til de reelle udledninger.

2.4 Industri

Statusudledningen i 2021

Status for udledninger fra industri beregnes for 2021 som et gennemsnit for årene 2017-2021. Data hentes fra punktkildedatabasen PULS. Udledningsmængden kan for nogle industrier beregnes på grundlag af målinger af virksomhedernes udledninger. For de resterende industrier beregnes de udledte mængder på baggrund af produktionsdata og/eller erfaringstal.

Baselineudledningen i 2027

Baselineudledningen sættes lig med statusudledningen.

Indsatseffekten

Der fastlægges ingen indsatser over for industri i vandområdeplaner 2021-2027.

Usikkerhed

Der er for industri samme usikkerhed på de målte udledninger som for renseanlæg. Hvor de udledte mængder beregnes på baggrund af typetal eller erfaringstal, er der usikkerhed på de opgjorte mængder, idet variationer i produktion på virksomhederne kan medføre, at udledningen varierer i størrelse fra år til år.

2.5 Ferskvandsdambrug

Statusudledningen i 2021

Status for udledninger fra ferskvandsdambrug beregnes for 2021 som et gennemsnit for årene 2017-2021. Data hentes fra punktkildedatabasen PULS. Hvis der er udtaget mindst 12 prøver af det udledte vand, beregnes de udledte mængder på baggrund af disse. Hvis der er udtaget mindre end 12 prøver, beregnes de udledte mængder ud fra oplysninger om produktionstal og foderforbrug.

Baselineudledningen i 2027

Baselineudledningen sættes lig med statusudledningen plus den mængde kvælstof, der som følge af aftale om Fødevarer- og landbrugspakken er tildelt erhvervet.

Indsatseffekten

Indsatsen over for ferskvandsdambrug i vandområdeplaner 2021-2027 omfatter opkøb af ferskvandsdambrug som følge af opkøbsordningen, jf. afsnit 5.6.2.4.

Usikkerhed

Der er ikke konkret viden om alle ferskvandsdambrugs produktion og udledning. Variationer i fodertilførsel, fiskeproduktion m.m. medfører, at udledningerne fra dambrug varierer fra år til år.

2.6 Saltvandsbaseret fiskeopdræt

Statusudledningen i 2021

Status for udledninger fra saltvandsbaseret fiskeopdræt beregnes for 2021 som et gennemsnit for årene 2017-2021. Data hentes fra punktkildedatabasen PULS. De udledte mængder beregnes ud fra produktionstal og foderforbrug for havbrugssektoren, mens de udledte mængder for de landbaserede saltvandsbrug baseres på udledningsprøver.

Baselineudledningen i 2027

Baselineudledningen sættes lig med statusudledningen plus den mængde kvælstof, der som følge af aftale om Fødevarer- og landbrugspakken er tildelt erhvervet.

Indsatseffekten

Der fastlægges ingen indsatser over for saltvandsbaserede fiskeopdræt i vandområdeplaner 2021-2027.

Usikkerhed

Der er ikke konkret viden om alle anlægs produktion og udledning. Variationer i fodertilførsel, fiskeproduktion m.m. medfører, at udledningerne fra dambrug varierer i størrelse fra år til år.

Referenceliste

/1/ Renseanlæg > 30 PE og industrirensesanlæg: nærings- og organisk stof fra anlæg med udledning til et vandområde, (MST, 2021), link: <https://mst.dk/media/210676/dp01-renseseanlaeg-og-industri-med-udledning.pdf>

/2/ Virkemidler over for punktkilder (MST, COWI, 2019), link: <https://mst.dk/media/181851/virkemidler-over-for-punktkilder.pdf>

/3/ Udarbejdelse af spildevandsindsatsprogrammer til reduktion af kvælstofbelastningen i 4 spildevandsbelastede kystvandoplande, (MST, COWI, 2017), link: <https://mst.dk/media/ysopjrl5/74-udarbejdelse-af-spildevands-indsatsprogrammer-til-reduktion-af-kvaelstofbelastningen-i-4-spildevandsbelastede-kystvandoplande-rapport-af-cowi-for-svana-nu-miljoestyrelsen-2017.pdf>

/4/ Bekendtgørelse om spildevandstilladelser mv. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4, link: <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2021/1393>

/5/ Datateknisk anvisning for regnbetingede udløb (RBU), (MST, 2021), link: <https://mst.dk/media/208326/dp02-regnbetingede-udloeb-version-3.pdf>

/6/ Datateknisk anvisning for Spredt bebyggelse, (MST, 2018), link: <https://mst.dk/media/171240/dp04-spredt-bebyggelse-150119.pdf>

Bilag 4. Retningslinjer for klassificering af tilstand for miljøfarlige forurenende stoffer i overfladevandområder

Indholdsfortegnelse

Indledning	8
Vandplanlægning kort fortalt	9
Lovgrundlag for vandplanlægning i Danmark	12
Relevante bekendtgørelser:	12
1. Vandområdedistrikternes karakteristika	15
1.1 Analyse af vandområdedistrikternes karakteristika	15
1.1.1 Vandløb	15
1.1.2 Søer	17
1.1.3 Overgangsvande	18
1.1.4 Kystvande	18
1.1.5 Kunstige vandområder	19
1.1.6 Stærkt modificerede vandområder	21
1.1.7 Grundvand	25
1.2 Fastlæggelse af referenceforhold	27
1.2.1 Vandløb	27
1.2.2 Søer	27
1.2.3 Kystvande	27
1.2.4 Kunstige og stærkt modificerede vandområder	28
1.2.5 Grundvand	28
1.3 Beskyttede områder	28
2. Påvirkninger	29
3. Tilstandsvurdering	31
3.1 Generelt om vurdering og klassificering	31
3.2 Generelt om overfladevand	31
3.2.1 Vandløb	32
3.2.2 Søer	37
3.2.3 Kystvande	41
3.2.4 Kunstige og stærkt modificerede vandområder	41
3.2.5 Miljøfarlige forurenende stoffer i overfladevand	41
3.3 Grundvand	42
3.3.1 Tilstandsvurdering	42
4. Miljømål for vandforekomster	54
4.1 Generelt om miljømål	54
4.2 Miljømål for vandløb	55
4.3 Miljømål for søer	55
4.4 Miljømål for kystvande	55
4.5 Miljømål for kunstige og stærkt modificerede vandområder	55

4.6	Miljømål for grundvand	56
4.7	Miljømål for miljøfarlige forurenende stoffer	56
4.8	Undtagelser fra miljømål	57
4.8.1	Følgende gælder for fristforlængelse:	57
4.8.2	Følgende gælder for fastsættelse af mindre strenge mål:	59
4.8.3	Naturgivne forhold og deres betydning ved brug af undtagelser og ved fravigelse af anvendte grænseværdier for god tilstand	63
4.8.4	Uafklarede forhold og indsats efter 2027	64
5.	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram	65
5.1	Generelt vedr. opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram	65
5.2	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for vandløb	65
5.2.1	Indsatsbehov	65
5.2.2	Fastlæggelse af indsatsprogram	66
5.3	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for søer	68
5.3.1	Indsatsbehov	68
5.3.2	Fastlæggelse af indsatsprogram	70
5.4	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for kystvande	71
5.4.1	Indsatsbehov	71
5.4.2	Fastsættelse af indsatsprogram	72
5.5	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for grundvand	72
5.5.1	Indsatser	72
5.5.2	Fastlæggelse af indsatsprogram	72
5.6	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for punktkilder	73
5.6.1	Indsatsbehov	73
5.6.2	Fastlæggelse af indsatsprogram	73
5.7	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for miljøfarlige forurenende stoffer	76
5.7.1	Indsatsbehov	76
5.7.2	Fastlæggelse af indsatsprogram	76
6.	Indholdet af vandområdeplanerne	77
6.1	Bekendtgørelse om indholdet af vandområdeplaner	77
	Bilagsoversigt	78
	Bilag 1. Retningslinjer for belastningsopgørelse til søer og kystvande	79
1.	Baggrund og formål	79
2.	Datagrundlag	79
2.1	Oplandskort	80
2.2	Punktkildedata	80
2.3	Stoftransportdata	80
3.	Dataforberedelse, huludfyldning, kalibrering og vandføringsnormalisering	80
4.	Beregning af næringsstofbelastning til søer og kystvande	81
4.1	Beregning af statusbelastning	81
4.2	Beregning af baselinebelastning	81
4.3	Fordeling af indsatsbehov til kystvande	82
4.4	Fordeling af indsatsbehov til søer	83
5.	Referencer	84
	Bilag 2. Retningslinjer for tilstandsvurdering i kystvande	85
1.	Generelt om tilstandsvurdering og klassificering	86
2.	Vurdering og klassificering af tilstand i kystvande	86
2.1	Fytoplankton (klorofyl a)	87

2.2 Anden akvatisk flora	88
2.2.3 Beregning af tilstand	92
2.3 Bunddyr, DKI	92
2.4 Anvendelse af fysisk-kemiske kvalitetselementer	93
2.5 Samlet økologisk tilstand	94
Bilag 3. Beregning af status- og baselineudledninger samt indsatseffekter for punktkilder	95
Referenceliste	102
Bilag 4. Retningslinjer for klassificering af tilstand for miljøfarlige forurenende stoffer i overfladevandområder	103
1 Indledning	106
1.1 Datagrundlag	106
1.1.1 Database	106
1.1.2 Dataperiode	106
1.2 Beregningsværktøj	106
1.3 Miljøkvalitetskrav	108
2 Metode	109
2.1 Normalisering af data	109
2.1.1 Vand	109
2.1.2 Sediment	109
2.1.3 Biota	110
2.1.4 Dioxiner	113
2.1.5 Normalisering af data for attribut, resultat og detektionsgrænse	114
2.2 Normalisering af miljøkvalitetskrav	114
2.2.1 Normalisering i forhold til indholdet af organisk kulstof i sediment	114
2.2.2 Miljøkvalitetskrav for cadmium og zink i vand	114
2.2.3 Naturlig baggrundskoncentration	115
2.3 Kvalificering af data	116
2.3.1 Kvantifikationsgrænse	116
2.3.2 Enkeltstående overvågningsresultater	117
2.4 Udvælgelse af data til klassificering af tilstand	118
2.4.1 Modellerede koncentrationer	119
2.5 Dataniveau	120
3 Klassificering af tilstand	121
3.1 Kemisk tilstand	121
3.1.1 Kystvande	121
3.2 Økologisk tilstand	121
3.2.1 Kystvande	121
4 Validering af MetalStat	122
4.1 Figurer	125
4.2 Tabeller	130
5 Referencer	132

1 Indledning

Nærværende bilag beskriver den metode, der er anvendt ved vurdering og klassificering af tilstand for miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) i forbindelse med genbesøget af vandområdeplanerne 2021-2027.

1.1 Datagrundlag

Grundlaget for klassificering af tilstanden er data for MFS tilvejebragt af det nationale overvågningsprogram for vand og natur (NOVANA). Det drejer sig om data fra overvågningen af de tre kategorier af målsatte overfladevandområder: kystvande og territorialfarvande, søer og vandløb. I kystvande og territorialfarvande er overvågningen for miljøfarlige forurenende stoffer sket i matricerne sediment og/eller biota, det samme er tilfældet for overvågningen for miljøfarlige forurenende stoffer i søer, mens der er overvåget for miljøfarlige forurenende stoffer i matricerne vand, sediment og/eller biota for vandløb.

