



Miljøministeriet
Departementet

Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplanerne 2021-2027

Intern arbejdsinstruks

Juni 2023

Udgiver: Miljøministeriet

Redaktion: Miljøministeriet

ISBN: 978-87-91824-04-3

Indhold

Indledning	8
Vandplanlægning kort fortalt	9
Lovgrundlag for vandplanlægning i Danmark	10
Relevante bekendtgørelser:	11
1. Vandområdedistrikternes karakteristika	13
1.1 Analyse af vandområdedistrikternes karakteristika	13
1.1.1 Vandløb	13
1.1.1.1 Definitioner	13
1.1.1.2 Identifikation og afgrænsning	13
1.1.1.3 Karakterisering og typeinddeling	14
1.1.2 Søer	15
1.1.2.1 Definitioner	15
1.1.2.2 Identifikation og afgrænsning	15
1.1.2.3 Karakterisering og typeinddeling	15
1.1.3 Overgangsvande	16
1.1.3.1 Definitioner	16
1.1.3.2 Identifikation, afgrænsning, udpegning og karakterisering	16
1.1.4 Kystvande	16
1.1.4.1 Definitioner	16
1.1.4.2 Identifikation og afgrænsning	16
1.1.4.3 Karakterisering og typeinddeling	17
1.1.5 Kunstige vandområder	17
1.1.5.1 Definitioner	17
1.1.5.2 Identifikation, afgrænsning, karakterisering og udpegning	17
1.1.6 Stærkt modificerede vandområder	19
1.1.6.1 Definitioner	19
1.1.6.2 Identifikation, afgrænsning, karakterisering og udpegning	19
1.1.7 Grundvand	22
1.1.7.1 Definitioner	22
1.1.7.2 Identifikation og afgrænsning	22
1.1.7.3 Karakterisering og typeinddeling	24
1.2 Fastlæggelse af referenceforhold	24
1.2.1 Vandløb	24
1.2.2 Søer	25
1.2.3 Kystvande	25
1.2.4 Grundvand	25
1.3 Beskyttede områder	26
2. Påvirkninger	27
3. Tilstandsvurdering	29
3.1 Generelt om vurdering og klassificering	29
3.2 Generelt om overfladevand	29
3.2.1 Vandløb	29
3.2.1.1 Vandløbsplanter	31

3.2.1.2	Bundlevende alger (fytobenthos)	31
3.2.1.3	Smådyr (bentiske invertebrater)	31
3.2.1.4	Fisk	32
3.2.1.5	Hydromorfologiske forhold	32
3.2.1.6	Kemiske og fysisk-kemiske forhold	34
3.2.2	Søer	34
3.2.2.1	Fytoplankton (planteplankton)	35
3.2.2.2	Anden akvatisk flora	35
3.2.2.3	Fisk	36
3.2.2.4	Bunddyr	36
3.2.2.5	Kemiske og fysisk-kemiske forhold	36
3.2.3	Kystvande	38
3.2.4	Kunstige og stærkt modificerede vandområder	38
3.2.5	Miljøfarlige forurenende stoffer i overfladevand	38
3.3	Grundvand	39
3.3.1	Tilstandsvurdering	39
3.3.1.1	Kvantitativ tilstand	39
3.3.1.2	Kvalitativ tilstand	40
3.3.1.3	Sporstoffer	41
3.3.1.4	Ammonium	42
3.3.1.5	Klorid	42
3.3.1.6	Pesticider	43
3.3.1.7	Miljøfarlige forurenende stoffer (MFS)	44
3.3.1.8	Nitrat	46
3.3.1.9	Trends	46
3.3.1.10	Drikkevandstest	47
4.	Miljømål for vandforekomster	49
4.1	Generelt om miljømål	49
4.2	Miljømål for vandløb	50
4.3	Miljømål for søer	50
4.4	Miljømål for kystvande	50
4.5	Miljømål for kunstige og stærkt modificerede vandområder	50
4.6	Miljømål for grundvand	51
4.7	Miljømål for miljøfarlige forurenende stoffer	51
4.8	Undtagelser fra miljømål	52
5.	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram	60
5.1	Generelt vedr. opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram	60
5.2	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for vandløb	60
5.2.1	Indsatsbehov	60
5.2.2	Fastlæggelse af indsatsprogram	61
5.3	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for søer	62
5.3.1	Indsatsbehov	62
5.3.2	Fastlæggelse af indsatsprogram	64
5.4	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for kystvande	65
5.4.1	Indsatsbehov	65
5.4.2	Fastsættelse af indsatsprogram	66
5.5	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for grundvand	66
5.5.1	Indsatser	66
5.5.2	Fastlæggelse af indsatsprogram	67
5.6	Fastlæggelse af indsatsprogram for punktkilder	67
5.6.1	Indsatsbehov	67
5.6.2	Fastlæggelse af indsatsprogram	67

5.6.2.1	Vandløb	68
5.6.2.2	Søer	69
5.6.2.3	Ferskvandsdambrug	69
5.7	Fastlæggelse af indsatsprogram for miljøfarlige forurenende stoffer	69
5.7.1	Indsatsbehov	69
5.7.2	Fastlæggelse af indsatsprogram	70
6.	Indholdet af vandområdeplanerne	71
6.1	Bekendtgørelse om indholdet af vandområdeplaner	71
	Bilagsoversigt	72
	Bilag 1. Retningslinjer vedr. belastningsopgørelse til søer, fjorde og kystområder	73
1.	Baggrund og formål	73
2.	Datagrundlag	73
2.1	Oplandskort	74
2.2	Punktkildedata	74
2.3	Stoftransportdata	74
3.	Dataforberedelse, huludfyldning, kalibrering og vandføringsnormalisering	74
4.	Beregning af statusbelastning til søer og kystvande	75
4.1	Indregning af baseline	75
4.2	Fordeling af kvælstofindsats til kystvande	76
4.3	Indregning af effekt af yderligere indsatser	76
5.	Referencer	77
	Bilag 2. Retningslinjer for tilstandsvurdering i kystvande	78
1.	Generelt om tilstandsvurdering og klassificering	79
2.	Vurdering og klassificering af tilstand i kystvande	79
2.1	Fytoplankton (klorofyl a)	80
2.2	Anden akvatisk flora	81
2.2.1	Ålegræs og andre rodfæstede bundplanter	81
2.2.2	Datagrundlag	82
2.2.3	Beregning af tilstand	85
2.3	Bunddyr, DKI	85
2.4	Anvendelse af fysisk-kemiske kvalitetselementer	86
2.4.1	Lysforhold	86
2.4.2	Iltforhold	87
2.5	Samlet økologisk tilstand	87
	Bilag 4. Retningslinjer til klassificering af tilstand for miljøfarlige forurenende stoffer i overfladevand.	96
1	Indledning	97
1.1	Datagrundlag	97
1.1.1	Database	97
1.1.2	Dataperiode	97
1.2	Beregningsværktøj	97
1.3	Miljøkvalitetskrav	99
2	Metode	100
2.1	Normalisering af data	100
2.1.1	Vand	100
2.1.2	Sediment	100
2.1.3	Biota	100

2.1.4	Dioxiner	102
2.1.5	Normalisering af data for attribut, resultat og detektionsgrænse	103
2.2	Normalisering af miljøkvalitetskrav	104
2.2.1	Indholdet af organisk kulstof i sediment	104
2.2.2	Miljøkvalitetskrav for cadmium og zink i vand	104
2.2.3	Naturlig baggrundskoncentration	104
2.3	Kvalificering af data	106
2.3.1	Kvantifikationsgrænse	106
2.3.2	Enkeltstående overvågningsresultater	106
2.4	Udvælgelse af data til klassificering af tilstand	107
2.5	Dataniveau	108
3	Klassificering af tilstand	109
3.1	Kemisk tilstand	109
3.1.1	Kystvande	109
3.2	Økologisk tilstand	109
3.2.1	Kystvande	109
4	Referencer	110

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 miljøministerens 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 udgør en opdatering og videreførelse af vandområdeplanerne 2015-2021, jf. § 27 i lov om vandplanlægning. Vandområdeplanerne for de to forudgående planperioder 2009-2015 og 2015-2021 er tilgængelige på Miljøstyrelsens hjemmeside <https://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner/>.

Vandområdeplanerne 2021-2027 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), GEUS og DHI m.fl. Dette vidensgrundlag udvikles og forbedres løbende med inddragelse af nye forskningsresultater og gennemførelse af forsknings- og udviklingsprojekter. I den forbindelse skabes også et øget grundlag for vurderingen af vandområdernes miljøtilstand. Herudover giver det Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljø og Natur (NOVANA) også løbende ny viden, som lægges til grund for vandplanlægningen.

Vandområdeplanerne 2021-2027 var i offentlig høring fra den 22. december 2021 til den 22. juni 2022. Høringen var åben for alle og annonceret på Høringsportalen og på Miljøministeriets hjemmeside. Til afgivelse af høringssvar er der udviklet et digitalt høringsværktøj, som er på miljøministeriets hjemmeside www.mim.dk.

"Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplaner" udgør den metodemæssige beskrivelse af udarbejdelsen af vandområdeplanerne. Retningslinjerne redegør bl.a. for karakterisering af vandområder, påvirkning af vandområder, klassificering af vandområdernes 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 "videngrundlag" er angivet i en boks under overskriften for de enkelte afsnit.

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

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 er opdelt i "overfladevandområder" og "grundvandsforekomster".

Overfladevandområder karakteriseres enten som tilhørende en af overfladevandområdekategoriernes 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 vandområdeplanerne for planperioden 2021-2027 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 bl.a. som en del af basisanalysen gennemføres en **økonomisk analyse** af vand anvendelsen 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 de kommende vandområdeplaner.

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 vandområdeplanerne for perioden 2021-2027. Kommunernes og vandrådenes bidrag til indsatsprogrammet indgik således i grundlaget for udarbejdelsen af det samlede indsatsprogram.

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.

Lovgrundlag for vandplanlægning i Danmark

Vandrammedirektivets (VRD) bestemmelser er i Danmark gennemført ved lov om vandplanlægning, der gælder for anden planperiode og frem, samt en række tilhørende bekendtgørelser.

Loven beskriver blandt andet faserne i den arbejds- og planlægningsproces, der skal føre til opfyldelse af de generelle miljømål.

