



Miljøministeriet
Naturstyrelsen

Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplaner 2015-2021

Intern arbejdsinstruks

2014

Titel:

Retningslinjer for udarbejdelse af
vandområdeplaner 2015-2021

Intern arbejdsinstruks

Udgiver:

Naturstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø
www.nst.dk

År:

2014

Redaktion:

Naturstyrelsen

ISBN nr.

978-87-92256-43-0

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Indledning.....	5
Vandplanlægning kort fortalt.....	7
Lovgrundlag for vandplanlægning i Danmark	9
Relevante bekendtgørelser:	9
1. Vandområdedistrikternes karakteristika.....	11
1.1 Afgrænsning, karakterisering og typeinddeling	11
1.1.1 Vandløb	11
1.1.2 Søer.....	13
1.1.3 Overgangsvande.....	14
1.1.4 Kystvande	14
1.1.5 Kunstige vandområder	15
1.1.6 Stærkt modificerede vandområder.....	16
1.1.7 Udpegning af kunstige og stærkt modificerede vandområder	17
1.1.8 Grundvand.....	22
1.2 Fastlæggelse af referenceforhold.....	24
1.2.1 Fastlæggelse af referenceforhold for vandløb	24
1.2.2 Fastlæggelse af referenceforhold for søer	24
1.2.3 Fastlæggelse af referenceforhold for kystvande.....	25
1.2.4 Fastlæggelse af referenceforhold for kunstige og stærkt modificerede vandområder	26
1.2.5 Fastlæggelse af referenceforhold for grundvand	26
1.3 Beskyttede områder	26
2. Påvirkninger	28
3. Tilstandsvurdering.....	29
3.1 Generelt vedr. vurdering af tilstand og fremskrivning af miljøtilstand til 2021	29
3.2 Vurdering af tilstand og fremskrivning af miljøtilstand til 2021 i vandløb.....	31
3.3 Vurdering af tilstand og fremskrivning af miljøtilstand til 2021 i søer	33
3.4 Vurdering af tilstand og fremskrivning af miljøtilstand til 2021 i kystvande	36
3.5 Vurdering af tilstand og fremskrivning af miljøtilstand til 2021 i grundvand	37
3.6 Vurdering af tilstand og fremskrivning af miljøtilstand til 2021 i MFS	40
4. Miljømål for vandforekomster	42
4.1 Generelt om miljømål	42
4.2 Miljømål for vandløb	43
4.3 Miljømål for søer.....	43
4.4 Miljømål kystvande.....	43
4.5 Miljømål for kunstige og stærkt modificerede vandområder	43
4.6 Miljømål for grundvand.....	44
4.7 Miljømål for MFS.....	44
4.8 Undtagelser fra Miljømål.....	45
4.8.1 Vurderingsproces for afklaring af, om undtagelsen om fristforlængelse kan anvendes.....	47
4.8.3 Skabelon til brug ved begrundelse for forlængelse af tidsfrist	49

4.8.4	Skabelon til brug ved begrundelse for fastsættelse af mindre strenge miljømål.....	49
5.	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram	51
5.1	Generelt vedr. opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram	51
5.2	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for vandløb	51
5.3	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for søer	53
5.4	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for kystvande.....	55
5.5	Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for grundvand	56
5.6	Fastlæggelse af indsatsprogram for Punktkilder	57
5.7	Fastlæggelse af indsatsprogram for MFS.....	58
6.	Indholdet af vandområdeplaner	59
6.1	Bekendtgørelse om indholdet af vandområdeplaner	59
6.2	Indholdet af vandområdeplanerne	59
	Bilagsoversigt.....	61
	Bilag 1. Retningslinjer vedr. belastningsopgørelse til søer, fjorde og kystområder.....	62
1	Baggrund og formål	62
2	Datagrundlag	62
2.1	Oplandskort.....	63
2.2	Punktkildedata	63
2.3	Stoftransportdata	63
3	Dataforberedelse, huludfyldning og kalibrering og vandføringsnormalisering.....	63
4	Beregning af kvælstof- og fosforbelastning til søer og kystvandsområder	64
4.1	Indregning af baseline	64
5	Referencer:	65
	Bilag 2. Retningslinjer for tilstandsvurdering i kystvande	66
1	Indledning.....	66
2	Klassifikationsgrænser og kriterieværdier for målopfyldelse	66
3	Tilstandsvurdering.....	66
3.1	Ålegræs	66
3.2	Fytoplankton (klorofyl a).....	72
3.3	Bundfauna, DKI	72
3.4	Anvendelse af fysisk-kemiske støtteparametre	73
3.5	Samlet tilstand	74
	Bilag 3. Beregning af status- og baselineudledning fra punktkilder samt fastsættelse af punktkildeindsats i Vandområdeplan 2015-2021.....	75
	Renseanlæg	75
	Regnbetingede udledninger	77
	Spredt bebyggelse	79
	Industri.....	80
	Ferskvandsdambrug	81
	Saltvandsbrug	81
	Referenceliste.....	81