1.1.1 Database

Overvågningsdata til brug for vurdering og klassificering af tilstand til genbesøget af vandområdeplanerne 2021-2027 er hentet fra Vanda-databasen. Det gælder både måleresultater for miljøfarlige forurenende stoffer og de støttedata, der anvendes til normaliseringen af koncentrationer af miljøfarlige forurenende stoffer og til beregning af de miljøkvalitetskrav, der skal anvendes, hvis kravene er afhængige af faktorer som indholdet af organisk kulstof i sediment, vandets hårdhedsgrad eller lignende.

1.1.2 Dataperiode

Til klassificering af tilstanden anvendes i udgangspunktet de seneste seks års kvalitetssikrede data. Kvalitetssikringen af analysedata gennemføres generelt et år fra tidspunktet for analysen (og rapporteringen af resultatet til VanDa). Derfor vil der normalt ikke kunne anvendes analysedata for prøvetagning, der er gennemført i det år, hvor vurdering og klassifikation af tilstand sker, i nogle tilfælde heller ikke fra det foregående år.

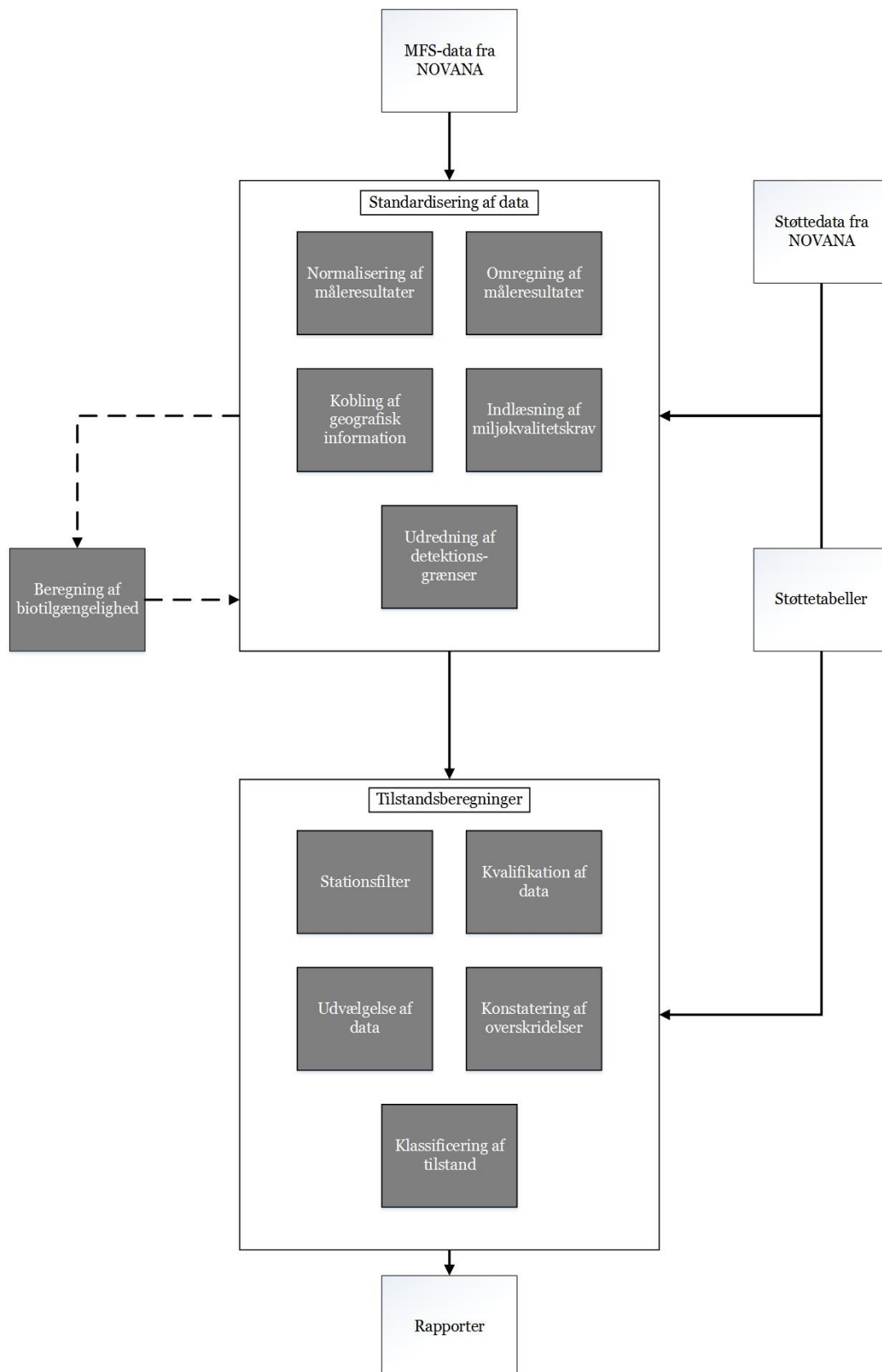
Den primære dataperiode til vurdering og klassifikation af tilstand for MFS til genbesøget af vandområdeplanerne 2021-2027 er perioden 2017-2022. For de vandområder, hvor der ikke er tilgængelige data fra den primære dataperiode, suppleres der med data fra 2013-2016 (sekundære dataperiode).

Tabel 1. Antallet (n) og andel (%) af total af datapunkter der indgår i klassificeringen af tilstand for miljøfarlige forurenende stoffer for de tre medier fordelt på perioderne 2013-2016 og 2017-2022.

Medie	Periode	Antal (n)	Andel (%)
Kystvande	2013-2016	822	25
	2017-2022	2.523	75
Søer	2013-2016	2.011	38
	2017-2022	3.325	62
Vandløb	2013-2016	922	2
	2017-2022	11.607	27
	Modelleret	31.146	71

1.2 Beregningsværktøj

Databehandling, vurdering og klassificering af tilstand er foretaget i analyseplatformen databricks (Runtime 12.2). I tillæg til standardpakkerne bruges bidict (0.22.1), pyarrow (8.0), pyyaml, msal (1.21.0), fiona (1.8.19), shapely (2.0), pyproj (3.0.1), geopandas (0.13.0). Diverse støttetabeler til beregningerne vedligeholdes i en Power App (cloud-service, altid nyeste version), hvorfra beregningerne også startes. De tre medier behandles i separate modeller med samme struktur.



Figur 1. Struktur af beregningsmodel for klassificering af tilstand for miljøfarlige forurenende stoffer i kystvande, søer og vandløb.

1.3 Miljøkvalitetskrav

De målte koncentrationer af de enkelte stoffer i vand, sediment og biota sammenholdes med de miljøkvalitetskrav, der er eller forventes fastsat i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Den målte koncentration – afrundet til samme antal decimaler, som miljøkvalitetskravet er fastsat med – betragtes som værende højere end miljøkvalitetskravet, når det sidste betydende ciffer i miljøkvalitetskravet er overskredet. For eksempel er miljøkvalitetskravet for bly i sediment 163 mg/kg TS, og dette miljøkvalitetskrav betragtes dermed som overskredet, når den afrundede værdi for koncentrationen af bly i sediment er 164 mg/kg TS eller derover.

Samtlige benyttede miljøkvalitetskrav og forslag til miljøkvalitetskrav findes i høringsversionen af bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand.

Særligt for perfluorooctansulfonsyre (PFOS) gælder, at der vurderes på måleresultater rapporteret på stankode 2910 "Perfluorooctansulfonsyre (sum forgrenet og lineær)" og stankode 1257 "Perfluorooctansulfonsyre" der er sammenlagt og erstattet med 2910 (se parameterlisten.dk).

For chrom gælder, at der er målt for total opløst chrom i NOVANA. Miljøkvalitetskrav for chrom er fastsat for hver af ionerne trivalent chrom og hexavalent chrom, men ikke for total chrom. Måleresultaterne holdes op mod miljøkvalitetskrav for trivalent chrom.

For parameteren sum af octylphenoler, anvendes summen af parametrene 4-n-octylphenol (CAS 1806-26-4), 4-tert-octylphenol (CAS 140-66-9) og octylphenol (CAS 27193-28-8). Summen af octylphenoler opgøres ens for vand og sediment. I henhold til bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand, er miljøkvalitetskravet for octylphenoler i sediment kun fastsat for 4-tert-octylphenol (CAS 140-66-9).

For parameteren nonylphenoler, sum, anvendes for alle matricer summen af parametrene nonylphenoler (CAS 25154-52-3), 4-nonylphenol (CAS 104-40-5) og 4-nonylphenoler forgrenet (CAS 84852-15-3), som fastlagt i note 5 til tabel 2 i til bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand.

For de miljøkvalitetskrav som er afhængige af fraktionen af organisk carbon afrundes måleresultatet til antallet af cifre i miljøkvalitetskravet plus en (se også afsnit 2.2.1 for beregning af miljøkvalitetskravet, når denne er afhængig af organisk carbon).

2 Metode

2.1 Normalisering af data

2.1.1 Vand

For at sikre overensstemmelse med den måleenhed, som miljøkvalitetskrav for vand er anført med i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål, normaliseres overvågningsdata for vand til enheden µg/L.

For visse metaller gælder særlige regler for vurdering af overvågningsresultater, idet der i varierende omfang kan tages hensyn til biotilgængelighed, jf. del C, afsnit 3.2, i bilag 3 til bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder (overvågningsbekendtgørelsen, i høring):

"Når overvågningsresultaterne vurderes i forhold til det relevante miljøkvalitetskrav, kan der tages hensyn til

[...]

b) vandets hårdhed, pH, opløst organisk kulstof eller andre kvalitetsparametre, der påvirker biotilgængeligheden af cadmium og cadmiumforbindelser, bly og blyforbindelser, kviksølv og kviksølvforbindelser og nikkel og nikkelforbindelser, idet den biotilgængelige koncentration fastsættes på grundlag af hertil egnet modellering af biotilgængeligheden."

og noter til tabel 3, 4 og 5 i bilag 2 til bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål.

Ved klassificering af tilstanden beregnes biotilgængeligheden for bly og nikkel. For at bibeholde det relative forhold mellem analyseresultaterne og detektionsgrænserne, og derigennem kvantifikationsgrænserne, foretages beregningen af biotilgængelighed for både analyseresultaterne og de tilhørende detektionsgrænser. Til beregning af biotilgængeligheden eksporteres det relevante data fra beregningsværktøjet (se Figur 1) og behandles i *Biomet bioavailability tool*¹⁴, hvorefter resultaterne importeres til beregningsværktøjet.

For kobber, chrom og zink gælder det generelle kvalitetskrav (miljøkvalitetskravet for et års-gennemsnit af koncentrationen) for den biotilgængelige koncentration, eller alternativt tilføjes den fastsatte kravværdi den naturlige baggrundskoncentration. For begge stoffer gælder det, at den fastsatte kravværdi for maksimumkoncentrationen (miljøkvalitetskravet for den højeste tilladte koncentration) tilføjes den naturlige baggrundskoncentration. For at sikre en sammenlignelighed mellem det generelle kvalitetskrav og maksimumkoncentrationen tilføjes de naturlige baggrundskoncentrationer for kobber og zink til begge stoffers kravværdier (se afsnit 2.2.3). Den biotilgængelige koncentration af stofferne i vand beregnes således ikke.

2.1.2 Sediment

For at sikre overensstemmelse med den måleenhed, miljøkvalitetskrav for sediment er anført med i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål, normaliseres overvågningsdata for sediment til enheden mg/kg TS.

Er den målte koncentration ikke på forhånd opgivet for tørvægt, omregnes den fra vådvægt til tørvægt ud fra den aktuelle prøves tørstofindhold og under anvendelse af følgende ligning:

Normalisering til tørstof = målt koncentration (i vådvægt) × 100 / målt TS.