Vandplanlægningen består af følgende overordnede elementer:

- a) Udarbejdelse af en basisanalyse. Basisanalysen for planperioden 2021-2027 blev offentliggjort december 2019 og opdateret marts 2020.
- b) Offentliggørelse af et arbejdsprogram for udarbejdelse af de kommende vandområdeplaner, hvor Miljøministeriet redegør for, hvilke elementer der vil indgå i forberedelsen af vandområdeplanerne. Forslag til arbejdsprogram var i 6 måneders høring frem til juni 2019.

- c) Udarbejdelse af en oversigt over væsentlige vandforvaltningsmæssige opgaver (VVO'er), som skal løses. Oversigten var i 6 måneders høring frem til september 2020.
- d) Nedsættelse af vandråd. Kommunerne har med bistand fra lokale vandråd udarbejdet forslag til foranstaltninger til forbedring af de fysiske forhold i vandløb. Der blev i november 2019 nedsat 23 vandråd - et i hvert hovedvandopland.
- e) Udarbejdelse af forslag til vandområdeplaner og udsendelse af forslaget i offentlig høring i 6 måneder.
- f) Bekendtgørelser om miljømål og indsatsprogrammer, som sendes i offentlig høring i 6 måneder samtidig med udkast til vandområdeplanerne.
- g) Offentliggørelse af endelige vandområdeplaner (senest 22. december 2022).
- h) Udstedelse af endelige bekendtgørelser om miljømål og indsatsprogrammer (senest 22. december 2022).

Relevante bekendtgørelser:

- Bekendtgørelse om vandråd, vandråds samarbejde 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 Miljøstyrelsens 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 vejledningerne kan findes på Kommissionens hjemmeside: https://ec.europa.eu/environment/water-framework/facts_figures/guidance_docs_en.htm

1. Vandområdedistrikternes karakteristika

1.1 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 og 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.

1.1.1 Vandløb

1.1.1.1 Definitioner

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

1.1.1.2 Identifikation og afgrænsning

- Bekendtgørelse 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.

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 ikke medtaget vandløb ud over de, 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.

1.1.1.3 Karakterisering og typeinddeling

- Bekendtgørelse 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 - 0,50 afhængigt af vandløbsstørrelsen) og en ringe vandhastighed. Blødbundsvandløb er fordelt ud over landet, men er primært forekommende i landskaber med flad topografi.

1.1.2 Søer

1.1.2.1 Definitioner

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

1.1.2.2 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 på 5 ha eller derover skal omfattes af vandplanlægningen.
- Søer mellem 1 og 5 ha tilhørende en habitatnaturtype omfattet af habitatdirektivet, beliggende i habitatområder, skal omfattes af vandplanlægningen.
- Søer med særlig stor naturværdi mellem 1 og 5 ha beliggende uden for habitatområder tilhørende habitatnaturtypen lobeliesøer (3110), søer med små amfibiske planter (3130) eller kransnålalgesøer (3140) skal omfattes af vandplanlægningen.

1.1.2.3 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).

1.1.3 Overgangsvande

1.1.3.1 Definitioner

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

1.1.3.2 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.

1.1.4 Kystvande

1.1.4.1 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

1.1.4.2 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 vandområdeplaner 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).

1.1.4.3 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.

1.1.5 Kunstige vandområder

1.1.5.1 Definitioner

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

1.1.5.2 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 mæandring.
 - 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, engvanding, 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 basisanalysen, vurderes de fysiske forhold kun i et enkelt tilfælde at være til hinder for opfyldelse af målet om god økologisk tilstand, og kun denne sø er derfor udpeget som kunstigt vandområde, jf. figur 1.

Kystvande

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

1.1.6 Stærkt modificerede vandområder

1.1.6.1 Definitioner

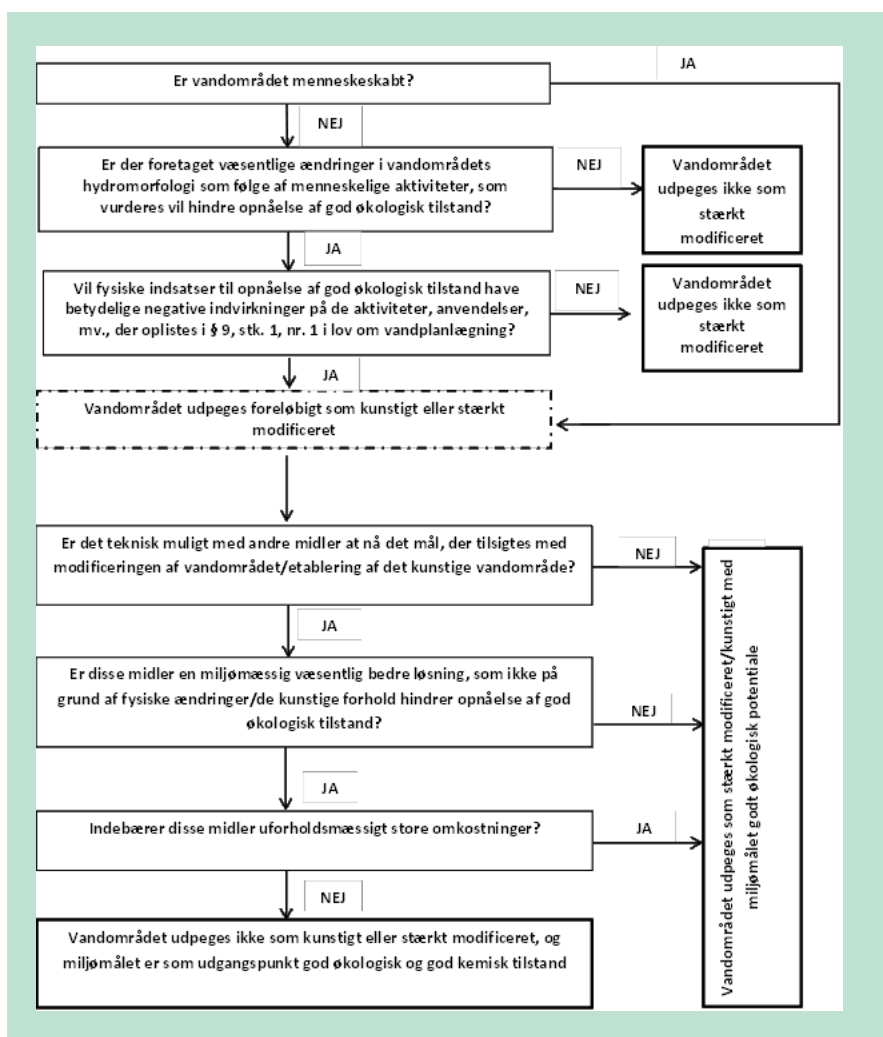
- Bekendtgørelse nr. 126 af 26. januar 2017 af lov om vandplanlægning (lov om vandplanlægning) § 2, stk. 1, nr. 9.

1.1.6.2 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 over- fladevandområder 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 udpegning 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 udpegning af stærkt modificerede vandområder, som tekstnært gennemfører vandrammedirektivets artikel 4, stk. 3. Vurderingen har fulgt proceduren beskrevet i EU's vejledning om identifikation og udpegning 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 udpegningen 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 Miljøstyrelsens hjemmeside.
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 = ([andel hvor der ikke sker noget skift i afvandingsklasse] x 0) + ([andel der skifter 1 afvandingsklasse] x 1) + ([andel der skifter 2 afvandingsklasser] x 2) + ([andel der skifter 3 afvandingsklasser] x 3) + ([andel der skifter 4 afvandingsklasser] x 4) + ([andel der skifter 5 afvandingsklasser] x 5) + ([andel der skifter 6 afvandingsklasser] x 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 afvandningen 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 vindmølleanlæg 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 afvandning og dræning af landbrugsarealer.

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 sø-lignende 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 nedlægning af opstemningen vil medføre afvandning 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.

1.1.7 Grundvand

1.1.7.1 Definitioner

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

1.1.7.2 Identifikation og afgrænsning

- Bekendtgørelse om basisanalyser § 4, stk. 1-2.

- EU Guidance document No 2, Identification of Water Bodies.

Grundvandsforekomster er 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 Vandressource-model (DK-modellen), som er 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 u hensigtsmæssige 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 vandstandsede lag ikke overstiger 2 meter og ved et overlap mellem disse magasiner på mere end 25 ha. Hvor tykkelsen af vandstandsede lag mellem magasiner overstiger 2 meter, er magasinerne blevet anset som separate grundvandsforekomster.

På baggrund af den nye afgrænsning 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.

1.1.7.3 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.

1.2 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.

1.2.1 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.

1.2.2 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.

1.2.3 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 VP3 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.

1.2.4 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.

1.3 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. Miljøministeren har for hvert vandområdedistrikt oprettet registre over beskyttede områder. Registerne fremgår af MiljøGIS tilhørende vandområdeplanerne.

2. 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. Der er herunder for kystvande gennemført en undersøgelse som nærmere beskrevet nedenfor. 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 vandområdenes tilstand - kan danne grundlag for fastlæggelsen af vandområdeplanernes indsatsprogram i vandområdeplanerne 2021-2027. De væsentligste årsager til manglende målopfølgelse 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 reguleringer og vedligeholdelse af vandløbene. Dertil kommer, at vandkvaliteten påvirkes af bl.a. okker, miljøfarlige forurenende stoffer, spildevand mv.

Miljøstyrelsen iværksætter et arbejde med nærmere at udrede naturlige påvirkninger af vandløbene, således at disse i endnu højere grad kan adskilles fra de menneskeskabte belastninger.

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 Vandområdeplan 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 vandområdeplaner 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 Vandområdeplan 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, har Miljøstyrelsen hos DHI, AU og DTU Aqua m.fl. fået gennemført 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 næringsstof-målbekæmpelser som understøtter, at der kan opnås god økologisk tilstand i kystvandene.

Miljøstyrelsen har i 2018-2019 fået gennemført et forskningsbaseret projekt, med det formål at analysere andre væsentlige marine påvirkninger end næringsstoffer og klimaændringer, herunder påvirkninger fra fiskeri med bundslæbende 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.

3. Tilstandsvurdering

3.1 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 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. Nærmere oplysninger om anvendelse af reglerne fremgår nedenfor.