Indledning

EU vedtog i 2000 vandrammedirektivet (direktiv nr. 2000/60/EF af 23. oktober 2000). Direktivet fastlægger bindende rammer for vandplanlægningen i EU's medlemslande.

Direktivets overordnede mål er, at alt vand, overfladevand og grundvand, senest 22. december 2015 skal have opnået mindst "god tilstand".

Vandrammedirektivet opererer med tre planperioder på hver 6 år. Den første planperiode omfatter perioden 2009-2015. De næste to planperioder går fra 2015-2021 og 2021-2027.

De første vandplaner for perioden 2009 – 2015 blev vedtaget endeligt den 30. oktober 2014. Disse planer kan ses på www.naturstyrelsen.dk.

Vandrammedirektivet er implementeret i dansk lovgivning ved miljømålsloven (LOV 1150/2003), og lov om vandplanlægning (LOV1606/2013).

Miljømålsloven har fundet anvendelse ved udarbejdelse af bl.a. vandplaner for planperioden 2009 - 2015. Med lov om vandplanlægning er der etableret et nyt koncept for vandplanlægning som ramme for anden planperiode og de efterfølgende planperioder.

Vandområdeplanerne vil fremover være et middel til at kommunikere et samlet overblik over vandplanlægningen til offentligheden. Vandområdeplanerne indeholder ikke bindende elementer. De bindende elementer – miljømål og indsatsprogrammer – fastlægges i bekendtgørelser. Med lov om vandplanlægning er der desuden sket en styrkelse af lokal inddragelse i vandplanlægningen ved at lade kommunerne udarbejde forslag til dele af indsatsprogrammerne under inddragelse af lokale vandråd.

Vandplanlægningen omfatter for hver planperiode herefter flg. overordnede elementer.

- I. Basisanalyse
- II. Arbejdsprogram for udarbejdelse af vandområdeplaner
- III. Oversigt over væsentlige vandforvaltningsmæssige opgaver
- IV. Nedsættelse af lokale vandråd der bistår kommunerne i udarbejdelse af forslag til foranstaltninger til forbedring af de fysiske forhold i vandløb.
- V. Vandområdeplaner med tilhørende bekendtgørelse om miljømål og bekendtgørelse om indsatsprogrammer.

Herudover gennemføres der løbende en omfattende indsamling af data om vandmiljøet.

Vandområdeplanerne for planperioden 2015-2021 skal baseres på en opdatering og videreførelse af vandplanerne for første planperiode. Dette afspejler sig i de elementer i vandplanlægningen for planperioden 2015-2021, der er gennemført forud for offentliggørelsen af udkast til vandområdeplaner i 6 måneders offentlig høring (I-IV). Disse elementer er nærmere beskrevet og kan ses på Naturstyrelsens hjemmeside www.nst.dk.

Ved opdateringen inddrages det aktuelle videngrundlag, herunder aktuelle overvågningsdata. Dette videngrundlag udvikles og forbedres fortløbende i en fremadrettet proces, hvor nye generelle

forskningsresultater inddrages, og hvor forsknings- og udviklingsprojekter konkret iværksættes for at forbedre videngrundlaget for vandområdeplanerne. I denne forbindelse skabes også grundlaget for at inddrage flere kvalitetselementer i vurderingen af vandområdernes miljøtilstand. Herudover giver overvågningen også fortløbende ny viden, som skal lægges til grund for vandplanlægningen.

”Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplaner” er en ”kogebog”, der giver overblik over og instruks i sammenhængen mellem de forskellige elementer i vandplanlægningen med reference til respektive bestemmelser i lov om vandplanlægning med tilhørende bekendtgørelser samt til publikationer og øvrigt relevant ”videngrundlag” – 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 og kystvand.

Den geografiske afgrænsning af vandområdedistrikter og hovedvandoplande fremgår af bekendtgørelse nr. 119/2014 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 overfladevandområdekategoriene 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, der omfatter alle typer af vandforekomster i Danmark: Vandløb, søer, kystvande og grundvand.

Dataindsamlingen er tilrettelagt således, at det bliver muligt at beskrive den overordnede, nationale udvikling i vandforekomsternes økologiske og kemiske tilstand og for grundvand tillige den kvantitative tilstand.

Overvågningen tilrettelægges således, at de kvalitetselementer, der kræves i vandrammedirektivet, indgår. For alle vandforekomster gælder det, at der i vandområdeplanerne for planperioden 2015-2021 skal inddrages flere kvalitetselementer end hidtil til en vurdering af, om målet er opfyldt.

I **Arbejdsprogrammet** for vandområdeplanerne for planperioden 2015-2021 redegør Naturstyrelsen for, hvilke elementer der vil indgå i forberedelsen af de vandområdeplaner, der skal offentliggøres senest 22. december 2015. Arbejdsprogrammet er opdelt i to overordnede dele. I del 1 redegøres der for det grundlag, som vandområdeplanerne for næste planperiode skal bygge videre på. I del 2 orienteres om det fremadrettede arbejde og om den inddragelse af offentligheden og interessenterne, som vil ske.

Basisanalysen beskriver på baggrund af bl.a. indsamlede data, hvilken tilstand vandmiljøet er i, hvordan tilstanden har udviklet sig, og det estimeres, hvad tilstanden forventes at være i 2021. Basisanalysen afspejler således, hvilke vandforekomster der forventes at være i risiko for ikke at kunne opfylde miljømålene ved afslutningen af anden planperiode i 2021.

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

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

Væsentlige vandforvaltningsmæssige opgaver (VVO'er) omfatter en liste over de påvirkninger, som har størst indflydelse på miljøtilstanden i de danske vandløb, søer, kystvande og grundvand, 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. Der blev i foråret 2014 oprettet 23 vandråd - ét i hvert hovedvandopland.

Kommunernes og vandrådenes bidrag til indsatsprogrammet indgår i grundlaget for udarbejdelsen af det samlede udkast til 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 overfladevandforekomster tildeles et mål for den tilstand, der skal opnås inden udgangen af 2021. I indsatsprogrammet skal det fastsættes, hvilke foranstaltninger der er nødvendige for, at de konkrete vandløb, søer, kystvande og grundvandsforekomster kan opfylde deres miljømål.

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 nr. 1606 af 26. december 2013 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 2015-2021 blev offentliggjort den 18. februar 2014.
- b) Offentliggørelse af et arbejdsprogram for udarbejdelse af de kommende vandområdeplaner, hvor Naturstyrelsen redegør for, hvilke elementer der vil indgå i forberedelsen af vandområdeplanerne. Forslag til arbejdsprogram var i 6 måneders høring frem til den 18. november 2013.
- c) Udarbejdelse af en oversigt over væsentlige vandforvaltningsmæssige opgaver (VVO'er), som skal løses. Oversigten var i 6 måneders høring frem til den 18. august 2014.
- 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 foråret 2014 oprettet 23 vandråd - ét i hvert hovedvandopland.
- e) Udarbejdelse af forslag til vandområdeplan 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 vandområdeplan.
- g) Offentliggørelse af endelige vandområdeplaner (senest 22. december 2015).
- h) Udstedelse af endelige bekendtgørelser om miljømål og indsatsprogrammer (senest 22. december 2015).