¹⁴ bio-met bioavailability tool v5.0, tilgængelig via <https://bio-met.net/>

Der anvendes så vidt muligt samtidigt målte værdier for sedimentets tørvægt på den givne station. Hvis der ikke findes sådanne samtidige værdier, anvendes en nyere, sekundært en ældre, værdi for stationen. Hvis der ikke er tilgængelige værdier for tørvægten på den givne station, anvendes den laveste værdi i datasættet. I tilfælde hvor der er flere tørstofmålinger for stationen i et år beregnes et gennemsnit af tørstofindholdet.

2.1.3 Biota

For at sikre overensstemmelse med den måleenhed, miljøkvalitetskrav for biota er anført med i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål, normaliseres overvågningsdata for biota til enheden µg/kg VV.

Bestemmelse af eventuelle overskridelser af miljøkvalitetskrav for biota forudsætter, at målingerne er foretaget på det eller de taksonomiske niveauer, der ligger til grund for det pågældende miljøkvalitetskrav.

For prioriterede stoffer gælder biotakravet i µg/kg vådvægt for fisk, medmindre andet er anført, jf. note 12 til tabel 5 i bilag 2 til bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål. For andre stoffer gælder biotakravet i µg/kg for vådvægt af bløddele, jf. note 3 til tabel 4 i samme bilag.

I klassifikation af tilstanden udvælges de anvendte overvågningsdata på baggrund af de forudsatte biotataxa, så målinger foretaget på et andet biotataxon udelades af datasættet medmindre der ikke kan findes anden data på stationen i et år. Hertil er der i beregningsværktøjet indbygget et filter, der prioriterer udvælgelsen af prøver på organniveau. Det sikres herved, at såfremt der for en station findes prøver fra det organ, som miljøkvalitetskravet tager hensyn til, udelades eventuelle prøver fra andre organer.

Er den målte koncentration ikke på forhånd opgivet i vådvægt, omregnes den fra tørvægt til vådvægt ud fra den aktuelle prøves tørstofindhold, således at:

Koncentration i vådvægt = (tørstof % i prøven / 100 %) × koncentration i tørvægt

Der anvendes så vidt muligt samtidigt målte værdier for tørstof for den givne biotaprøve. Hvis der ikke findes sådanne samtidige værdier, anvendes arts- og organspecifikke tørstofværdier (Tabel 2). Findes der ikke en specifik tørstofværdi for måleresultatet anvendes en værdi på 26 % for fisk og 8,3 % for muslinger (*EU guidance document no. 32, 2014*) uanset i hvilket organ målingen er foretaget.

Tabel 2. Arts- og organspecifikke tørstof procenter til omregning af måleresultater fra tørvægt til vådvægt for koncentrationen af miljøfarlige forurenende stoffer i biota.

Art	Organ	Tørstof %
Aborre	Lever	25
	Muskel	20
Almindelig sandmusling	Alle bløddele	16
Atlantisk laks	Muskel	22,9
Blåmusling	Alle bløddele	16
	Alle bløddele	19
Gedde	Muskel	19,8
Glashvarre	Lever	25
Helt	Muskel	20,2
Hvilling	Lever	25
Ising	Lever	25
Karpe	Muskel	19,1
Karusse	Muskel	14,4
Kuller	Lever	25
Kulmule	Lever	25
Lange	Lever	25
Lerkutling	Hele organismen	21,3
	Muskel	21,3
Nipigget hundestejler	Hele organismen	25,4
	Muskel	25,4
Purpurnegl	Alle bløddele	34
Rudskalle	Muskel	21,9
Rødspætte	Lever	25
	Muskel	20
Sandart	Muskel	20
Sild	Lever	25
	Muskel	20
Skalle	Muskel	19,7
Skrubbe	Lever	30
	Muskel	22
Sortmundet kutling	Lever	25
	Muskel	20
Stillehavsøsters	Alle bløddele	19
Torsk	Lever	25
Trepigget hundestejler	Hele organismen	25
	Muskel	27,2
Ørred	Muskel	23
Østers	Alle bløddele	22
Ål	Muskel	37
Ålekvabbe	Lever	26
	Muskel	19

Foruden normaliseringen til vådvægt er det i normaliseringen af data for fisk vigtigt at være opmærksom på, om der er overensstemmelse mellem det organ, der er målt i, og det hensyn, miljøkvalitetskravet er fastsat for at tilgodese. Er hensynet fastsat med henblik på beskyttelse af øverste led i fødekæden (sekundær forgiftning), gælder miljøkvalitetskravet for koncentrationen i hele organismen. Er hensynet fastsat med henblik på beskyttelse af menneskers sundhed, gælder miljøkvalitetskravet for koncentrationen i muskelvæv.

AU (DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi) har estimeret omregningsfaktorer for kviksølv (hhv. muskel eller lever til hel fisk) (Larsen, 2019), PFOS (lever til muskel) (Larsen & Bossi, 2021) og HBCDD (muskel til hel fisk) for flere fiskearter (Tabel 3, Tabel 4 og Tabel 5). For omregningerne gælder det, at findes den specifikke art, i hvilken en given måling er foretaget, ikke, bruges omregningsfaktorer for "Andre".

Tabel 3. Omregningsfaktorer for kviksølv i fisk fra muskel eller lever til hel fisk (Larsen, 2019).

Art	Organ	Omregningsfaktor til "Hel fisk"
Aborre	Muskel	0,81
	Lever	1,2
Rødspætte	Muskel	0,91
	Lever	0,55
Skrubbe	Muskel	0,71
	Lever	1,6
Ålekvabbe	Muskel	1,2
	Lever	1,7
Sortmundet kutling	Muskel	1,03
	Lever	2,1
Andre	Muskel	0,93
	Lever	1,32

Tabel 4. Omregningsfaktorer for PFOS i fisk fra lever til muskel (Larsen & Bossi, 2021)

Art	Antal	Omregningsfaktor fra lever til muskel
Aborre	Enkel	0,0556
	Puljet	0,0556
Ålekvabbe	Enkel	0,1667
	Puljet	0,1667
Torsk	Enkel	0,125
	Puljet	0,125
Sild	Enkel	0,05
	Puljet	0,05
Skrubbe	Enkel	0,1
	Puljet	0,2
Rødspætte	Enkel	0,1
	Puljet	0,2
Ørred	Enkel	0,1
	Puljet	0,1
Andre	Enkel	0,0833
	Puljet	0,0909

Tabel 5. Omregningsfaktorer for HBCDD i fisk fra muskel til hel fisk (Larsen & Vorkamp, 2023)

HBCDD	Art	Omregningsfaktor til "Hel fisk"
alpha-Hexabromcyclododecan	Skrubbe	2,8
alpha-Hexabromcyclododecan	Ålekvabbe	2,7
alpha-Hexabromcyclododecan	Aborre	6,9
alpha-Hexabromcyclododecan	Andre	4,133
beta-Hexabromcyclododecan	Skrubbe	2
beta-Hexabromcyclododecan	Ålekvabbe	2,1
beta-Hexabromcyclododecan	Aborre	4,2
beta-Hexabromcyclododecan	Andre	2,766
gamma-Hexabromcyclododecan	Skrubbe	2
gamma-Hexabromcyclododecan	Ålekvabbe	2,1
gamma-Hexabromcyclododecan	Aborre	4,2
gamma-Hexabromcyclododecan	Andre	2,766

2.1.4 Dioxiner

Miljøkvalitetskravet for summen af dioxiner er i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål angivet i toksicitetsækvivalenter (TEQ), hvorfor koncentrationerne angivet i µg/kg VV omregnes til TEQ-normaliserede værdier, se Tabel 6 (Van den Berg et al., 2006) nedenfor.

Tabel 6. Dioxiner med angivne omregningsfaktorer til TEQ-normaliserede værdier (Van den Berg et al., 2006).

Dioxin	WHO 2005 TEQ-faktor
OCDD	0,0003
OCDF	0,0003
PCB #77	0,0001
PCB #81	0,0003
PCB #105	0,00003
PCB #114	0,00003
PCB #118	0,00003
PCB #123	0,00003
PCB #126	0,1
PCB #156	0,00003
PCB #157	0,00003
PCB #167	0,00003
PCB #169	0,03
PCB #189	0,00003
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1
1,2,3,7,8-PeCDD	1
1,2,3,7,8-PeCDF	0,03
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1
2,3,4,7,8-PeCDF	0,3
2,3,7,8-TCDD	1
2,3,7,8-TCDF	0,1

2.1.5 Normalisering af data for attribut, resultat og detektionsgrænse

I VanDa er overvågningsdata påhæftet oplysninger om bl.a. resultat, attribut og detektionsgrænse, hvor attributten angiver, at måleresultatet ligger under detektionsgrænsen for den anvendte analysemetode. Rapporterede analyseresultater skal opfylde et af følgende kriterier:

Attribut = tom og Resultat > Detektionsgrænse

Attribut = tom og Resultat = Detektionsgrænse

Attribut = "<" og Resultat = Detektionsgrænse

I flere tilfælde er der imidlertid konstateret uregelmæssigheder i angivelsen af de tre variable i databasen, hvorfor nogle datapunkter ikke opfylder et af de tre ovenstående kriterier. For at rette sådanne uregelmæssigheder i forholdet mellem variablene "Resultat", "Attribut" og "Detektionsgrænse" i det anvendte data, er der i beregningsværktøjet inkluderet et modul til normalisering af disse tre variable. Normaliseringen indeholder en analyse af de tre variable samt støttende oplysninger om analysemetodernes detektionsgrænser (hentet fra de kontrakter, Miljøstyrelsen har indgået med analyselaboratorierne). På baggrund af analysen og analysemetodernes detektionsgrænser normaliseres de tre variable i det berørte data således, at data opfylder et af de tre ovenstående kriterier. Hvis datasættet efter normaliseringen stadig indeholder data, der ikke opfylder et af de tre kriterier, frasortes disse data inden udvælgelsen af data til klassificering af tilstanden.

2.2 Normalisering af miljøkvalitetskrav

2.2.1 Normalisering i forhold til indholdet af organisk kulstof i sediment

For de stoffer hvor miljøkvalitetskravet varierer med fraktionen af organisk kulstof, anvendes så vidt muligt samtidigt målte værdier for sedimentets indhold af organisk kulstof og det givne miljøfarlige forurenende stof. Findes flere samtidig målte værdier, anvendes et gennemsnit af disse. Hvis ikke der findes sådanne samtidige værdier, anvendes en nyere, sekundært en ældre, værdi for sedimentets indhold af organisk kulstof på stationen. Hvis ikke der er tilgængelige data for indholdet af organisk kulstof på den givne station, anvendes en standard værdi på fem procent organisk kulstof. I tilfælde hvor måleresultaterne på en station inden for samme år tilskrives forskellige værdier for fraktionen af organisk kulstof, og dette resulterer i at måleresultaterne påføres forskellige miljøkvalitetskrav, påføres alle måleresultaterne det lavest bestemte miljøkvalitetskrav.

For at fastholde antallet af betydende cifre for miljøkvalitetskrav, der er afhængige af fraktionen af organisk kulstof, afrundes de beregnede miljøkvalitetskrav til antallet af cifre, miljøkvalitetskravet er anført med i bekendtgørelsen om fastlæggelse af miljømål. For at sikre, at det afrundede beregnede miljøkvalitetskrav (MKK) altid er over nul, gælder det for beregnet og afrundet MKK (som er afhængigt af TOC) ≥ 0 , at MKK fastsættes således at den sidste betydende ciffer (jf. MKK tabel) i $MKK = 1$.