3.2 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 overvågningsystemer (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 overvågningsystemer er vurderet at give samme resultater som overvågningsystemer, der er interkalibreret på EU-niveau. Vurderingen og klassificeringen er foregået som beskrevet i afsnit nedenfor.

3.2.1 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 vandløbsvandområdernes 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.

Kunstige og stærkt modificerede vandløb vurderes derfor ikke på parametrene fisk, planter og alger i vandområdeplanerne 2021-2027, idet der ikke endnu er skabt grundlag for at fastlægge grænseværdier for disse parametre. 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 potentielle 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 potentielle er fastlagt til DVFI 5.

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

Visse vandløbsvandområder har naturlige forhold, som vurderes ikke at kunne understøtte tilstedeværelse af fiskebestande. For sådanne vandløb vil vurderingen af økologisk tilstand derfor ikke inddrage fisk som kvalitetselement, og vandløbene er således angivet til at være uden fiskeinteresser. 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.

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.

3.2.1.1 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. 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. 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 vurderingen af overvågningsresultater og klassificeringen af tilstand i små vandløb på samme måde, som det er tilfældet med større vandløb.

3.2.1.2 Bundlevende alger (fyto-benthos)

Vurdering af overvågningsresultater for bundlevende alger er baseret på data indsamlet i perioden 2014-2018. Data er indsamlet i forbindelse med det nationale overvågningsprogram NOVANA.

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.

3.2.1.3 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.

3.2.1.4 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 NOVANA 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.

3.2.1.5 Hydromorfologiske forhold

Vandløbsvandområdets 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, anvendt 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 (sturt m.v.) 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 (0mm), og der skal samtidig altid opretholdes en minimumsvandføring i vandløbet på 50 pct. af 0mm); kravene kan i særlige tilfælde fraviges i vandløb med

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.

naturlig stor årsvariation i vandføringen, hvis Miljøstyrelsen 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.

3.2.1.6 Kemiske og fysisk-kemiske forhold

Generelt

Vurdering af de fysisk-kemiske forhold (termiske forhold, iltforhold, salinitet og forsureningstilstand) 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 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.

3.2.2 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 fytobenthos), 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.

3.2.2.1 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).

3.2.2.2 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.

3.2.2.3 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.

3.2.2.4 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.

3.2.2.5 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 forsurende tilstand) 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 forsurende (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 næringsstofforhold 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.

3.2.3 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, ålegræs og andre rodfæstede bundplanter samt bunddyr. Der er endvidere, hvor det er vurderet relevant, anvendt fysisk-kemiske kvalitetselementer, der understøtter de biologiske kvalitetselementer. Datagrundlaget omfatter perioden 2014-2019. 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.

3.2.4 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.

3.2.5 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.

3.3 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.

3.3.1 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.

3.3.1.1 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, afsænkning 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 afsænkningen 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](#).

3.3.1.2 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 grundvandsforekomstsificke 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.

3.3.1.3 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 grundvandsforekomsts-specifikke 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 grundvandsforekomsts-specifikke 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 højde 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 inddelles 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](#)

3.3.1.4 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 Vandområdeplan 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](#)

3.3.1.5 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 lemminaler. 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 milliækvivalenter. Er ionbytningsgraden mindre end 0,65 er der tale om omvendt ionbyttet grundvand.

3. Maskinel udpegnings 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](#)

3.3.1.6 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.

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 under-

søgelse 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

3.3.1.7 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 naturovervågning 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 udviklet 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.](#)

3.3.1.8 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. Grundvandsforekomster uden indtag med overskridelser af grundvandskvalitetskriteriet, men hvor den modellerede oxidationsprocent er over 20 %, bliver også vurderet i god kemisk tilstand, men i risiko for at grundvandsforekomsten ikke opnår målopfyldelse. 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.

3.3.1.9 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)).

Stofspecifikke 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 stofspecifikke 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 $\geq 75\%$ af tærskelværdien. Metoden er beskrevet i notatet "[Metoderapport til beregning af kemiske trends i grundvandsforekomster](#)", Miljøstyrelsen, 2021.

3.3.1.10 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.

4. Miljømål for vandforekomster

4.1 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.

4.2 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 (invertebratfauna), fiskefauna, bundlevende alger (fyto-benthos) og vandløbsplanter.

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

4.3 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 fysiske-kemiske kvalitetselementer sigtddybde, iltmætning og næringsstofferne fosfor og kvælstof.

Søer anlagt med henblik på næringsstoffjernelse får miljømål svarende til den aktuelle tilstand. Dette betyder, at der ikke vil være behov for en særskilt indsats for at nå målopfyldeelse 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 god økologisk tilstand/godt økologisk potentiale, kan der fastsættes et mindre strengt miljømål.

4.4 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 bundfaunaindexet 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.

4.5 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

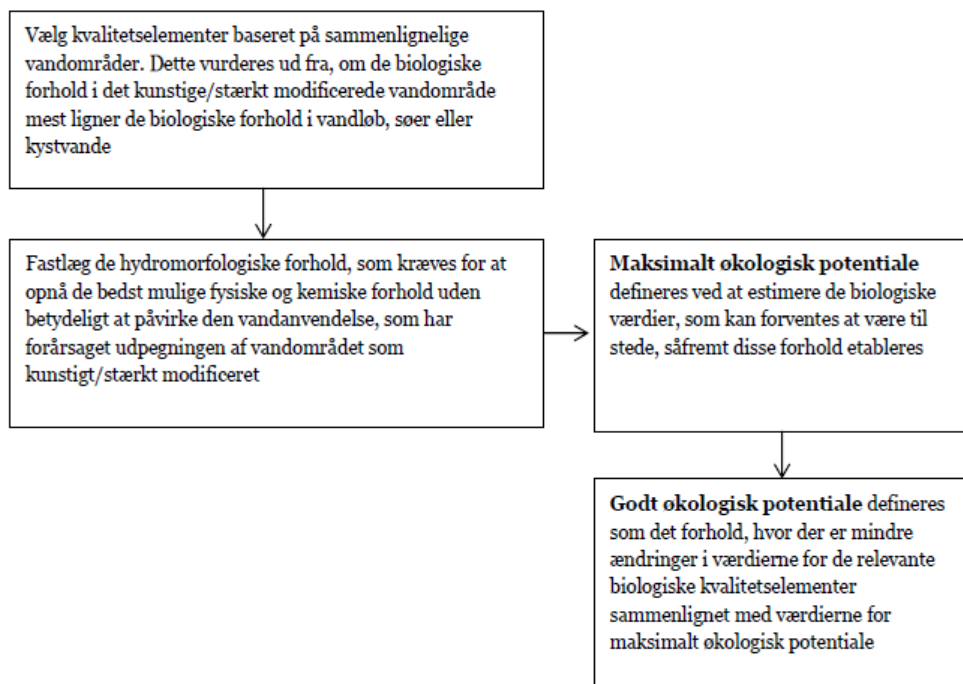
Herudover henvises til:

- 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:



4.6 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

4.7 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.

4.8 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.

Følgende gælder for fristforlængelse:

Vandforekomster i 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.

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 VP1 og VP2 var 2015, er i VP3 forlænget til senest 2027 pga. tekniske årsager.

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

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 fristforlængelens 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]

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

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 fristforlængelens 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]

Følgende gælder for fastsættelse af mindre strenge mål:

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

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
<p>[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</p> <p>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]</p>
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 miljækvalitetskrav: Overskridelse af miljækvalitetskrav: - For Kobber (CAS 7440-50-8) i vand i indlandsvand med 11,45 µg/l Overholdelse af alle øvrige miljækvalitetskrav Samlet kemisk tilstand: Ikke god kemisk tilstand EU-fastsatte miljækvalitetskrav: 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 miljækvalitetskrav]
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, 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 anvendelses-skema:

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]

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. Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram

5.1 Generelt vedr. opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram

Indsatsbehovet opgøres som princippet 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.

5.2 Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for vandløb

5.2.1 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.

5.2.2 Fastlæggelse af indsatsprogram

Forbedring af de fysiske forhold, herunder fjernelse af spærringer

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 Miljøministeriets hjemmeside om vandråd:

<https://mim.dk/natur/vand/vores-vandmiljoe/proces-for-vandomraadeplaner/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 sår 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 VP3.
- Rørlængder der er vurderet ikke at være retvisende, er tilrettet efter inddragelse af kommunen.
- Enkelte indsats typer 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 meningsfulde, er kommunen kontaktet.

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

Videreførelse af indsats

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

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

Afgørelser i perioden fra medio september 2022 til vedtagelsen af vandområdeplanerne 2021-2027, vil ikke være afspejlet indsatsbekendtgørelsen.

Den tilhørende økonomi oplyses i vandområdeplanerne 2021-2027.

I tredje planperiode er flere virkemidler samlet under én indsatsstype for at sikre så stor fleksibilitet som mulig i forbindelse med gennemførelsen af indsats, 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.

Reduktion af spildevandsbelastning

Se afsnit 5.6 (Fastlæggelse af indsatsprogram for Punktkilder).

5.3 Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for søer

5.3.1 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 tilløb eller 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 og vegetation og sommermiddel fosforindhold

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

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, fytobenthos, fisk og bunddyr. 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 naturovervågning 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 fytobenthos 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 regression	EQR=1,38-0,528 log ₁₀ TP	1)	EQR=1,15-0,375*log ₁₀ TP	2)	Uændret	Uændret	3)	3)	EQR=1,76-0,651* log ₁₀ TP	4)	4)
Litteraturreferance	DCE rapport nr. 365, 2020		DCE rapport nr. 365, 2020		DCE rapport nr. 139, 2015	DCE rapport nr. 139, 2015			DCE rapport nr. 365, 2020		DCE rapport 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 søkoncentration 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 totalfosforkoncentration 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.

5.3.2 Fastlæggelse af indsatsprogram

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

- Gennemførelse af sørestaurering
- Etablering af fosforvådområder
- Opkøbsordning for dambrug

Sørestaurering

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

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 sørestaurering, 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 Miljøstyrelsens hjemmeside.

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 Miljøstyrelsens hjemmeside.

5.4 Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for kystvande

5.4.1 Indsatsbehov

Kystvandenes 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).