Relevante bekendtgørelser:

- Bekendtgørelse nr. 121 af 07/02/2014 om vandråd, vandråds samarbejde med kommunalbestyrelser og samarbejde mellem kommunalbestyrelser i et hovedvandopland om udarbejdelse af forslag til indsatsprogrammets supplerende vandløbsforanstaltninger
- Bekendtgørelse nr. 119 af 07/02/2014 om vandområdedistrikter og hovedvandoplande
Bilag 1 – Geografisk afgrænsning af vandområdedistrikter
Bilag 2 – Hovedvandoplande
- Bekendtgørelse nr. 1398 af 15/12/2014 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 nr. 1399 af 15/12/2014 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 nr. 1400 af 15/12/2014 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 nr. 1401 af 15/12/2014 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 nr. 1022 af 25/08/2010 om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet.
- Udkast til bekendtgørelse om miljømål og udkast til bekendtgørelse om indsatsprogrammer, der er sendt i høring samtidig med udkast til vandområdeplaner.

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.

På Naturstyrelsens hjemmeside findes en oversigt over Europa Kommissionens Guidance Documents for vandrammedirektivet.

1. Vandområdedistrikternes karakteristika

1.1 Afgrænsning, karakterisering og typeinddeling

Regler for analyse af vandområdedistrikternes karakteristika findes i:

- LOV 1606/2013 om vandplanlægning § 6, stk. 1 og 3 (VRD art. 5 stk. 1)
- BEK 1355/2006 med senere ændringer om karakterisering af vandforekomster, opgørelse af påvirkninger og kortlægning af vandressourcer, jævnfør § 39, stk. 4 i lov om vandplanlægning (VRD Bilag II)
- BEK 1400/2014 om basisanalyser (VRD Bilag II og III)
(fastlagt i medfør af miljømålsloven § 6, stk. 2, idet Bek 1355 med senere ændringer ophæves)

Til brug for vandplanlægningen foretages en analyse af vandområdedistriktets karakteristika (i DK "basisanalysen").

Første del af analysen består for overfladevandområderne i at identificere områdernes beliggenhed og grænser og foretage en karakterisering af overfladevandområderne. Overfladevandområderne karakteriseres enten som tilhørende en af overfladevandområdekategorierne vandløb, søer, (overgangsvande) og kystvande eller som kunstige eller stærkt modificerede overfladevandområder. For hver kategori overfladevand opdeles de relevante overfladevandområder i vandområdedistriktet efter type. Kunstige og stærkt modificerede overfladevandområder opdeles efter typedeskriptorerne for den overfladevandområdekategori, der mest ligner det pågældende kunstige eller stærkt modificerede overfladevandområde. For, at et overfladevandområde kan udpeges som kunstigt eller stærkt modificeret med den konsekvens, at miljømålet fastlægges som et godt økologisk potentiale og god kemisk tilstand, forudsætter dette, at udpegningsbetingelserne er til stede.

Første del af analysen består for grundvandsforekomsterne bl.a. i at kortlægge grundvandsforekomstens eller -forekomsternes beliggenhed og grænser, karakteren af de overliggende lag i det grundvandsdannede område, hvorfra grundvandsforekomsten får tilført vand, og de grundvandsforekomster, der er direkte afhængige af overfladevandøkosystemer eller terrestriske økosystemer. Efter den første karakterisering foretages efter omstændighederne en yderligere karakterisering, således at det bliver muligt at identificere de foranstaltninger, der skal fastlægges i indsatsprogrammet.

1.1.1 Vandløb

1.1.1.1 Definitioner

LOV 1606/2013 om vandplanlægning § 2, stk. 1, nr. 4 (VRD art. 2 stk. 1 nr. 4):

Vandløb: Indvand, som for størstedelens vedkommende løber på jordoverfladen, men som kan løbe under jorden i en del af sit løb.