2.2.2 Miljøkvalitetskrav for cadmium og zink i vand

For at tage højde for en øget ionstyrke i hårdt vand og den deraf følgende mindre følsomhed hos vandlevende organismer for metalionerne, varierer miljøkvalitetskravene for henholdsvis cadmium og zink med vandets hårdhed udtrykt ved indholdet af CaCO_3 , jf. bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål. For zink er der fastsat miljøkvalitetskrav for hårdt og blødt vand, mens der for cadmium er fastsat miljøkvalitetskrav for fem hårdhedsklasser. Der tages højde for vandets hårdhed for zink for det generelle kvalitetskrav og for cadmium for det generelle kvalitetskrav og maksimumkoncentrationen. Der er for zink derudover taget hensyn til den naturlige baggrundskoncentration (se afsnit 2.2.3).

Koncentrationen af calciumcarbonat (mg CaCO₃/L) beregnes eventuelt ud fra parameteren "Hårdhed, total" (dGH) med en omregningsfaktor på 17,85 (Appelo & Postma, 2005):

Hårdhed, CaCO₃ (mg/L) = Hårdhed, total (dGH) × 17,85

Der anvendes så vidt muligt samtidigt målte værdier for vandets hårdhed og det givne miljøfarlige forurenende stof. Hvis der ikke findes sådanne samtidige værdier, anvendes en nyere, sekundært en ældre, værdi for stationen. Findes der flere måleresultater for calciumcarbonat i vandområdet, anvendes et årsgennemsnit. Hvis der ikke er tilgængelige data for calciumindholdet på den givne station, anvendes måleresultatet ikke.

2.2.3 Naturlig baggrundskoncentration

For visse metaller kan der ved vurdering af overvågningsresultater i varierende omfang tages hensyn til naturlige baggrundskoncentrationer, jf. del C, afsnit 3.2, i bilag 3 til bekendtgørelse om overvågning:

"Når overvågningsresultaterne vurderes i forhold til det relevante miljøkvalitetskrav, kan der tages hensyn til

- a) de naturlige baggrundskoncentrationer af cadmium og cadmiumforbindelser, bly og blyforbindelser, kviksølv og kviksølvforbindelser og nikkel og nikkelforbindelser, hvis sådanne koncentrationer gør det umuligt at overholde det relevante miljøkvalitetskrav,"

og noter til tabel 3, 4 og 5 i bilag 2 til bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål.

Naturlige baggrundskoncentrationer inddrages i vurdering af overvågningsresultater fra alle tre medier og klassificering af tilstanden. De baggrundskoncentrationerne, som er anvendt, fremgår af Tabel 7 nedenfor.

På baggrund af analysen i Larsen et al. 2013 beregnes baggrundskoncentrationer som 10 %-fraktiler af data fra perioden 2010-2019. Fraktilerne beregnes på nationalt niveau, og der tages altså ikke hensyn til eventuelle geografiske forskelle. *Outliers*¹⁵ frasorteres datasættet inden den statistiske beregning, og for koncentrationer under kvantifikationsgrænsen beregnes pr. stof et resultat ved HELCOM-metoden:

$$B = (100 - A) \times \frac{LOQ}{100}$$

hvor B = beregnede værdi for resultater under kvantifikationsgrænsen, A = procentdel af resultater under kvantifikationsgrænsen og LOQ = kvantifikationsgrænsen.

For vandløb og søer anvendes data fra perioden 2010-2019 på tværs af de to medier, såfremt der for det pågældende stof ikke findes mere end 30 datapunkter til beregningen af 10 %-fraktilen i både vandløb og søer. Beregningerne af baggrundskoncentrationer udføres i RStudio 1.2.1335 (pakke: Tidyverse 1.3.0).

Tabel 7. Baggrundskoncentrationer som skal tilføjes de i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål fastsatte værdier for henholdsvis generelle kvalitetskrav og maksimumkoncentrationer for metaller i kystvande, søer og vandløb. Koncentrationerne er angivet i mg/kg TS for sediment og µg/L for vand.

¹⁵ Resultater som afviger markant fra resten af data, enten ved at de er meget høje eller meget lave.

Medie	Matrice	Parameter	Tilføjes værdi for generelt kvalitetskrav	Tilføjes værdi for maksimumkoncentration
Kystvande	Sediment	Cadmium	0,068	-
Søer	Sediment	Cadmium	0,288	-
		Vanadium	10	-
Vandløb	Sediment	Cadmium	0,288	-
		Vanadium	10	-
	Vand	Barium	17	-
		Zink	1,6	1,6
		Kobber	0,48	0,48
		Vanadium	0,134	0,134
		Jod ¹	2	2
		Chrom	0,08	0,08

1) Baggrundskoncentrationen for jod er fra Miljøstyrelsens datablad for fastsættelse af kvalitetskriterier for jod. I databladet for jod er baggrundskoncentrationen i flodvand angivet til 2 µg/L og i havvand 60 µg/L.

2.3 Kvalificering af data

2.3.1 Kvantifikationsgrænse

I overensstemmelse med overvågningsbekendtgørelsen behandles analyseresultater, som ligger under den anvendte analysemetodes kvantifikationsgrænse (der i bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger er defineret som 3 × detektionsgrænsen), og som indgår i en sum- eller gennemsnitsparameter, som beskrevet i det følgende.

For overvågningsresultater under kvantifikationsgrænsen anvendes den halve kvantifikationsgrænse som måleresultat ved beregning af middelværdier. Hvis den beregnede middelværdi af måleresultaterne er lavere end kvantifikationsgrænsen, betegnes værdien som værende "under kvantifikationsgrænsen".

Konstateres det, at middelværdien er under kvantifikationsgrænsen, kontrolleres det herefter også, om kvantifikationsgrænsen er over eller under det tilhørende miljøkvalitetskrav. I tilfælde, hvor kvantifikationsgrænsen er under miljøkvalitetskravet, konstateres det, at der ikke er tale om en overskridelse. Værdien af resultatet sættes i sådanne tilfælde lig med kvantifikationsgrænsen og markeres med en attribut ("<") i forbindelse med udstillingen af resultaterne. I tilfælde, hvor kvantifikationsgrænsen er over miljøkvalitetskravet, anvendes data ikke videre, da det ikke er muligt at kvalificere, om værdien overskrider miljøkvalitetskravet¹⁶.

Ovenstående anvendes ikke på målestørrelser, der består af summen af en given gruppe af fysisk-kemiske parametre eller kemiske målestørrelser, herunder deres metabolitter og nedbrydnings- og reaktionsprodukter. I disse tilfælde sættes overvågningsresultater, der er mindre end de enkelte stoffers kvantifikationsgrænse, til nul.

Ved klassificering af tilstanden kvalificeres enkeltstående overvågningsresultater i lighed med overvågningsresultater, der indgår i sum- eller gennemsnitsberegninger, i udgangspunktet i henhold til den anvendte analysemetodes kvantifikationsgrænse. Herved forstås, at kun overvågningsresultater over kvantifikationsgrænsen anvendes med den angivne måleværdi. I tilfælde, hvor et overvågningsresultat ligger under kvantifikationsgrænsen, anvendes i relevant omfang detektionsgrænsen, når resultatet sammenholdes med miljøkvalitetskrav, for derved at sikre anvendelse af den størst mulige del af datagrundlaget. Metoden er beskrevet i afsnit 2.3.2.

¹⁶ Jævnfør artikel 3b i direktiv om miljøkvalitetskrav.

2.3.2 Enkeltstående overvågningsresultater

Kvalificeringen af enkeltstående overvågningsresultater under kvantifikationsgrænsen bygger på en betragtning af det pågældende overvågningsresultats kvantifikationsgrænse og detektionsgrænse i forhold til det relevante miljøkvalitetskrav (Figur 2). Ved at betragte de enkeltstående overvågningsresultater på denne måde, er det muligt at udtale sig kvalitativt om, hvorvidt et resultat for et givet stof kan betragtes som værende over eller under miljøkvalitetskravet for stoffet. Er kvantifikationsgrænsen under miljøkvalitetskravet ("MKK X", Figur 2) og overvågningsresultatet under kvantifikationsgrænsen ("X", Figur 2), konstateres det, at overvågningsresultatet er under miljøkvalitetskravet, selv om den eksakte værdi for overvågningsresultatet ikke kan kvantificeres. Er kvantifikationsgrænsen for et givet stof over og detektionsgrænsen under miljøkvalitetskravet ("MKK Y", Figur 2), inddeles overvågningsresultater under kvantifikationsgrænsen i henholdsvis dem, der ligger mellem kvantifikationsgrænsen og detektionsgrænsen ("Y1", Figur 2), og dem, der ligger under detektionsgrænsen ("Y2", Figur 2). Er detektionsgrænsen over miljøkvalitetskravet for det givne stof ("MKK Z", Figur 2), inddeles overvågningsresultater under kvantifikationsgrænsen i henholdsvis dem, der ligger mellem kvantifikationsgrænsen og detektionsgrænsen ("Z1", Figur 2), og dem, der ligger under detektionsgrænsen ("Z2", Figur 2).

På baggrund af denne inddeling af overvågningsresultaterne anvendes de enkeltstående overvågningsresultater som følger i den videre dataanalyse:

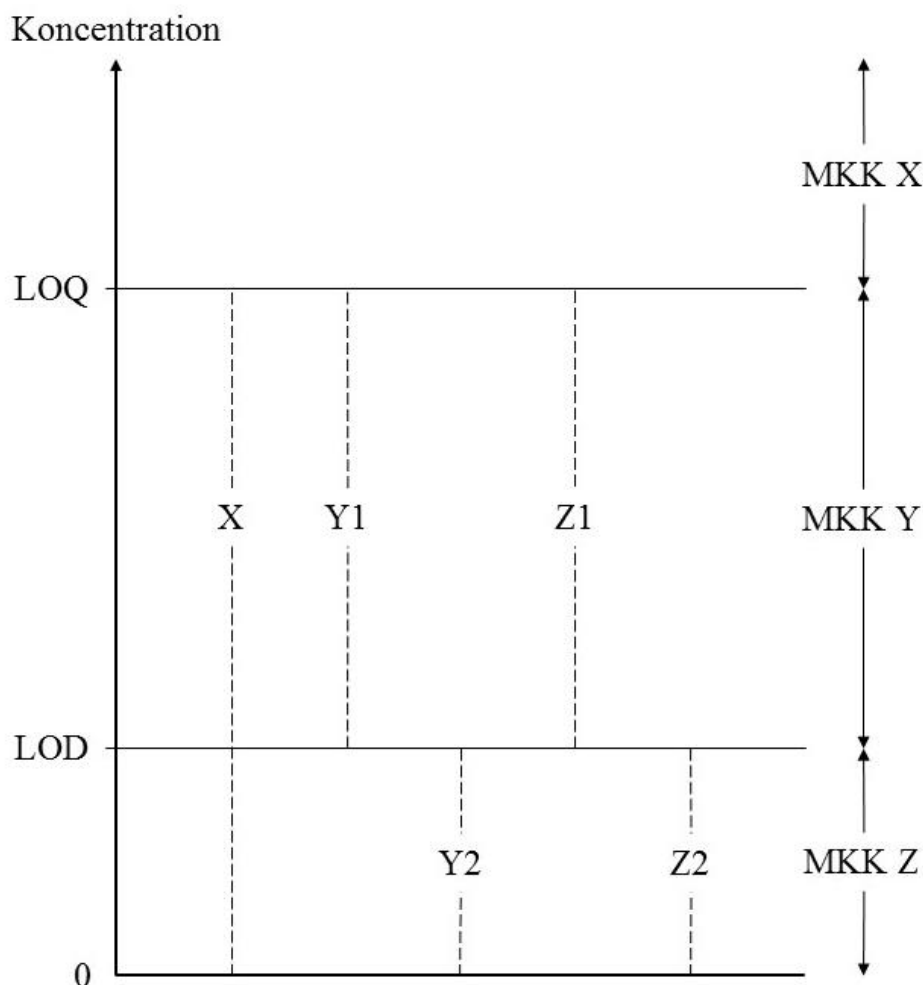
X = Anvendes videre idet resultatet sættes til værdien af kvantifikationsgrænsen for overvågningsresultatet.