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 størrelsen af andre landes landbaserede næringsstofudledninger, samt antagelser om størrelsen af det danske og udenlandske atmosfærebidrag. Information om metoder til fastlæggelse af danske landbaserede næringsstofudledninger kan findes på MST's 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'.

Målbekæftning og indsatsbehovet opgøres med bistand fra Aarhus Universitet (DCE), DTU Aqua og DHI, ved hjælp af Miljøstyrelsens modelværktøjer, som er udviklet af Aarhus Universitet (DCE) og DHI til Vandområdeplanerne 2015-2021. Modelværktøjerne er forbedret og videreudviklet til Vandområdeplanerne 2021-2027 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'.

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

5.4.2 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.

I Landbrugsaftalen indgår kollektive virkemidler og effekter af CAP og øvrige generelle tiltag samt yderligere indsats efter 2025 eller tilsvarende kollektiv indsats. Hertil kommer en indsat i forhold til spildevandsrensning i det åbne land og for regnbetingede udledninger.

I fordelingen af indsatser er effekt af CAP og af klima-lavbund, skovrejsning og ekstensivering fordelt først på hele landbrugsarealet. Spildevandsindsatser placeres lokalt specifikt. Effekter af kollektiv indsats placeres kun i oplande med et yderligere indsatsbehov. Fordelingen sker i forhold til potentialerne for de enkelte virkemidler – beregnet frem til kyst. Oplande med høj retention får hermed tildelt en mindre del af puljen, mens oplande med lav retention får en større del af puljen, således at effekten til kyst optimeres.

Effekt af målrettet regulering (3500 ton N) fordeles herefter til oplande med yderligere indsatsbehov. Dette fordeles "fladt" på landbrugsarealet således, at der for oplande med maksimal indsats opnås samme indsatstryk. På samme måde som målrettet regulering fordeles den forventede yderligere indsats efter 2025 (3.000 ton N) til sidst, som skal leveres med regulering eller tilsvarende kollektiv indsats.

Der henvises i øvrigt til bilag 1 i dette dokument, der giver en nærmere beskrivelse af opgørelserne, der ligger bag indsatsprogrammet.

5.5 Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for grundvand

5.5.1 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.

5.5.2 Fastlæggelse af indsatsprogram

Et kvantitativt indsatsbehov kan afhjælpes ved tildelingen af vandindvindingsstilladelser, 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 indvindingsstilladelser, 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 grundvands 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.

På baggrund af data anvendt i tilstandsvurderingerne vurderer Miljøministeriet, at den eksisterende og planlagte generelle og målrettede regulering til beskyttelse af grundvandet som udgangspunkt kan være tilstrækkelig til at sikre, at indsatsbehovet på længere sigt opfyldes, samt til at sikre en vending af stigende trends for forurenende stoffer. Dette med begrundelse i, at grundvand dannes langsomt, og det derfor vil tage tid, før effekten af indsatserne kan ses. Dette er under forudsætning af løbende vidensopbygning og iværksættelse af nye indsatser, hvor der vurderes behov herfor. Derfor igangsættes projekter med det formål at tilvejebringe et forbedret vidensgrundlag.

Der fastlægges i udkast til vandområdeplaner 2021-2027 ikke yderligere konkrete indsatser på forekomstniveau.

5.6 Fastlæggelse af indsatsprogram for punktkilder

5.6.1 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).

5.6.2 Fastlæggelse af indsatsprogram

Spredt bebyggelse, regnbetingede overløb og renseanlæg

5.6.2.1 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). Som følge af forventet retention (nedbrydning/nedsivning) i dræn fra trækkes 50 % af BI5-belastningen fra ejendommenes afløb. Vandløbenes vandføring beregnes på baggrund af afstrømning i sommermånederne juni, juli og august (Miljøstyrelsen, Vejledning nr. 1, 1989). Ved beregning af BI5-koncentrationen i vandløb har Miljøstyrelsen som udgangspunkt indregnet en baggrundsbelastning for BI5-koncentrationen i vandløbene på op til 1 mg/l.

5.6.2.2 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 vandområdeplaner 2021-2027 til ovenfor identificerede søer fastlægges i henhold til nedenstående retningslinje.

Der fastlægges indsats over for regnbetingede udledninger fra overløb i oplandet til søer, hvor det på baggrund af belastningsopgørelsen fra vandområdeplaner 2015-2021 er vurderet, at fosfor fra regnbetingede udledninger udgør over 20 % af den samlede fosforbelastning i søen. Dette omfatter i vandområdeplaner 2021-2027 otte søer.

5.6.2.3 Ferskvandsdambrug

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

5.7 Fastlæggelse af indsatsprogram for miljøfarlige forurenende stoffer

5.7.1 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.

5.7.2 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'³ og i sammenfatningen af indsatsprogrammet i vandområdeplanerne for 2021-2027.

³ https://mim.dk/media/225690/strategi-for-miljoefarlige-stoffer_17122021.pdf

6. 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

6.1 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 vedr. belastningsopgørelse til søer, fjorde og kystområder

Bilag 2. Retningslinjer for tilstandsvurdering i kystvande

Bilag 3. Anvendelse af data til beregning af status- (2018) og baselineudledninger (2027) samt indsatseffekter for punktkilder

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

Bilag 1. Retningslinjer vedr. belastningsopgørelse til søer, fjorde og kystområder

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 kvælstof- og fosforbelastning til søer og kystvande**
 - 4.1 Indregning af baseline og indsats
 - 4.2 Indregning af effekt af indsats
 - 4.3 Fordeling af kvælstofindsats til kystvande
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 for perioden 2016-2018 (den belastning, der ville forventes, såfremt vandføringen havde været lig med gennemsnitsvandføringen for perioden 1990-2018 for kystområderne; for søerne er anvendt perioden 2000-2018). Statusbelastningen repræsenterer et belastningsniveau svarende til 2018.
- Fremskreven belastning til 2027 (baseline), hvor effekt af strukturel udvikling og allerede vedtagne tiltag indregnes.
- Belastning efter indregning af yderligere indsats, som beskrevet i vandområdeplanerne.

2. Datagrundlag

- Opgørelserne foretages for oplande til søer og kystvande med udgangspunkt i et fælles deloplandskort baseret på DCE's ID15 kort.
- 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 modtaget fra DCE.
- Baselineeffekter (landbrugs- og arealrelaterede) beregnes med udgangspunkt i de opgørelser, der fremgår af AU's rapport: Baseline 2027 for udvalgte elementer.
- Øvrige baselineeffekter, herunder fx punktkildeindsats og effekt af nedgang i dyrket areal, der er beskrevet i vandområdeplanerne. I opgørelserne indgår også effekt af udvidelser på akvakulturområdet.
- I baselinefremskrivning indgår de reguleringsmæssige ændringer, der er gennemført fra statusbelastningsåret (2018) og indtil planerne træder i kraft (2021), samt strukturelle effekter og effekter af frozen policy fra planerne træder i kraft og frem til slutåret for planerne (2027).
- Effekt af yderligere indsats inkluderer kollektive virkemidler og effekter af CAP og øvrige generelle tiltag samt yderligere indsats efter 2025 eller tilsvarende kollektiv indsats. Hertil kommer en indsat i forhold til spildevandsrensning.

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 2001-2018 sammen med beregnet arealbidrag i afstemning af resultaterne til målt stoftransport for perioden 2000-2018. Ved efterfølgende beregning af statusbelastning udtrækkes resultater for 2016-2018.

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 og effekt af indsatser fra punktkilder er tilsvarende placeret specifikt med henblik på, at de kan indregnes lokalt specifikt.

2.3 Stoftransportdata

Der medtages vandføringer fra 1990-2018 og stoftransport fra 2000-2018 som grundlag for beregningerne. For opgørelser til søer er dog anvendt perioden 2000-2018 i fh.t. vandføring. Data udtrækkes fra ODA.

3. Dataforberedelse, huludfyldning, kalibrering og vandføringsnormalisering

Kvælstof- og fosforbelastning opgøres ud fra et vandføringsnormaliseret gennemsnit af belastningen for årene 2016-2018. For vand inddrages målte årlige vandføringer fra 1990 til 2018 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 2000-2018 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, modelberegnete 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 i den betragtede periode (2016-2018) korrigeres til værdier svarende til den gennemsnitlige vandafstrømning. For kystvande anvendes perioden 1990-2018,, for søer anvendes perioden 2000-2018.

4. Beregning af statusbelastning til søer og kystvande

Beregning af belastning 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 2018 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 2001-2018. Den gennemsnitlige vandføringskorrigerede belastning for 2016-2018 beskriver den statusbelastning, som danner grundlag for beregning af belastning ved baseline.

Statusbelastning antages at repræsentere et belastningsniveau svarende til 2018, og baselineopgørelserne tager udgangspunkt i dette.

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. 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.

4.1 Indregning af baseline

Ved beregning af baselinebelastning indregnes effekt af allerede vedtagne tiltag og strukturel udvikling i landbruget. I rapporten fra Århus Universitet: Baseline 2027 for udvalgte elementer /3/ er angivet effekter af arealrelaterede tiltag mv. i forhold til kvælstof. I rapporten indgår eksempelvis også en beregnet effekt af nedgang i dyrket areal.

Effekterne er for kvælstof beskrevet til rodzoneudvaskningen på hovedvandoplandsniveau. Baselineeffekter på hovedvandoplandsniveau fordeles på landbrugsarealet inden for det konkrete hovedvandopland. For rodzoneeffekterne indregnes efterfølgende retention mellem rodzone og hav ifølge retentionskortet.

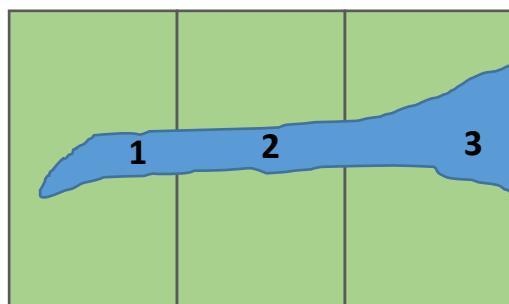
Ved beregning af belastning ved baseline indregnes desuden effekt af den indsats, der forudsættes gennemført ifølge VP2, herunder spildevandsrensning i det åbne land og anden indsats i forhold til punktkilder samt etablering af vådområder, lavbundsprojekter, skovrejsning og minivådområder.