1.1.1.2 Afgrænsning og karakterisering af vandløb

Regler vedr. afgrænsning og karakterisering af vandløb findes i:

- BEK 1355/2006 § 3, stk. 1, nr. 1, samt bilag 1, del A, afsnit 1.1, nr. i samt afsnit 1.2.1
- BEK 1400/2014 om basisanalyser § 2, stk. 1 og 2, samt bilag 1, del A, afsnit 1 samt 2.1

I vandområdeplanerne indgår vandløb, hvor disse har mindst 10 km² opland, samt vandløb, hvor oplandet er mindre end 10 km², men hvor vandløbene har en dokumenteret høj naturværdi i form af en god-høj tilstandsklasse eller har et fysisk potentiale til at få det, og som er med til at sikre, at vandrammedirektivets mål og formål kan opfyldes.

Små, naturlige type vandløb med en dokumenteret høj naturværdi defineres som alle naturlige type 1-vandløb, der har opnået en god eller høj tilstandsklasse vurderet ud fra Dansk Vandløbsfauna Indeks.

Små vandløb med et fysisk potentiale til at opnå en høj naturværdi defineres som alle type 1-vandløb med et godt fald, et naturligt forløb eller en dokumenteret god fysik. Definition af vandløbstyperne fremgår af afsnit. 1.1.1.3 (Typeinddeling af vandløb).

Identifikationen af vandløb skal ske ud fra følgende retningslinjer:

- Alle type 2- og 3-vandløb indgår
- Alle type 1-vandløb indgår, hvis de har opnået en faunaklasse 5, 6 eller 7 i enten Vandplan 2009-2015 eller Basisanalysen for Vandområdeplan 2015-21.
- Alle type 1-vandløb indgår derudover kun, hvis:
 - Vandløbet er naturligt (her i betydningen hverken kunstigt, stærkt modificeret eller et blødbundsvandløb) og
 - Faldet ≥ 3 promille eller slyngningsgraden $\geq 1,5$ eller Fysisk indeks $\geq 0,5$

Desuden indgår vandløb, selvom de falder udenfor ovenstående, hvis de forbinder to målsatte vandområder (vandløb, sø, marin).

1.1.1.3 **Typeinddeling af vandløb**

Regler vedr. typeinddeling af vandløb findes i:

- BEK 1355/2006 § 3, stk. 2 og 3, samt bilag 1, del B, afsnit 1.1
- BEK 1400/2014 om basisanalyser § 2 stk. 2, samt bilag 1, del A, afsnit 3. 1

Vandløb, der indgår i vandplanlægningen, vurderes ud fra oplandsareal, bredde og afstand til kilde. Bredden er vandløbsbredden, som måles i forbindelse med tilsyn og overvågning. Et vandløb typologiseres som den type, hvori flest komponenter falder.

Ved vandplanlægningen skal anvendes de 3 størrelsestyper af vandløb, der fremgår af bekendtgørelse 1400/2014 om basisanalyser, bilag 3.1.

1.1.1.4 **Procedure for inddeling af vandløbsvandområder**

Regler vedr. inddeling af vandløbsvandområder findes i:

- BEK 1400/2014 om basisanalyser § 2 samt bilag 1, del A

I øvrigt henvises til:

EU Guidance document no. 2, Identification of Water Bodies

Et vandløbsvandområde kan dække et helt vandløbssystem eller indeholde flere (side)vandløb/strækninger.

I vandplanerne for første planperiode blev vandområderne afgrænset ud fra følgende principper: Vandløbene i et vandløbs-vandområde skal være sammenhængende og tilhøre samme kategori (vandløb, søer, kunstige vandområder eller stærkt modificerede vandområder) og type - 1, 2 eller 3 for henholdsvis 'normale' vandløb og 'blødbundsvandløb'. Et vandløbsvandområde kan indeholde

strækninger, der afviger fra vandområdets generelle karakteristika. Et vandområde skal dog altid karakteriseres efter de karakteristika, som er kendetegnende for hovedparten af vandområdet.

Et vandløbsvandområde inddeles derudover i relation til miljømål. Hvert vandområde tildeles samme mål for hele vandområdet udtrykt ved en tilstandsklasse (høj eller god økologisk tilstand samt tilsvarende maksimalt eller godt økologisk potentiale for stærkt modificerede og kunstige vandområder).