Y1 = Anvendes ikke videre, da det ikke er muligt at kvalificere, om resultatet er over eller under miljøkvalitetskravet.

Y2 = Anvendes videre idet resultatet sættes til værdien af detektionsgrænsen for overvågningsresultatet.

Z1 = Anvendes videre idet resultatet sættes lig med overvågningsresultatet.

Z2 = Anvendes ikke videre, da det ikke er muligt at kvalificere, om resultatet er over eller under



miljøkvalitetskravet.

Figur 2. Kvalifikation af enkeltstående overvågningsresultater. LOQ = kvantifikationsgrænse. LOD = detektionsgrænse. MKK X = et miljøkvalitetskrav beliggende over det pågældende enkeltstående overvågningsresultats LOQ. MKK Y = et miljøkvalitetskrav beliggende mellem det pågældende enkeltstående overvågningsresultats LOQ og LOD. MKK Z = et miljøkvalitetskrav beliggende under det pågældende enkeltstående overvågningsresultats LOD. X = et enkeltstående overvågningsresultat under LOD med et tilhørende MKK X. Y1 = et enkeltstående overvågningsresultat mellem LOQ og LOD med et tilhørende MKK Y. Y2 = et enkeltstående overvågningsresultat under LOD med et tilhørende MKK Y. Z1 = et enkeltstående overvågningsresultat mellem LOQ og LOD med et tilhørende MKK Z. Z2 = et enkeltstående overvågningsresultat under LOD med et tilhørende MKK Z.

2.4 Udvælgelse af data til klassificering af tilstand

Ved vurdering af overvågningsresultaterne foretages der en endelig udvælgelse af data inden klassificering af tilstanden.

For alle matricer gælder det, at der på stationsniveau beregnes årlige middelværdier for de enkelte stoffer. For at sikre anvendelse af så mange overvågningsresultater i vandløbsvand som muligt til bestemmelse af tilstand for miljøfarlige forurenende stoffer beregnes middelværdier (årsgennemsnit) så længe, der er minimum tre målinger på stationen i et givent år.

For stoffer, der er en del af en sumgruppe foretages der en sumberegning på stationsniveau. For stoffer hvor der findes flere måleresultater i samme år på samme station, beregnes en middelværdi for disse resultater inden sumberegningen. I tilfælde hvor der ikke findes målinger for alle stoffer, der indgår i en sumgruppe, beregnes en sum på de tilgængelige måleresultater.

Derudover identificeres der i det enkelte vandområde, hvor der er gennemført overvågning, et årligt højeste overvågningsresultat, som kan sammenholdes med maksimumkoncentrationen. Resultatet identificeres for målinger i perioden 2017-2022, således at det er det højeste måleresultat i hele perioden, der er repræsentativt for stationen. Findes der ikke en måling for stoffet på stationen i 2017-2022, identificeres der ikke et højeste måleresultat.

Herefter foretages der en udvælgelse af overvågningsresultater på vandområdeniveau. Hvis der findes flere resultater for det samme stof/sumgruppe inden for samme år i et vandområde (eksempelvis hvis der er målt på flere stationer), udvælges det højeste resultat til videre behandling. Nettoresultatet af denne udvælgelse er ét resultat pr. stof eller sumgruppe pr. vandområde pr. år.

I tilfælde, hvor der i et vandområde alene er data for ét enkelt år, udgør dette ene resultat grundlaget for klassificeringen af vandområdets tilstand. I tilfælde, hvor der for samme vandområde er data for flere år, beror klassificeringen af vandområdets tilstand på en analyse på tværs af årene, herunder hvornår i den samlede periode der er konstateret henholdsvis overskridelse og overholdelse af miljøkvalitetskravet. En overskridelse ét år resulterer således ikke i, at vandområdet klassificeres som værende i ikke-god tilstand, hvis begge de seneste to sammenhængende år ikke viser overskridelser af de pågældende miljøkvalitetskrav. Derimod resulterer overskridelser de seneste to år i en klassificering af vandområdet som værende i ikke-god tilstand, uagtet at der ikke i tidligere år er konstateret overskridelser. Analysen er indrettet således, at overskrider de seneste to resultater ikke miljøkvalitetskravet, bruges det højeste resultat af de to. Overskrider en af de seneste to resultater miljøkvalitetskravet, vises det højeste resultat for vandområdet, uagtet hvilket år denne måling er fra.

2.4.1 Modellerede koncentrationer

Muligheden for at benytte sig af gruppering og ekstrapolering af måleresultater til vurdering af tilstanden for overfladevandområder er beskrevet i EU's vejledende dokument angående overvågning for implementeringen af vandrammedirektivet (*EU guidance document no. 7*, 2003). Modellen som Miljøstyrelsen har taget i brug i forbindelse med tilstandsvurderingen for miljøfarlige forurenende stoffer til genbesøget af vandområdeplanerne 2021-2027 er en statistisk gruppering og ekstrapolering af måleresultater baseret på tilgængelige oplandsdata (Tabel 8). Projektet har løbende udgivet rapporter – se referencer i afsnit 5. De modellerede resultater indgår alle steder, hvor der mangler et måleresultat for et eller flere af stofferne. Valideringen af de modellerede resultater er beskrevet i afsnit 4.

Modellen estimerer koncentrationer af miljøfarlige forurenende stoffer i vandløbsvandområder indenfor ID15-oplande. Findes der flere vandområder i samme ID15-opland, får de tildelt samme resultat. Findes et vandområde i flere ID15-oplande, tildeles vandområdet det højeste koncentrationsestimat for de ID15-oplande, som vandområdet befinder sig i. I tilfælde hvor koncentrationer (eksempelvis ved beregning af den biotilgængelige fraktion) eller miljøkvalitetskrav (eksempelvis vandets hårdhedsklasse ved fastlæggelse af det generelle kvalitetskrav for cadmium) afhænger af støtteparametre, anvendes de nyest målte værdier for disse støtteparametre fra det enkelte vandområde fra de seneste seks års data. I tilfælde, hvor der ikke er tilgængelige data, anvendes et landsgennemsnit for værdier baseret på de seneste seks års data.

Tabel 8. Oversigt over modeller, der benyttes i vurderingen og klassificeringen af tilstand for miljøfarlige forurenende stoffer i overfladevand.

Model	Medie	Matrice	Stof eller stof-gruppe	Valideringsresultat
MetalStat	Vandløb	Vand	Bly	100%
MetalStat	Vandløb	Vand	Cadmium	98%
MetalStat	Vandløb	Vand	Kobber	70%
MetalStat	Vandløb	Vand	Nikkel	100%
MetalStat	Vandløb	Vand	Zink	85%

2.5 Dataniveau

Det angivne dataniveau for MFS-data, udstillet på vandplandata.dk og MiljøGIS, er fastlagt, jf. Tabel 9. Angivelsen af et dataniveau er progressiv, således at er et måleresultat ikke behandlet, inden der foretages en kontrol mod miljøkvalitetskravet, angives niveauet som "Beregnete data". Er data normaliseret (enhed, organomregning mm.), angives niveauet som "Analyse-data". Er data normaliseret, men også en del af en gennemsnits- eller sumberegning, angives niveauet som "Aggregerede data". Stammer data fra en model, angives niveauet som "Modelleret data".

Tabel 9. Definition af dataniveauer angivet på vandplandata.dk og MiljøGIS.

Dataniveau	Definition
Analysedata	Normaliseret data
Aggregerede data	Gennemsnits- eller sumværdier
Beregnete data	Øvrige data
Modelleret data	Data fra model

3 Klassificering af tilstand

3.1 Kemisk tilstand

Et vandområdes kemiske tilstand klassificeres på baggrund af forekomsten af de miljøfarlige forurenende stoffer, der er opført på listen over prioriterede stoffer, jf. tabel 2 i bilag 2 til bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål, eller stoffer der i øvrigt er fastsat miljøkvalitetskrav for på EU-niveau, jf. tabel 5 i samme bilag, og som er omfattet af overvågningen eller hvor der findes tilgængelige modellerede resultater.

Den kemiske tilstand klassificeres som værende *god*, hvis ingen miljøkvalitetskrav fastsat for vand, sediment eller biota for de pågældende stoffer er overskredet. Hvis ét eller flere miljøkvalitetskrav er overskredet, klassificeres den kemiske tilstand som værende *ikke-god*. Hvis der for et af stofferne foreligger måledata for en matrice, for hvilken der ikke er fastsat miljøkvalitetskrav, klassificeres den kemiske tilstand som værende *ukendt* for stoffet. Ligeledes klassificeres den kemiske tilstand som værende *ukendt*, hvis der ingen overvågningsdata eller modelleret data findes for vandområdet.

3.1.1 Kystvande

Den kemiske tilstand klassificeres for både kystvande (som rækker ud til 1 sømil fra basislinjen) og territorialfarvande (de såkaldte 12 sømil-områder) beliggende fra 1 sømil fra basislinjen ud til territorialfarvandsgrænsen 12 sømil fra basislinjen.

3.2 Økologisk tilstand

Forekomst af nationalt specifikke stoffer (MFS af særlig national interesse) er som fysisk-kemiske kvalitetselementer med til at bestemme den økologiske tilstand, jf. bilag 1 til bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål. Resultater af overvågningen eller modellerede resultater af disse stoffer indgår dermed ved klassificering af økologisk tilstand, jf. del C, afsnit 2, i bilag 3 til overvågningsbekendtgørelsen.

Tilstanden klassificeres som værende *god*, hvis ingen miljøkvalitetskrav fastsat for vand, sediment eller biota for de pågældende stoffer er overskredet. Hvis ét eller flere miljøkvalitetskrav er overskredet, klassificeres tilstanden som værende *ikke-god*. Hvis der for et af stofferne foreligger måledata for en matrice (vand, sediment el. biota), for hvilken der ikke er fastsat miljøkvalitetskrav, klassificeres tilstanden som værende *ukendt* for stoffet. Ligeledes klassificeres tilstanden som værende *ukendt*, hvis der ingen overvågningsdata eller modellerede data findes for vandområdet.

3.2.1 Kystvande

Den økologiske tilstand for så vidt angår nationalt specifikke stoffer klassificeres for kystvande, men ikke for territorialfarvande.

4 Validering af MetalStat

I nærværende afsnit beskrives valideringen af MetalStat forud for implementeringen af modellens resultater i tilstandsvurderingerne til genbesøget af vandområdeplanerne 2021-2027. Der er tilknyttet en række figurer (1 til 7) og tabeller (1 til 4), der understøtter beskrivelsen.

Kort beskrivelse af modellen

MetalStat er en statistisk model, der på baggrund af overvågningsdata fra NOVANA og viden om tilførsel og transport af metaller kan estimere koncentrationer af bly, cadmium, kobber, nikkel og zink i vandløbsvand (figur 1).