For fosfor indgår baselineeffekter fra punktkilder og andre tiltag, der forventes at nedbringe fosforudledningen.

4.2 Fordeling af kvælstofindsats til kystvande

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.

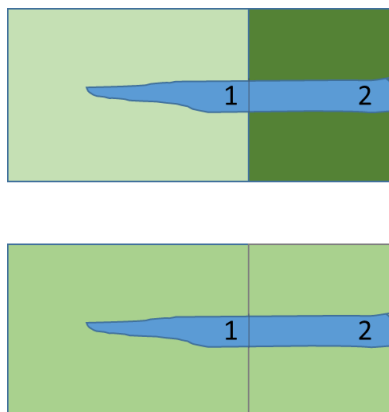
Indsatsbehovet til et delopland beregnes ud fra "kædeberegne" indsats, hvor indsats til opstrøms kystvande også bidrager i forhold til dækning af indsatsbehovet til nedstrøms kystvande. Nettoindsatsbehovet, som vist i nedenstående tabel, forudsætter således, at indsatsen til de opstrøms kystvande også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



Kolonne 1	Kyst 1	Kyst 2	Kyst 3
Baselinebelastning	50	80	140
Målbekastning	30	50	110
Indsatsbehov brutto	20	30	30
Indsatsbehov netto	20	10	0

Figur 1: Principskitse for beregning af kædeberegne indsatsbehov.

Det beregnede bruttoindsatsbehov er omregnet til indsatsbehov pr. delopland, betegnet som nettoindsatsbehov. Indsatsen 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 udjævne indsats benævnes "fordelt indsatsbehov". Princippet for dette er vist i figur 2.



Figur 2: Principskitse for beregning af udjævnet indsatsbehov. Større indsatstryk (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 indsatstryk 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.

4.3 Indregning af effekt af yderligere indsats

Ved opgørelse af effekt af indsats indregnes effekt af yderligere indsats (ud over baseline).

Indsatsen i Vandområdeplan 2015-2021, svarer til det indsatsniveau, der fremgår af Landbrugsaftalen frem mod 2027 /4/. I Landbrugsaftalen indgår kollektive virkemidler og effekter af CAP og øvrige generelle tiltag samt yderligere indsats efter 2025 eller tilsvarende kollektiv indsats. Hertil kommer en indsat i forhold til spildevandsrensning i det åbne land og for regnbetingede udledninger.

I fordelingen af indsatser er effekt af CAP og af klima-lavbund, skovrejsning og ekstensivering fordelt først på hele landbrugsarealet. Spildevandsindsatser placeres lokalt specifikt. Effekter af kollektiv indsats placeres kun i oplande med et yderligere indsatsbehov. Fordelingen sker i forhold til potentialerne for de enkelte virkemidler – beregnet frem til kyst. Oplande med høj retention får hermed tildelt en mindre del af puljen, mens oplande med lav retention får en større del af puljen, således at effekten til kyst optimeres.

Effekt af målrettet regulering (3.500 ton N) fordeles herefter til oplande med yderligere indsatsbehov. Dette fordeles "fladt" på landbrugsarealet således, at der for oplande med maksimal indsats opnås samme indsatstryk. På samme måde som målrettet regulering fordeles den forventede yderligere indsats efter 2025 (3.000 ton N) til sidst, som skal leveres med regulering eller tilsvarende kollektiv indsats.

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. 184, 2020: Baseline 2027 for udvalgte elementer.

/4/ Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug af 4. oktober 2021 mellem regeringen (Socialdemokratiet), Venstre, Dansk Folkeparti, Socialistisk Folkeparti, Radikale Venstre, Enhedslisten, Det Konservative Folkeparti, Nye Borgerlige, Liberal Alliance og Kristendemokraterne

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

Miljøstyrelsen har som led i overvågningen og med henblik på udarbejdelse af basisanalysen for Vandområdeplan 2021 – 2027 vurderet overvågningsresultater og klassificeret overfladevandområdenes økologiske og kemiske tilstand og grundvandsforekomsternes kvantitative og kemiske tilstand i overensstemmelse med reglerne i overvågningsbekendtgørelsens bilag 3, del C. Vurderingen og klassificeringen af kystvande er baseret på bl.a. resultater af forskningsprojekt om videreudvikling og anvendelse af de marine økosystemmodeller, som først er afsluttet medio 2020, efter at basisanalysen blev offentliggjort. Vurdering af overvågningsresultater og klassificering af tilstanden i kystvande er således først foretaget ved udarbejdelsen af udkast til vandområdeplaner 2021-2027. Nærmere beskrivelse af retningslinjer for tilstandsvurdering og klassificering af kystvande fremgår nedenfor i dette bilag, der således udelukkende redegør for retningslinjer for vurdering og klassificering af økologisk tilstand i kystvande baseret på biologiske kvalitetselementer og understøttende fysisk-kemiske kvalitetselementer.

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 2014 - 2019. Data fra anvendelsen af de marine økosystem modeller er inddraget i et begrænset omfang for det biologiske kvalitetselement fytoplankton.

Overvågningsresultater foreligger for biologiske kvalitetselementer

For kystvandområder, hvor overvågningsdata foreligger for de tre relevante biologiske kvalitetselementer og klassificeringen af økologisk tilstand samstemmende viser, at tilstanden er god, eller hvis tilstanden for blot ét af kvalitetselementerne ikke opfylder betingelserne for god økologisk tilstand, er vandområdernes tilstand klassificeret alene på baggrund heraf. 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.

Overvågningsdata mangler for nogle relevante biologiske kvalitetselementer

- 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 derimod værdierne for de fysiske-kemiske kvalitetselementer er anset for ikke at understøtte 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 natur- overvågning 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 2014 - 2019).

For åbentvandstyperne i nordøstatlantiske havområder (Nordsøen, Skagerrak og Vadehavet) vurderes tilstanden ud fra 90%-fraktil af klorofyl a-koncentrationer (marts-september) for perioden 2014 - 2019, 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 interkalibreringen⁴. De interkalibrerede værdier er anvendt for alle relevante kystvande. Disse værdier fremgår af forskningsrapport herom⁵. For kystområdet Snævringen (ID 231) er der ikke angivet en reference værdi. Miljøstyrelsen har fastlagt reference værdien for dette vandområde som et middel af værdierne fra de tilstødende vandområder. Grænseværdierne er implementeret i 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-sømilområdet), 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 2014 - 2019.

For de øvrige kystvande udtrykkes tilstanden ved et gennemsnit af de årlige middelværdier (maj-september) af klorofyl a-koncentrationer i perioden 2014 - 2019, hvis der foreligger mindst to års data. Grænseværdierne mellem høj/god og god/moderat økologisk tilstand er EU interkalibrerede og fremgår af EU Kommissionens afgørelser om værdierne for klassifikationerne i medlemsstaternes overvågningssystemer som resultat af interkalibreringen. De interkalibrerede værdier er anvendt for alle relevante kystvande. Der beregnes for hvert af årene 2014 - 2019 et gennemsnit, forudsat der det enkelte år foreligger mindst 7 målinger i beregningsperioden maj-september. Et gennemsnit af de årlige middelværdier udtrykker vandområdets tilstand 2014 – 2019. Foreligger der tilstandsdata fra flere stationer for et område, eller fra stationer i et geografisk tilstødende, lignende vandområde (fx beliggende udenfor 1-sømilområdet), 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

⁴ EU Commission decision 2018/229/EU

⁵ 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

⁶ <https://mim.dk/media/226712/bekendtgørelse-om-overvaagning.pdf>

gennemsnit. Derefter beregnes der et gennemsnit af årsmidlerne fra 2014 - 2019, der anvendes som et udtryk for klorofyltilstanden for hele vandområdet for 2014 - 2019.

For en række vandområder (22), primært åbentvandstyper, foreligger der alene overvågningsdata fra de tilstødende vandområder. Her beregnes tilstanden ved brug af modelberegne 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 – 2019 baseret på Miljøstyrelsens modelkompleks, herunder for de 22 vandområder, hvor der ikke foreligger overvågningsdata i perioden 2014 – 2019. 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 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 2014 – 2019, som således genererer tilstandsværdier for klorofyl for de 22 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 består af kvalitetselementet makroalger og angiospermer. Dette kvalitetselement består af de to delelementer makroalger hhv. angiospermer (rod-fæstede bundplanter eller dækfrøede planter). I Vandområdeplan 2021 – 2027 anvendes delelementet rodfæstede bundplanter, med indikatoren dybdegrænsen for hovedudbredelsen af ålegræs samt andre rodfæstede bundplanter, som fx børsteblandet 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 overvågningstransekter (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. børsteblandet vandaks og havgræs. Hvor der forekommer anden rodfæstet vegetation end ålegræs, anvendes disse data i tilstandsvurderingen efter samme metode som for ålegræs⁷. 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 EU Kommissionens afgørelse om værdierne for klassifikationerne i medlemsstaternes overvågningsystemer 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 områder⁸. For 3 kystvandområder (Smålandsfarvandet, syd (ID nr. 34), Fakse Bugt (ID nr. 46) og Stege Bugt (ID nr. 48)) har Miljøstyrelsen/Miljøministeriet dog

⁷ https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2018/Light_requirements_of_marine_rooted_macrophytes.pdf

⁸ 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.

vurderet, at modelbaserede reference værdier repræsenterer de 3 vandområder bedre. 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.



Figur 0.1. 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

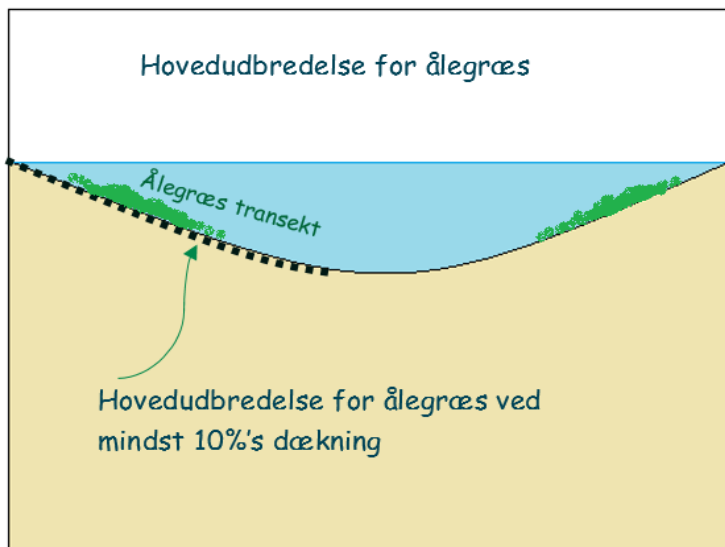
I det følgende gennemgås de kriterier, der skal anvendes til generering af et datagrundlag for beregning af tilstanden for rodfæstede bundplanter. Data der er indsamlet i regi af habitatovervågning anvendes udelukkende i det omfang, overvågningen er tidsmæssigt og geografisk repræsentativ for det vandområde,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

1 - Transekter, der på forhånd udelades af beregningerne af tilstanden

Transekter, som udgik af overvågningsprogrammet i 2016, indgår ikke i tilstandsklassifikationen for perioden 2014-2019.