I vandområdeplanerne 2015-2021 justeres vandområdeinddelingen af hensyn til den fremtidige administration af vandområderne således, at vandområderne samles til færre – og dermed større – vandområder. Vandområderne fra Vandplan 2009-2015 sammenlægges med de tilstødende vandområder, hvis disse har samme karakterisering, typologi og målsætning. Der foretages en vurdering af sammenlægningen i forhold til de væsentligste påvirkninger. Vandområder mindre end ca. 500 meter sammenlægges med tilstødende, længere vandområder uanset karakterisering, typologi og målsætning. Undtaget herfra er dog korte, små, selvstændige tilløb til sø og hav, der i sagens natur ikke har tilstødende vandområder.

1.1.2 Søer

1.1.2.1 Definitioner

LOV 1606/2013 om vandplanlægning § 2, stk. 1, nr. 5. (VRD art. 2 stk. 1 nr 5):

Sø: Indvand bestående af stillestående overfladevand

1.1.2.2 Afgrænsning og karakterisering af søer

Regler vedr. afgrænsning og karakterisering af søer findes i:

- BEK 1355/2006 § 3, stk. 1 nr. 2, samt bilag 1, del A, afsnit 1.1 nr. i samt afsnit 1.2.2
- BEK 1400/2014 om basisanalyser § 2 stk. 1 og 2, bilag 1, del A, afsnit 1 samt afsnit 2.2

I vandområdeplanerne indgår alle søer på 5 ha eller derover samt søer mellem 1 ha og 5 ha beliggende i Natura 2000 områder; disse søer skal tilhøre en af de naturtyper, der er på udpegningsgrundlag for det pågældende Natura 2000 område. Desuden indgår søer mellem 1 og 5 ha, med særlig stor naturværdi. En sø anses fx for at have en særlig stor naturværdi, hvis den tilhører en af følgende naturtyper: Lobeliesøer – naturtype 3110; søer med små amfibiske planter – naturtype 3130 eller kransnålalgesøer – naturtype 3140. Desuden indgår søer, der huser bilag 4 arter eller særlige arter, f.eks. rødlistearter.

Vandområdeplanerne omfatter både naturligt forekommende søer og søer, som er opstået i forbindelse med menneskelig aktivitet. En søs areal opgøres som den åbne vandflade inklusiv den ydre rørsump, subsidiært det tilstødende område, der er uden landvegetation på grund af temporær vanddækning, dvs. temporær udtørret søbund.

Mindre søer beliggende uden for de større søers oplande reguleres i forhold til bestemmelserne i sektorlovgivningen (naturbeskyttelsesloven, vandløbslov, miljøbeskyttelsesloven m.v.)

1.1.2.3 Typeinddeling af søer

Regler vedr. typeinddeling af søer findes i:

- BEK 1400/2014 om basisanalyser § 2, stk. 2, samt bilag 1, del A, afsnit 3. 2

Søerne opdeles efter fysiske og kemiske faktorer, der bestemmer søens karakteristika og dermed udgør grundvilkårene for søens biologiske struktur og sammensætning. De forskellige søtyper

fremgår af ovenstående bekendtgørelse. Typologien giver potentielt 16 søtyper, hvoraf de kalkrige, ikke brunvandede, ferske dybe og lavvandede søtyper (type 9 og 10) er langt de mest udbredte. Søerne adskilles i dybe og lavvandede søer ved en middeldybde på 3 m. Uanset middeldybden henføres en lavvandet sø dog til dyb søtype, hvis mere end en tredjedel af søen er lagdelt i mere end to måneder. Søer med middeldybde ≥ 3 m, hvor dybeste tredjedel er lagdelt mindre end en måned om året, typologiseres som lavvandede.

1.1.3 Overgangsvande

1.1.3.1 Definitioner

LOV 1606/2013 om vandplanlægning § 2, stk. 1, nr. 6 (VRD art. 2 stk. 1 nr. 6):

Overgangsvand: Et overfladevandområde i nærheden af flodmundinger, som er delvis saltholdigt, som følge af at det er i nærheden af et kystvand, men som i væsentlig grad påvirkes af ferskvandsstrømme.