MetalStat beregner estimerne i ID15-oplande – de samme oplande, der benyttes i kvælstof-modellerne – som inddeler Danmark i 3.135 typografisk definerede og hydrologisk koblede oplande med en middelstørrelse på 15 km². MetalStat benytter måledata fra NOVANA i sammenhæng med data om tilførsel og transport af metaller i oplandene, eksempelvis udledning fra renseanlæg, til at estimere koncentrationer af de fem metaller i oplande, hvor der ikke er målt.

Valideringsgrundlaget

Valideringen af MetalStat er foretaget ved at sammenligne estimer fra MetalStat med måleresultater, som ikke er indgået i modellens datagrundlag. Der er til dette formål blevet tilbageholdt måleresultater fra 82 stationer (figur 3) fra MetalStats kalibreringsgrundlag.

Grundlaget for valideringen (måleresultaterne fra stationerne og MetalStats estimer og oplandsdata fra de ID15-oplande, som stationerne befinder sig i) er blevet analyseret for at sikre, at det ikke indeholder en bias, som kan påvirke valideringen. Analyserne gennemgås kort herunder.

Analyse af måleresultater

For at sikre, at måleresultaterne fra valideringsstationerne ikke afviger fra alle andre måleresultater, herunder fra de måleresultater MetalStat er kalibreret på, har Miljøstyrelsen gennemført en PCA-analyse (figur 4), og det kan på den baggrund antages, at der ikke er systematiske afvigelser mellem måleresultaterne fra stationerne brugt til kalibrering og validering.

Analyse af de prædikterede koncentrationer

I lighed med analysen af måleresultaterne, har DCE gennemført en analyse af MetalStats estimer for de ID15-oplande valideringsstationerne befinder sig i. I analysen er en direkte sammenligning af estimerne fra henholdsvis valideringsoplandene og alle andre oplande (figur 5). DCE fandt ingen systematisk afvigelse og konkluderer at valideringsoplandene "kan antages at udgøre en repræsentativ stikprøve af alle oplande."

Analyse af oplandsdata

DCE har også gennemført en analyse af valideringsoplandenes oplandsdata for at sikre, at dette ikke afviger. Analysen karakteriserer alle ID15-oplande jævnfør oplandsdata og sammenligner valideringsoplandene med alle andre oplande (figur 6). DCE fandt ingen systematisk afvigelse og konkluderer, at valideringsoplandene "kan antages at udgøre en repræsentativ stikprøve af alle oplande."

Valideringsmetode

Målet med valideringen er, at sammenligne de estimer MetalStat leverer med måleresultater fra NOVANA for at fastlægge overensstemmelsen mellem disse. Overensstemmelsen kan påvises på flere niveauer:

- a) Er estimatet lig den målte koncentration.
- b) Er der overensstemmelse mellem konstateringen af overskridelser.
- c) Bliver tilstanden bestemt som den samme.

Hvor a) kræver mest præcision fra modellen og c) kræver mindst præcision. Miljøstyrelsen har valgt at gennemføre valideringen med udgangspunkt i niveau b). Metoden har den fordel, at den forholder sig til estimerens værdi (er der en overskridelse eller ej), samtidig med at modellen har mere rum til at ramme rigtigt (den skal ikke ramme en præcis koncentration, men udelukkende over eller under et miljøkvalitetskrav). Valideringen gennemføres for hvert metal, således at MetalStats evne til korrekt at kunne estimere, om der er overskridelser eller ej, fastlægges individuelt for metallerne.

Metoden er eksemplificeret nedenfor i figur 7, hvor estimer fra MetalStat sammenlignes med måleresultater i fire forskellige ID15-oplande. I to af oplandene kan der på baggrund af MetalStats estimer korrekt konstateres, om der er en overskridelse eller ej. I de to andre ID15-oplande har MetalStat henholdsvis underestimeret (en falsk negativ) og overestimeret (en falsk positiv) koncentrationen. På den baggrund får metallet i eksemplet en sikkerhed på 50 %. Denne validering gennemføres for alle metaller for alle de leverede fraktiler (figur 2), og for både de massebalancekorrigerede og de tidskorrigerede estimer. Med ni fraktiler og to korrektioner er der derfor 18 forskellige resultater at evaluere.

Resultat af validering

Resultatet af valideringen fremgår af tabel 1, hvor den procentvise overensstemmelse mellem estimer og måleresultater for konstateringen af overskridelser eller ej fremgår for hvert stof (bly, cadmium, kobber, nikkel og zink), for de massebalancekorrigerede (M) og de tidskorrigerede (T) estimer for hver fraktil (3, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70 80 og 90 %).

Yderligere findes i tabel 2 antallet af konstaterede overskridelser for MetalStats estimer, i tabel 3 antallet af konstaterede overskridelser for måleresultaterne fra stationerne, der indgår i valideringen, og i tabel 4 antallet af overskridelser i vandløb i tilstandsvurderingen til vandområdeplanerne 2021-2027.

Udvælgelse af fraktiler

Fraktilerne, der vurderes at være bedst egnede til brug for tilstandsvurderingerne, er markeret med grå i tabel 1. Generelt er valget af fraktiler foretaget ved at sammenligne antallet af konstaterede overskridelser for MetalStats estimer (tabel 2) med antallet af konstaterede overskridelser for måleresultaterne (tabel 3) og derefter udvælge den fraktil, hvor antallet af overskridelser på estimerne er tæt på antallet af overskridelser fra valideringsstationerne. Denne metode er valgt for at sikre, at estimerne fra fraktilen repræsenterer en spredning, der er sammenlignelig med måleresultaterne, og derfor sammenlignelig med den generelle tilstand i vandområderne.

Dertil foretrækkes de massebalancekorrigerede estimer, hvis disse ellers er sammenlignelige med de tidskorrigerede estimer. Dette skyldes, at der vurderes at være det største metodeoverlap med de måleresultater, der benyttes i tilstandsvurderingerne, hvor der kan vurderes på måleresultater, der er op til ti år gamle.

Endelig benyttes forsigtighedsprincippet i udvælgelsen, således at der ved ellers sammenlignelige vurderinger udvælges den højeste fraktilværdi, så den koncentration, der benyttes (og udstilles) i forbindelse med tilstandsvurderingerne, er den mest konservative.

Eventuelle yderligere betragtninger for de individuelle metaller beskrives i nedenstående afsnit.

Bly

Der konstateres ingen overskridelser for nogen af fraktilerne for de massebalance- eller tids-korrigerede estimer. Der er heller ikke fundet overskridelser i valideringsresultaterne, ligesom der ikke er konstateret overskridelser i tilstandsvurderingen til vandområdeplanerne 2021-2027.

Cadmium

Der er konstateret en enkelt overskridelse i måleresultaterne. I massebalance estimerne findes en enkelt overskridelse i fraktilerne 40-80 %. Der er konstateret tre overskridelser i tilstandsvurderingen til vandområdeplanerne 2021-2027.

Kobber

I måleresultaterne fra valideringsstationerne er der konstateret 15 overskridelser, hvilket udgør 21 % af måleresultaterne. I vandområdeplanerne 2021-2027 er der konstateret overskridelser i 41 % af vandløbsvandområderne. Miljøstyrelsen betragter ikke forskellen i andelen af overskridelserne som signifikant. For de massebalancekorrigerede estimer er der for fraktilerne 03-20 % et sammenligneligt antal overskridelser.

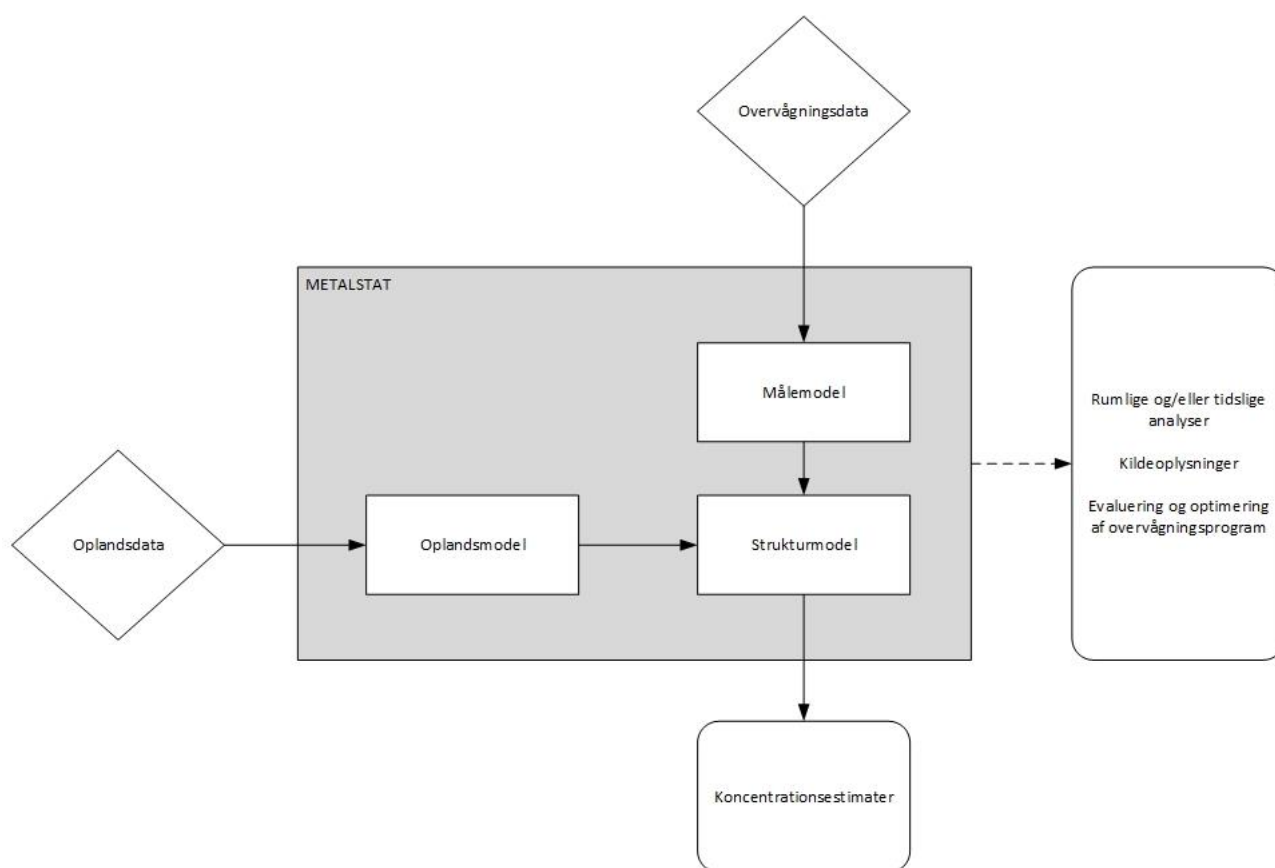
Nikkel

Der er ikke konstateret overskridelser i måleresultaterne, ligesom der ikke er konstateret overskridelser i tilstandsvurderingen til vandområdeplanerne 2021-2027. Der findes ingen overskridelser for de massebalancekorrigerede estimer i fraktilerne 3-70 %.