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 stiplede 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 største registrerede dybdegrænse for alle rodfæstede arter på transektet. For nogle transekter er den største 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.

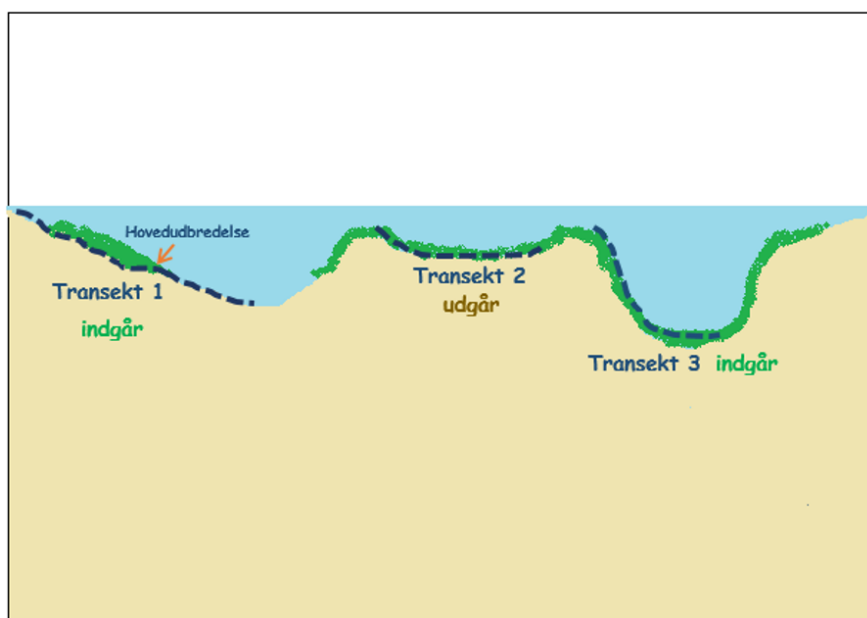
3 - Anvendelse af transekter hvor der ikke forekommer hovedudbredelse.

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.

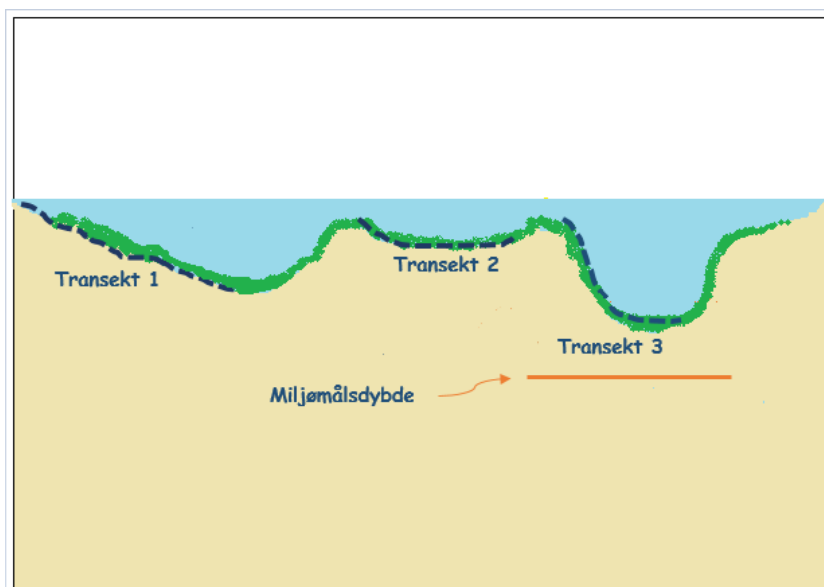
Rodfæstede bundplanter kan forekomme med hovedudbredelse langs hele transektet. For denne type registreringer er det ikke muligt at fastlægge en egentlig dybdegrænse for hovedudbredelsen, fordi hovedudbredelse til bund på den pågældende lokalitet ikke er repræsentativ for det aktuelle hovedudbredelsespotentiale 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 lokaliteter, 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 transekterne.

Hvis der foreligger mere end et års data for perioden 2014 – 2019, 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. Referenceværdier og grænserne mellem de respektive tilstandsklasser fremgår af EU Kommissionens afgørelse af 12. februar 2018 og høringsudgaven af bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder^{Fejl! Bogmærke er ikke defineret.Fejl! Bogmærke er ikke defineret.}46.

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 de danske kystvande der ligger vest for Skagen på nær de vestjyske fjorde anvendes DKI⁹. For kystvande i de indre danske farvande øst for Skagen og i Østersøen anvendes en DKI 2 som kompenserer for saltholdigheden i beregningen af indekssværdien¹⁰. Indekset indeholder forskellige komponenter, hvoraf de vigtigste er bundfaunasamfundets artsdiversitet og arternes følsomhed over for iltforhold, eutrofiering og saltholdighed. DKI

⁹ 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.

¹⁰ 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>

kan antage værdier mellem 0 og 1 i hele saltholdighedsintervallet 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 2014 - 2019. 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 2014 – 2019, 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. Grænseværdierne for høj/god og god/moderat fremgår af EU Kommissionens afgørelse af 12. februar 2018 og af bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder⁴⁶.

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 overfladelys¹¹, 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.

¹¹ 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

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 lys-svækkelses 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

$$Kd = \frac{-\ln(\frac{Iz}{I0})}{z},$$

hvor Z er vanddybde i meter, $I0$ (mol foton $m^{-2} d^{-1}$) er overfladeindstrålingen og Iz (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 tilstrækkelig observationer til at dække perioden efter ovennævnte regel med maksimalt 60 dages observations-"hul". Herefter beregnes, for de respektive vandområder, status for indikatoreren som et gennemsnit af den årlige dybdeudbredelsesgrænse for perioden 2014 til 2019.

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 iltvind (under 4 mg ilt per liter i bundvandet) skal den procentdel af tiden, i måneden hvor iltvindet er værst, være mindre end 50 % og ved kraftigt iltvind (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 2014 – 2019. 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. 13¹². 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.

¹² [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 indsats effekter for punktkilder

1. Indledning

Dette bilag angiver metoder til Miljøstyrelsens beregning af statusudledningen i 2018 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.

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

2. Forudsætninger for beregning af status- og baselineudledninger samt indsats effekter

2.1 Renseanlæg

Statusudledningen i 2018

Status for udledninger fra renselanlæg beregnes for 2018 som et gennemsnit for årene 2014-2018. Data hentes fra spildevandsdatabasen PULS. Udledninger beregnes som udgangspunkt på baggrund af målinger på renselanlæg. For mindre renselanlæg uden måling af vandmængde og/eller stofkoncentrationer anvendes standardtal i NOVANA datateknisk anvisning for renselanlæg /1/.

Baselineudledningen i 2027

For renselanlæg, 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 renselanlæg, hvor der er fastsat en indsats i vandområdeplaner 2015-2021, og hvor indsatsen ikke er gennemført i 2018, beregnes udledningen ved at gange stofkoncentrationer i virkemidler over for punktkilder /2/ med statusvandmængden. Tabellen nedenfor viser udledningskoncentrationer for forskellige renselanlægstyper i virkemiddelkataloget.

Middelkoncentrationer i spildevand udledt fra renselanlæg – 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 renselanlæg 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 renseanlæg til det modtagne renseanlæg, og udledningsmængden beregnes ud fra det modtagne renseanlægs statusudledningskoncentration.

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

Indsatseffekten

Der er i vandområdeplaner 2021-2027 ikke fastlagt nye indsatser over for renseanlæg. Indsatsen består af videreførte indsatser fra vandområdeplaner 2015-2021.

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 /3/. 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 fra overløb

Statusudledningen i 2018

Status for regnbetingede udledninger fra overløb beregnes for 2018 på baggrund af registreringer i databasen PULS i 2018 og nedbør fra et normalår. Kommunerne har i de seneste år opdateret data i PULS, og de seneste registreringer i PULS (2018) vurderes at være mest retvisende. Udledningerne aggregeres på vandområdeniveau. Såfremt kommunerne ikke har angivet udløbsmængder for en regnbetinget udledning, beregner Miljøstyrelsen udløbsmængderne. Der anvendes beregningsmetode på niveau 0. Der henvises til datateknisk anvisning for regnbetingede udledninger for en nærmere beskrivelse af beregningsmetoden /4/.

Baselineudledningen i 2027

For regnbetingede udledninger fra overløb, 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 så vidt angår 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 1.21. Der fastlagt indsatser på regnbetingede udledninger fra overløb af hensyn til vandområder i vandløb og søer, hvor der er et indsatsbehov, og hvor virkemidler over 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 modelberegnedte data er ofte behæftet med en vis usikkerhed afhængigt af, hvor godt de er kalibreret..

2.3 Ukloakerede ejendomme i spredt bebyggelse

Statusudledningen i 2018

Status for ukloakerede ejendomme i spredt bebyggelse beregnes for 2018 på baggrund af registreringer i BBR i 2018. Ejendomstype, afløbsforhold, renseforanstaltning, drænforhold mm. indgår i beregning af udledte mængder. Reduktioner af udledninger af organisk stof er afhængig af de eksisterende afløbsforhold og beregnes ud fra standardværdier for rensegrader i datateknisk anvisning for spredt bebyggelse /5/.