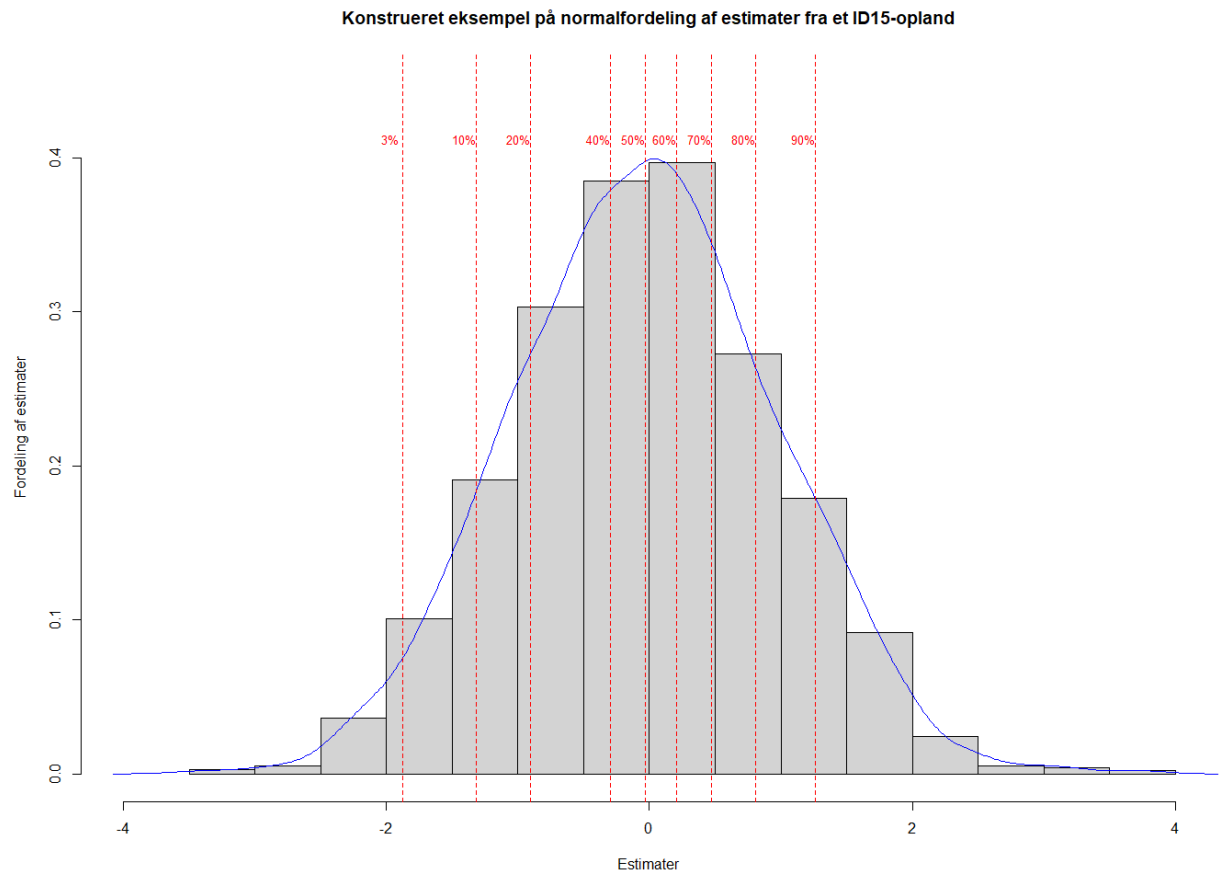
Zink

Der er konstateret 13 overskridelser i måleresultaterne (18 %). I vandområdeplanerne 2021-2027 blev der konstateret overskridelser i 50 % af vandløbsvandområderne. Miljøstyrelsen betragter ikke forskellen i andelen af overskridelser som signifikant. Der er et sammenligneligt antal overskridelser for 80 %-fraktilen for de massebalancekorrigerede estimer og for 70 %-fraktilen for de tidskorrigerede estimer. Antallet af korrekt estimerede overskridelser er højere for tidskorrigerede estimer for 70 %-fraktilen (data ikke vist).

4.1 Figurer



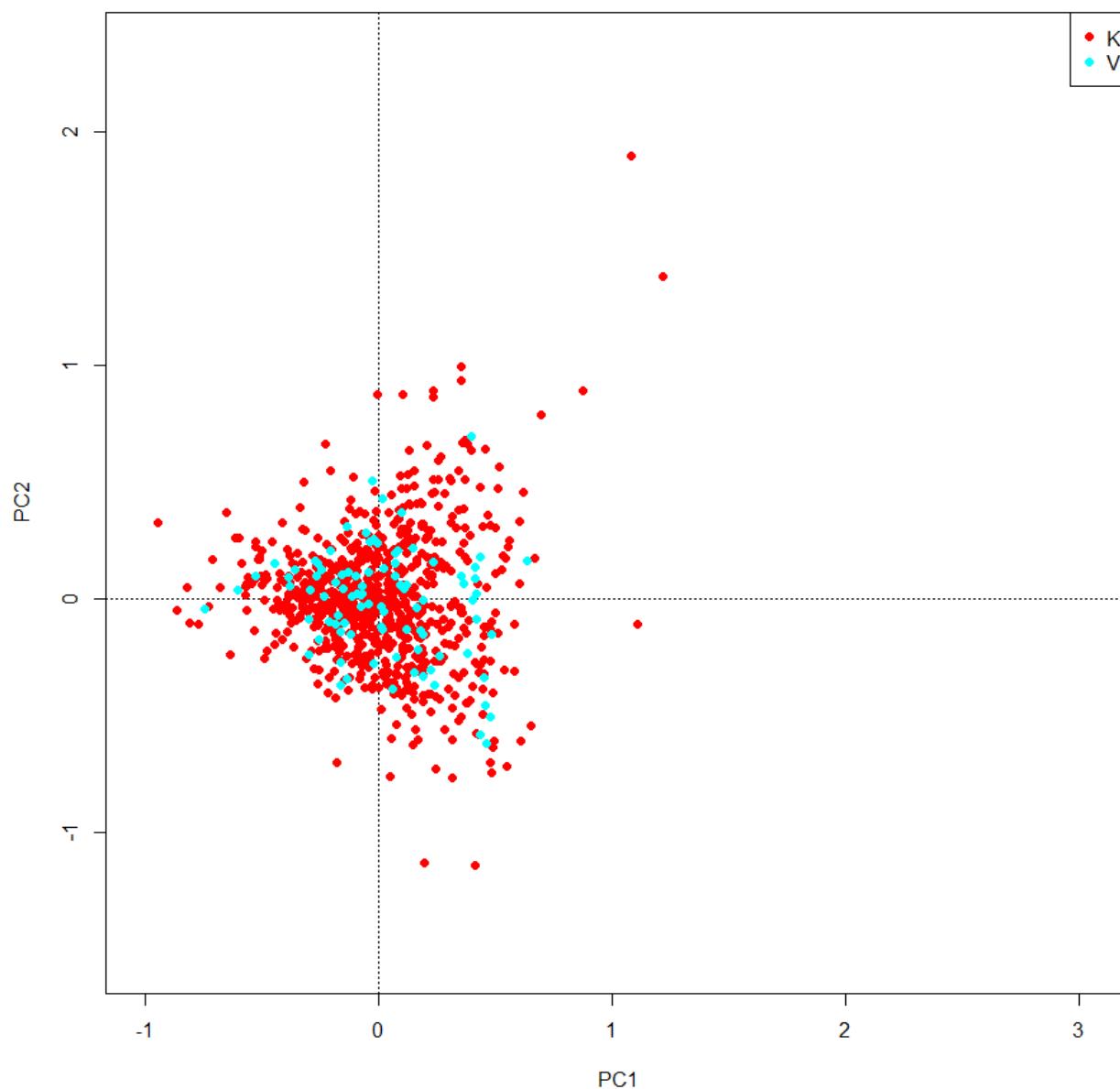
Figur 1. Illustration af hovedkomponenterne i MetalStat.



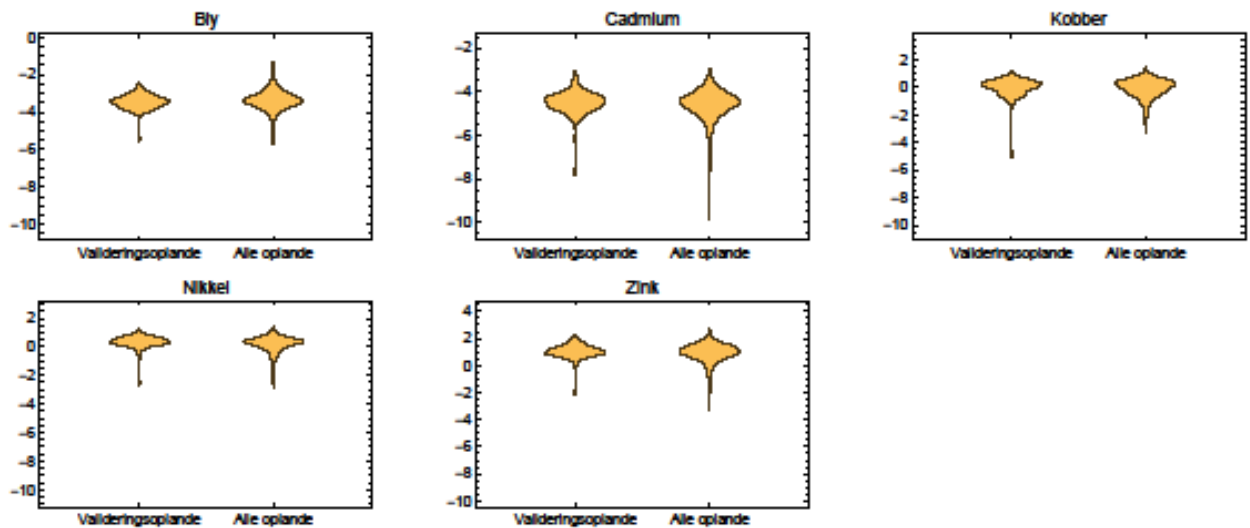
Figur 2. Eksempel på normalfordeling af estimater fra et ID15-opland fra MetalStat. Højden af de grå barer repræsenterer, hvordan antallet af estimater fordeler sig. Den blå linje er en fortolket normalfordelingskurve. De røde linjer er fraktiler af estimaterne. Udtræk af estimater ved de nedre fraktiler vil medføre, at de høje koncentrationsestimater ikke medtages, hvorfor koncentrationsestimaterne i udtrække er lavere.



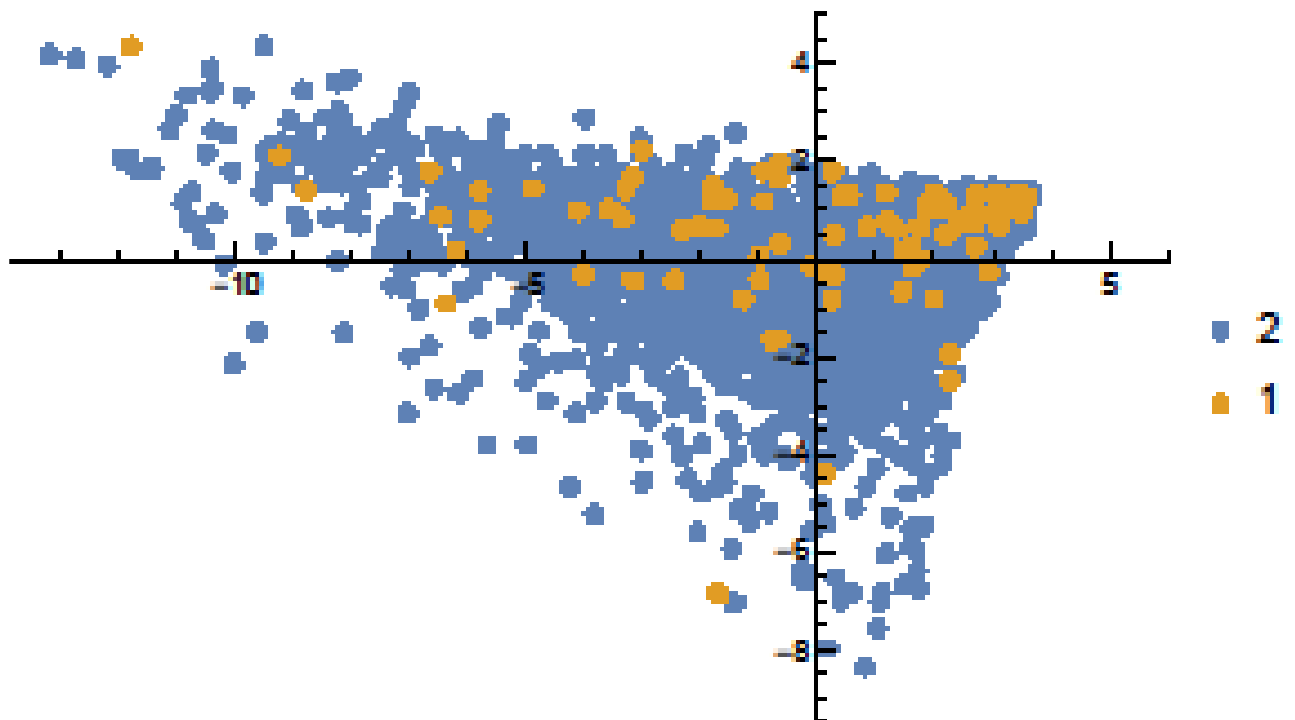
Figur 3. Kort med ID15-oplande med data til kalibrering (grå) og stationer med data til validering (røde).