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 = antal drænuudledninger/(antal drænuudledninger + antal direkte udledninger)

Reduktionsfaktoren i nedenstående tabel er beregnet som:

Reduktionsfaktor = (1 – drænfaktoren) x 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-TAARBÆK	-	-
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-MIDTFYN	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	-	-	VESTHIMMERLAND	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 rensklasseoplande (ingen indsats), sættes udledninger i baseline til udledninger i status.

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

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

STOFREDUKTIONSKRAV TIL RENSKLASSER

RENSKLASSE	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 1.20. 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-minirensanlæg, 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 udledningsspunkt for rensesforanstaltningen, anvendes koordinatet for den bygning, som rensesforanstaltningen er tilknyttet som udledningsspunktet. Det giver en usikkerhed i de tilfælde, hvor rensesanlægget er tilkoblet en drænrørsledning.

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

2.4 Industri

Statusudledningen i 2018

Status for udledninger fra industri beregnes for 2018 som et gennemsnit for årene 2014-2018. Data hentes fra databasen PULS. Udledningmængden 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 rensesanlæg. 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 2018

Status for udledninger fra ferskvandsdambrug beregnes for 2018 som et gennemsnit for årene 2014-2018. Data hentes fra databasen 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 1.21.

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 2018

Status for udledninger fra saltvandsbaseret fiskeopdræt beregnes for 2018 som et gennemsnit for årene 2014-2018. Data hentes fra databasen 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 industrirenselanlæg: nærings- og organisk stof fra anlæg med

udledning til et vandområde, (MST, 2021), link: <https://mst.dk/media/210676/dp01-rensaneanlaeg-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/ Bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4, link: <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2021/1393>

/4/ Datateknisk anvisning for regnbetingede udløb (RBU), (MST, 2021), link: <https://mst.dk/media/208326/dp02-regnbetingede-udloeb-version-3.pdf>

/5/ Datateknisk anvisning for Spredt bebyggelse, (MST, 2018), link: <https://mst.dk/media/171240/dp04-spredt-bebyggelse-150119.pdf>

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

Indholdsfortegnelse

1	Indledning	97
1.1	Datagrundlag	97
1.1.1	Database	97
1.1.2	Dataperiode	97
1.2	Beregningsværktøj	97
1.3	Miljøkvalitetskrav	99
2	Metode	100
2.1	Normalisering af data	100
2.1.1	Vand	100
2.1.2	Sediment	100
2.1.3	Biota	100
2.1.4	Dioxiner	102
2.1.5	Normalisering af data for attribut, resultat og detektionsgrænse	103
2.2	Normalisering af miljøkvalitetskrav	104
2.2.1	Indholdet af organisk kulstof i sediment	104
2.2.2	Miljøkvalitetskrav for cadmium og zink i vand	104
2.2.3	Naturlig baggrundskoncentration	104
2.3	Kvalificering af data	106
2.3.1	Kvantifikationsgrænse	106
2.3.2	Enkeltstående overvågningsresultater	106
2.4	Udvælgelse af data til klassificering af tilstand	107
2.5	Dataniveau	108
3	Klassificering af tilstand	109
3.1	Kemisk tilstand	109
3.1.1	Kystvande	109
3.2	Økologisk tilstand	109
3.2.1	Kystvande	109
4	Referencer	110

1 Indledning

Nærværende bilag beskriver den metode, der anvendes ved klassificering af tilstanden for miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) i forbindelse med vandområdeplanerne 2021-2027.

1.1 Datagrundlag

Grundlaget for klassificering af tilstanden er data for MFS fra det nationale overvågningsprogram (NOVANA) for de tre medier kystvande, søer og vandløb, for hvilke der er data for matricerne sediment og biota for kystvande og søer og data for matricerne vand, sediment og biota for vandløb.

1.1.1 Database

Overvågningsdata til tilstandsvurderingerne til vandområdeplanerne 2021-2027 blev hentet fra ODA-databasen, herunder både MFS-data og de støttedata, der anvendes til normaliseringen af MFS-koncentrationer og miljøkvalitetskrav.

1.1.2 Dataperiode

Til klassificering af tilstanden anvendes i udgangspunktet data fra årene 2014-2019.

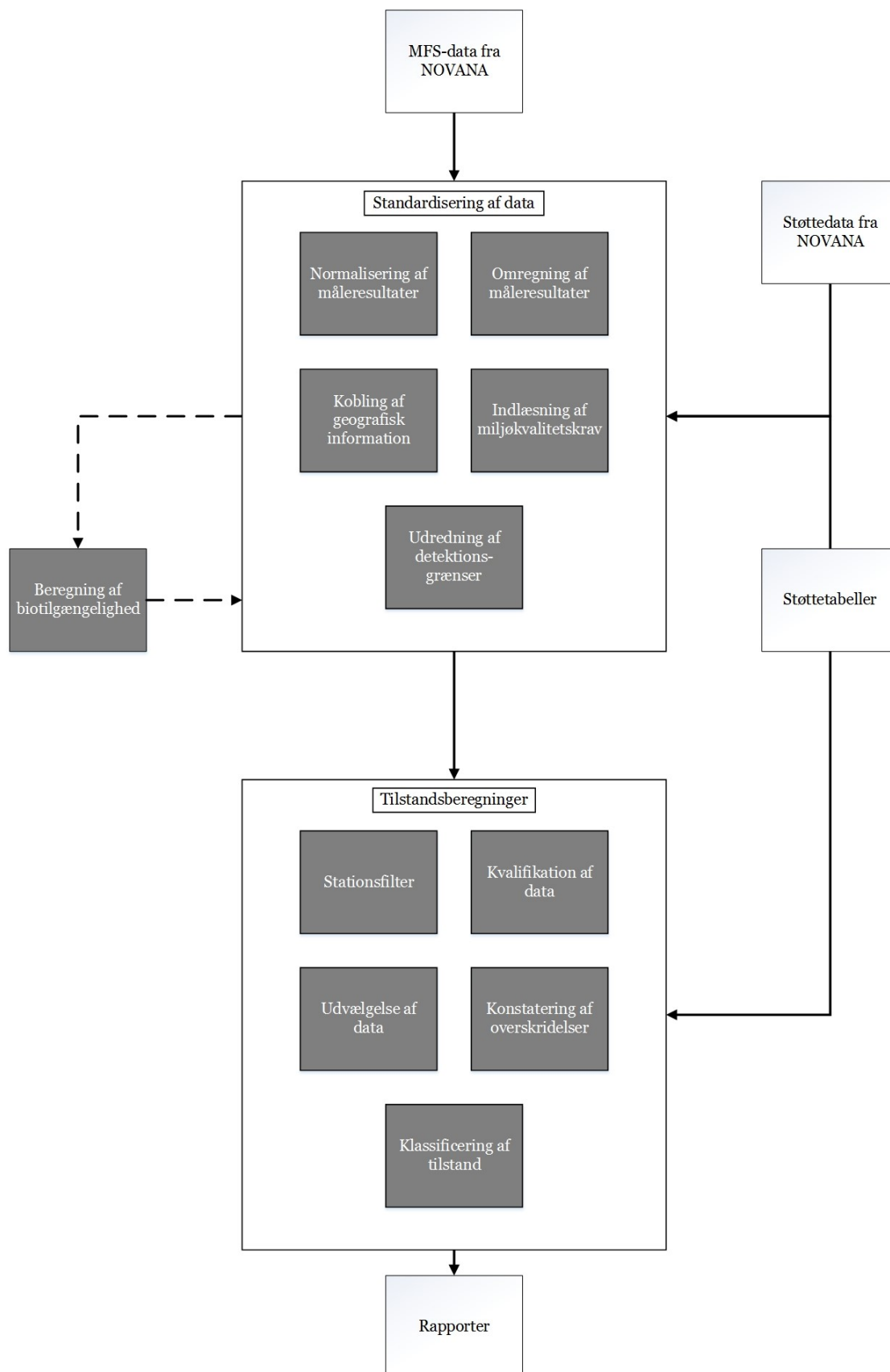
For de vandområder, hvor der ikke er tilgængelige data fra den nævnte periode, suppleres der med ældre data i det omfang, de fagligt vurderes at være repræsentative for den nuværende tilstand. Anvendeligheden af ældre data ved klassificering af tilstand vil i hvert enkelt tilfælde bero på en konkret, faglig vurdering baseret på konklusionerne i Larsen et al. 2013.

Tabel 1. Antallet (n) og andel (%) af total af datapunkter der indgår i klassificeringen af tilstand for MFS for de tre medier fordelt på perioderne 2010-2013 og 2014-2019.

Medie	Periode	Antal (n)	Andel (%)
Kystvande	2010-2013	223	14
	2014-2019	1324	86
Søer	2010-2013	355	19
	2014-2019	1539	81
Vandløb	2010-2013	352	13
	2014-2019	2404	87

1.2 Beregningsværktøj

Databehandlingen, vurdering og klassificering af tilstand er foretaget i det statistiske modelleringsværktøj RStudio (version 1.2.1335) med pakkerne plyr (version 1.8.6), dplyr (version 1.0.2), testthat (version 3.0.0) og lubridate (version 1.7.9.2). De tre medier behandles i separate modeller med samme struktur (Figur 1).



Figur 1. Struktur af beregningsmodel for klassificering af tilstand for MFS 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 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 blykoncentrationen i sediment er 164 mg/kg TS eller derover. De benyttede miljøkvalitetskrav er fastlagt i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand (BEK 1625 af 19/12/2017). Der er således ikke anvendt opdaterede miljøkvalitetskrav fra senere ændringer til bekendtgørelsen.

2 Metode

2.1 Normalisering af data

2.1.1 Vand

For at sikre overensstemmelse med den enhed, 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 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 tool¹³, hvorefter resultaterne importeres til beregningsværktøjet.

For kobber og zink gælder det generelle kvalitetskrav (milkjøkvalitetskravet for et årsgennemsnit 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 (milkjøkvalitetskravet 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 enhed, 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.

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.

2.1.3 Biota

For at sikre overensstemmelse med den enhed, miljøkvalitetskrav for biota er anført med i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål, normaliseres overvågningsdata for biota til enheden µg/kg VV. Er den målte koncentration ikke på forhånd opgivet i vådvægt, omregnes den fra tørvægt til vådvægt ud fra den aktuelle prøves tørstofindhold, således at:

¹³ bio-met bioavailability tool v5.0, tilgængelig via <https://bio-met.net/>

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

Der anvendes så vidt muligt samtidigt målte værdier for tørvægt for den givne biotaprøve. Hvis der ikke findes sådanne samtidige værdier, anvendes en nyere, sekundært en ældre, værdi for stationen. Hvis der ikke er tilgængelige værdier for biota på den givne station, anvendes den laveste værdi i datasættet.