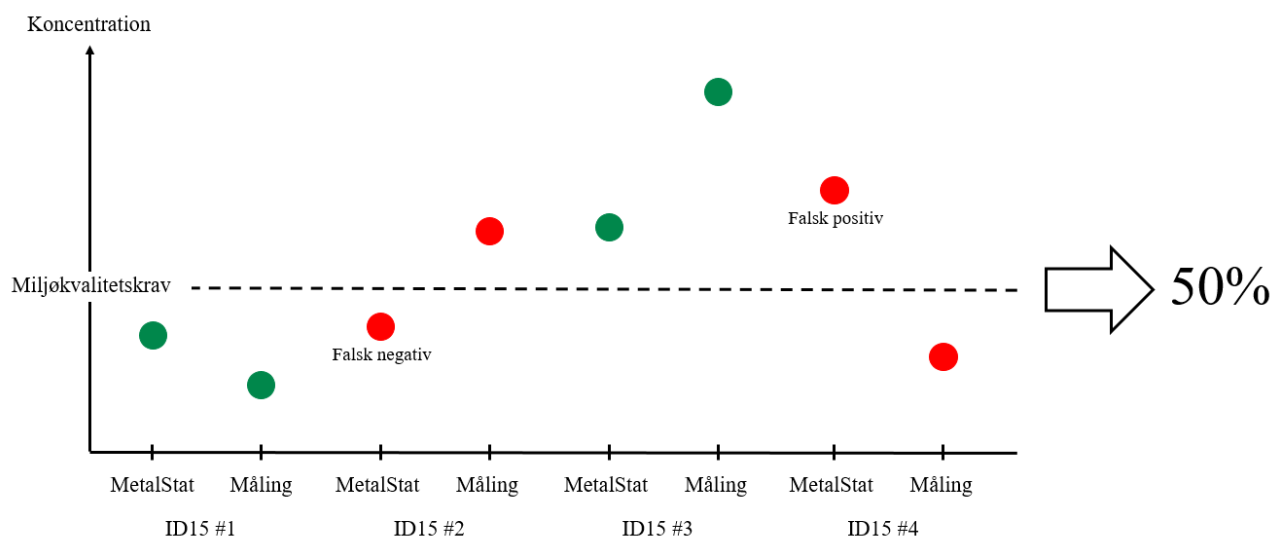
Figur 4. Resultat af PCA-analyse af måleresultater fra valideringsstationer. Hver prik er en station fra NOVANA, hvor de røde prikker angiver stationer i kalibreringsgrundlaget og blå prikker angiver stationer til validering. Plottet beskriver forskelle i måleresultater for de fem metaller på stationerne og viser, at stationerne til valideringen befinder sig spredt i den røde sky, hvorfor måleresultaterne fra stationerne til valideringen ikke afviger fra stationerne brugt til kalibreringen af MetalStat.



Figur 5. Sammenligning af median af estimater fra valideringsoplande og alle oplande for hvert metal. Fordi skyerne (de gule områder) er ens i udbredelse og form mellem valideringsoplandene og alle oplande, kan det antages, at der ikke er systematiske afvigelser.



Figur 6. Sammenligning af oplandskarakteristika mellem valideringsoplandene (gule) og alle andre oplande (blå). Valideringsoplandene ligger jævnt fordelt i den blå sky, hvorfor det kan antages, at der ikke er systematiske afvigelser i oplandsdata for valideringsoplandene.



Figur 7. Illustration af metode til bestemmelse af værdi for MetalStats evne til korrekt at estimere om et miljøkvalitetskrav er overskredet eller ej. I ID15-opland #1 og 3 estimerer MetalStat korrekt, at miljøkvalitetskravet her henholdsvis ikke-overskredet og overskredet. I ID15-opland #2 estimerer MetalStat ukorrekt, at der ikke er en overskridelse af miljøkvalitetskravet (en falsk negativ). I ID15-opland #4 estimerer MetalStat ukorrekt, at der er en overskridelse af miljøkvalitetskravet (en falsk positiv). Det giver samlet en værdi for MetalStat evne til korrekt at estimere, om miljøkvalitetskrav er overskredet eller ej på 50 %.

4.2 Tabeller

Tabel 1: Procent overensstemmelse i konstatering af overskridelser mellem MetalStats estimer og måledata fra stationer udtaget til validering fordelt på de ni fraktiler. M = massebalancekorrigerede resultater, T = tidskorrigerede resultater. Felter markeret med grå er de fraktiler, der indstilles, at Miljøstyrelsen benytter til tilstandsvurderingen for miljøfarlige forurenende stoffer i overfladevand i forbindelse med genbesøget.

Fraktil (%)	Bly (%)		Cadmium (%)		Kobber (%)		Nikkel (%)		Zink (%)	
	M	T	M	T	M	T	M	T	M	T
03	100	100	96	99	67	79	100	100	81	82
10	100	100	96	99	67	78	100	100	81	82
20	100	100	96	99	70	78	100	100	81	82
30	100	100	96	99	63	66	100	100	79	82
40	100	100	98	99	60	55	100	100	79	82
50	100	100	98	99	55	49	100	100	82	82
60	100	100	98	99	52	37	100	100	81	86
70	100	100	98	99	42	37	100	100	79	85
80	100	100	98	99	38	32	96	100	75	71
90	100	100	95	96	33	25	96	95	66	37

Tabel 2: Antallet af konstaterede overskridelser for MetalStats estimater fordelt på de ni fraktiler. M = massebalancekorrigerede resultater, T = tidskorrigerede resultater. Felter markeret med grå er de fraktiler, der indstilles, at Miljøstyrelsen benytter til tilstandsvurderingen for miljøfarlige forurenende stoffer i overfladevand i forbindelse med genbesøget.

Fraktil (%)	Bly (n)		Cadmium (n)		Kobber (n)		Nikkel (n)		Zink (n)	
	M	T	M	T	M	T	M	T	M	T
03	0	0	2	0	15	0	0	0	3	0
10	0	0	2	0	15	1	0	0	3	0
20	0	0	2	0	19	3	0	0	3	0
30	0	0	2	0	26	18	0	0	4	0
40	0	0	1	0	34	34	0	0	4	0
50	0	0	1	0	40	46	0	0	6	0
60	0	0	1	0	46	55	0	0	7	3
70	0	0	1	0	53	57	0	0	8	10
80	0	0	1	0	58	65	3	0	13	24
90	0	0	3	2	62	70	3	4	22	59

Tabel 3: Antal og andel af valideringsstationer med konstaterede overskridelser i måleresultaterne. Antallet af stationer med måleresultater fremgår af parentes efter stofnavn.

Bly (82)		Cadmium (82)		Kobber (73)		Nikkel (82)		Zink (73)	
Antal	Andel	Antal	Andel	Antal	Andel	Antal	Andel	Antal	Andel
0	0	1	1	15	21	0	0	13	18

Tabel 4: Antal og andel af vandområder med konstaterede overskridelser i VP3. Antallet af vandområder med måleresultater fremgår af parentes efter stofnavn.

Bly (163)		Cadmium (167)		Kobber (165)		Nikkel (163)		Zink (157)	
Antal	Andel	Antal	Andel	Antal	Andel	Antal	Andel	Antal	Andel
0	0	3	2	68	41	0	0	78	50

5 Referencer

Appelo CAJ., Postma D., 2005. Geochemistry, groundwater and pollution (2nd ed.). AA Balkema Publishers.

EU guidance document no. 7. 2003. Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC). Guidance document no. 7. Monitoring under the water framework directive.

EU guidance document no. 32. 2014. Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC). Guidance document no. 32. On biota monitoring (the implementation of EQS_{biota}) under the water framework directive.

Larsen MM, Strand J., Boutrup S., 2013. Notat om "Udredning af metode til databehandling og datavurdering af miljøfarlige stoffer i vand, sediment og biota fra vandløb, søer og kystvande". Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 34 s. – Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.

Larsen MM., 2019. Omregning af indhold af miljøfarlige stoffer i forskellige organer i fisk. Med særlig fokus på kviksølv. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. – Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 144.

Larsen MM., Bossi R., 2021. Omregning af indhold af PFAS mellem muskel og lever i fisk. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. – Teknisk rapport nr. 199.

Larsen MM & Vorkamp K, 2023. Omregning af indhold af HBCDD imellem fiskemuskel og hele fisk. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 53 s. - Teknisk rapport nr. 280.

Sørensen PB, Andersen HE, Fauser P, Bjerg PL, Bro R, Holm PE & Abrahamsen, 2021. Muligheder for modellering af miljøfarlige forurenende stoffer i overfladevand. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 60 s. – Videnskabelig rapport nr. 414.

Sørensen PB, Damgaard CF, Bjerg PL, Andersen HE, Holm PE, Tornberg H, Bak JL, Heckrath GJ, Kjeldgaard A, Fauser P, 2022. Udvikling af model til understøttelse af vandplanlægningen i fastlæggelsen af koncentrationsniveauer af metaller i danske vandløb. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 70 s. - Videnskabelig rapport nr. 484.

Sørensen PB, Damgaard CF, Bjerg PL, Andersen HE, Holm PE, Bak JL, Rasmussen D, Kjeldgaard A, 2023. Videreudvikling af model for metaller i vandløbsvand, MetalStat. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 107 s. - Videnskabelig rapport nr. 522.

[Sørensen PB, Damgaard CF, Nielsen A, Thodsen H, Tornbjerg H, Thorling L, Løgstrup PB, Holm PE, Rasmussen D, 2024. Videreudvikling af model for miljøfarlige stoffer i overfladevand, forbedring af statistisk model og udvidelse af stofgruppe. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 49 s. – Videnskabelig rapport nr. XXX.]

Van den Berg M., Birnbaum LS., Denison M., De Vito M., Farland W., Feeley M., Fiedler H., Hakansson H., Hanberg A., Haws L., Rose M., Safe S., Schrenk D., Tohyama C., Tritscher A., Tuomisto J., Tysklind M., Walker N., Peterson RE., 2006. The 2005 World Health Organization

Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds, *Toxicological Sciences*, Volume 93, Issue 2, October 2006, Pages 223–241.



Ministeriet for Grøn Trepark
Styrelsen for Grøn
Arealomlægning og Vandmiljø