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 muskeltvæv.

AU (DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi) har estimeret omregningsfaktorer for kviksølv (hvv. muskel eller lever til hel fisk) (Larsen, 2019) og PFOS (lever til muskel) (Larsen & Bossi, 2021) for flere fiskearter (Tabel 2 og Tabel 3). For begge omregninger gælder det, at findes den specifikke art, i hvilken en given måling er foretaget, ikke, bruges omregningsfaktorer for "Andre". Bemærk, at PFOS-omregningen ikke er inkluderet i modellen (Figur 1), men er foretaget som en efternormalisering af de modelberegneede tilstandsvurderinger. For HBCDD foreligger der for nuværende ingen omregningsfaktorer, og de målte HBCDD koncentrationer er derfor brugt i klassificeringen af tilstand uden omregninger. For HBCDD gælder det, at miljøkvalitetskravet er fastsat med henblik på beskyttelse af øverste led i fødekæden, og koncentrationen skal derfor bestemmes for hele organismen, men i det nuværende overvågningsprogram bestemmes koncentrationen i lever eller muskel. Baggrunden for dette findes i et ønske om at bevare sammenlignelig data for HBCDD på tværs af tid og andre overvågningsprogrammer. HBCDD'erne er lipofile stoffer, og en bestemmelse af omregningsfaktorer fra lever til hel fisk må derfor forventeligt føre til lavere koncentrationer, mens en omregning fra muskel til hel fisk må føre til ensartede eller lidt højere koncentrationer.

Tabel 2. Omregningsfaktorer for kviksølv i fisk fra muskel eller lever til hel fisk (Larsen, 2019).

Fiskeart	Organ	Omregningsfaktor til "Hel fisk"
<i>Perca fluviatilis</i>	Muskel	0,81
	Lever	1,2
<i>Pleuronectes platessa</i>	Muskel	0,91
	Lever	0,55
<i>Platichthys flesus</i>	Muskel	0,71
	Lever	1,6
<i>Zoarces viviparus</i>	Muskel	1,2
	Lever	1,7
<i>Neogobius melanostomus</i>	Muskel	1,03
	Lever	2,1
Andre	Muskel	0,93
	Lever	1,32

Tabel 3. 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

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 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 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 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 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. 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.

2.1.4 Dioxiner

Miljøkvalitetskravet for summen af dioxiner er i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål angivet i toksicitetsækvivalenter (TEQ), hvorfor koncentrationerne angivet i $\mu\text{g}/\text{kg}$ VV omregnes til TEQ-normaliserede værdier. Tabel 4 angiver de benyttede omregningsfaktorer (Van den Berg et al., 2006).

Tabel 4. 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 ODA-databasen er overvågningsdata påhæftet oplysninger om bl.a. resultat, attribut og detektionsgrænse, hvor attributen 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 Indholdet af organisk kulstof i sediment

For de stoffer (sum af methylnaphthalener, nonylphenoler, octylphenoler), 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. 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 den laveste målte værdi i det relevante medie.

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 i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål med vandets hårdhed udtrykt ved indholdet af CaCO_3 . 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 cadmium for det generelle kvalitetskrav og maksimumkoncentrationen. For zink er der i klassificeringen af tilstanden ikke taget højde for vandets hårdhed, men alene anvendt det generelle kvalitetskrav for hårdt vand på $7,8 \mu\text{g/L}$. Der er for zink derudover taget hensyn til den naturlige baggrundskoncentration (se afsnit 2.2.3).

I støttedata for vandløbsvand konverteres resultatet for "Hårdhed, total" (dGH) til $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ med en omregningsfaktor 17,85 (Appelo & Postma, 2005):

$$\text{Hårdhed, CaCO}_3 (\text{mg/L}) = \text{Hårdhed, total (dGH)} \times 17,85$$

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. Hvis der ikke er tilgængelige data for calciumindholdet på den givne station, anvendes det laveste miljøkvalitetskrav for det givne stof ($0,08 \mu\text{g/L}$ for cadmium).

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

Naturlige baggrundskoncentrationer inddrages i vurdering af overvågningsresultater og klassificering af tilstanden i alle tre medier. Baggrundskoncentrationerne, som skal anvendes, fremgår af Tabel 5.

På baggrund af analysen i Larsen et al. 2013 beregnes baggrundskoncentrationer som 10 %-fraktiler af det data, der indgår ved klassificering af tilstanden. Fraktileerne beregnes på nationalt niveau, og der tages altså ikke hensyn til eventuelle geografiske forskelle. *Outliers* frasorteres datasættet inden den statistiske beregning, og for koncentrationer under kvantifikationsgrænsen beregnes pr. stof et resultat ved hjælp af den såkaldte HELCOM-metode:

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

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

For vandløb og søer anvendes data 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 5. 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.

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	0,15	-
		Vanadium	10	-
	Vand	Barium	17	-
		Zink	1,6	1,6
		Kobber	0,48	0,48
		Vanadium	0,134	0,134

2.3 Kvalificering af data

2.3.1 Kvantifikationsgrænse

I overensstemmelse med bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder behandles overvågningsresultater, som ligger under den anvendte analysemetodes kvantifikationsgrænse (der i bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger (BEK. 1071 af 28/10/2019) er defineret som $3 \times$ 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 i henhold til foranstående 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 miljøkvalitetskravet.

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.

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:

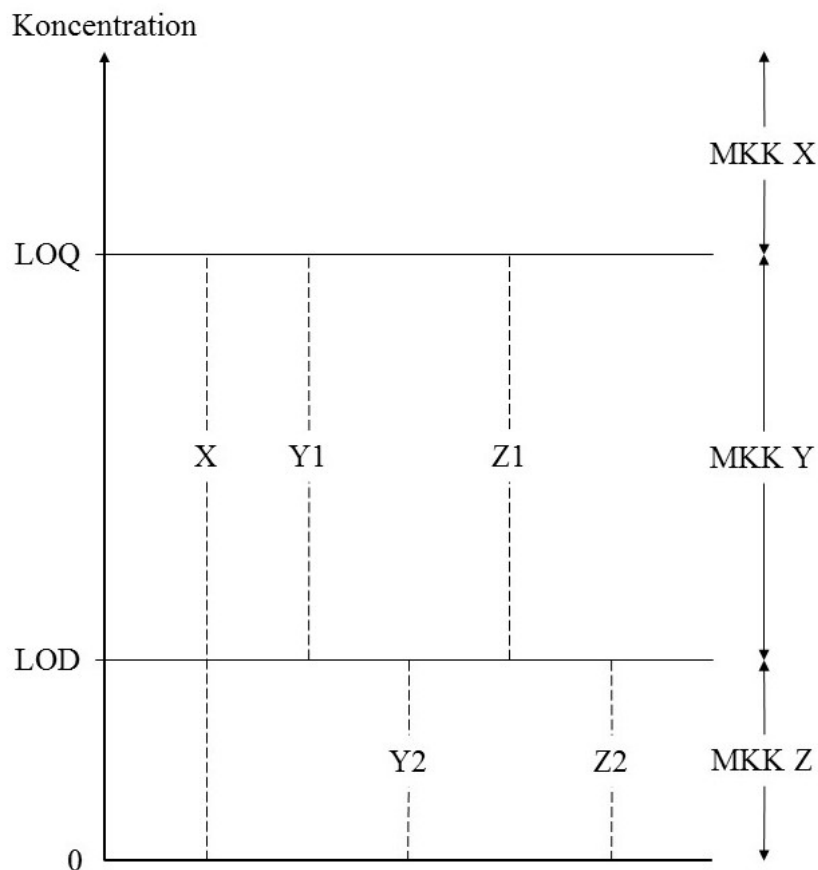
X = Anvendes videre idet resultatet sættes til værdien af kvantifikationsgrænsen for overvågningsresultatet.

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 LOQ 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 Udvalgelse 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 MFS beregnes middelværdier (årgennemsnit) så længe, der er minimum tre målinger på stationen i et givent år.

For stoffer, der 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 vand på vandområdeniveau et årligt højeste overvågningsresultat, som kan sammenholdes med maksimumkoncentrationen. Resultatet identificeres for målinger i perioden 2014-2019, således at det er det højeste måleresultatresultat i hele perioden, der er repræsentativt for stationen. Findes der ikke en måling for stoffet på stationen i 2014-2019, 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.

2.5 Dataniveau

Det angivne dataniveau for MFS-data udstillet på vandplandata.dk og MiljøGIS er fastlagt, jf. Tabel 6. Angivelsen af et dataniveau er progressiv, således at et måleresultat ikke behandles 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".

Tabel 6. Definition af dataniveauer angivet på vandplandata.dk og MiljøGIS.

Dataniveau	Definition
Analysedata	Normaliseret data
Aggregerede data	Gennemsnits- eller sumværdier
Beregnete data	Øvrige data

3 Klassificering af tilstand

3.1 Kemisk tilstand

Et vandområdes kemiske tilstand klassificeres på baggrund af forekomsten af de MFS, der er opført på listen over prioriterede stoffer, jf. tabel 2 i bilag 2 til bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål, eller der i øvrigt er fastsat miljøkvalitetskrav for på EU-niveau, jf. tabel 5 i samme bilag, og som er omfattet af overvågningen. 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*. Ligeledes klassificeres den kemiske tilstand som værende *ukendt*, hvis der ingen overvågningsdata 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 af disse stoffer indgår dermed ved klassificering af økologisk tilstand, jf. del C, afsnit 2, i bilag 3 til bekendtgørelse om overvågning.

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*. Ligeledes klassificeres tilstanden som værende *ukendt*, hvis der ingen overvågningsdata 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 Referencer

Appelo CAJ., Postma D., 2005. *Geochemistry, groundwater and pollution* (2nd ed.). AA Balkema Publishers.

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.

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.

[Bagside Overskrift]

[Bagside Tekst]



Miljøministeriet - Departementet
Slotsholmsgade 12
1216 København K

www.mim.dk