1.1.3.2 Afgrænsning og karakterisering af overgangsvande

Regler vedr. afgrænsning og karakterisering af overgangsvande findes i:

- BEK 1355/2006 § 3, stk. 1 nr. 3. samt bilag 1, del A, afsnit 1.1 nr. i samt afsnit 1.2.3
- BEK 1400/2014 om basisanalyser § 2 stk. 1 og 2, bilag 1, del A afsnit 1 samt 2.3

Ingen vandområder karakteriseres som overgangsvande i Danmark. Der indsættes begrundelse herfor i vandområdeplanen.

1.1.4 Kystvande

1.1.4.1 Definitioner

- LOV 1606/2013 om vandplanlægning § 2, stk. 1, nr.1 (VRD art. 2 stk. 1 nr. 1)

Overfladevand: Indvand, bortset fra grundvand, samt overgangsvande og kystvande, undtagen med hensyn til kemisk tilstand, hvor det også omfatter territorialfarvande.

LOV 1606/2013 om vandplanlægning § 2, stk. 1, nr. 7 (VRD art. 2 stk. 1 nr. 7)

Kystvand: Overfladevand på landsiden af en linje, hvor hvert punkt befinder sig i en afstand af én sømil til havsiden fra det nærmeste punkt på den basislinje, hvorfra bredden af territorialfarvande måles, og som, hvor det er relevant, strækker sig ud til overgangsvandets yderste grænse.

Regler vedr. afgrænsning af Danmarks søterritorium findes i:

- LOV nr. 200 af 07/04/1999 om afgrænsning af søterritoriet § 2, st. 3
- BEK 242 af 21/04/1999 om afgrænsning af Danmarks søterritorium

Kystvande omfatter den del af Danmarks territorialfarvand, der ligger inden for en grænse på 1 sømil fra basislinjen.

Den del af Danmarks territorialfarvand, der ligger uden for 1-sømls grænsen, men inden for en grænse på 12 sømil fra basislinjen, er også omfattet af lov om vandplanlægnings definition af overfladevand for så vidt angår kemisk tilstand. Dette areal er imidlertid ikke navngivet i lov om vandplanlægning eller i vandrammedirektivet.

I praksis anvendes betegnelsen "1-sømil kystvandområder" om kystvande og betegnelsen "12-sømil kystvandområder" om den øvrige del af territorialfarvandet fra 1- til 12-sømls grænsen. Disse betegnelser anvendes i vandområdeplanerne.

1.1.4.2 Afgrænsning og karakterisering af kystvande

Regler vedr. afgrænsning og karakterisering af 1-sømil kystvandområder findes i:

- BEK 1355/2006 § 3, stk. 1 nr. 3, samt bilag 1, del A, afsnit 1.1 nr. i samt afsnit 1.2.4
- BEK 1400/2014 om basisanalyser § 2 stk. 1 og 2, bilag 1, del A afsnit 1 samt 2.3

Afgrænsning og karakterisering af kystvandene foretages i overensstemmelse med ovenstående bekendtgørelser.

Vandområdeplanerne indeholder kort over afgrænsningen af kystvandene, som opdeles i 119 1-sømil-kystvandområder og 14 12-sømil-kystvandområder.

1.1.4.3 Typeinddeling af kystvande

Regler vedr. typeinddeling af kystvande findes i:

- BEK 1355/2006 om karakterisering af vandforekomster, opgørelse af påvirkninger og kortlægning af vandressourcer.
- BEK 1400/2014 om basisanalyser § 2, stk. 2, samt bilag 1, del A, afsnit 2.4 og 3.3

I Danmark inddeles kystvandene ud til 1 sømil fra kysten i to hovedkategorier; åbentvandstyper og fjordtyper. For åbentvandstyperne bestemmes typologien af saltholdighed, tidevandsforskel og bølgeeksponering. Fjordene inddeles overordnet efter saltholdighed og derefter yderligere efter lagdelings- og afstrømningsforhold. Hertil kommer sluseregulerede fjorde, der er en særskilt type. Der er i alt 20 typer i de danske kystvande, der fordeler sig på 7 åbentvandstyper, 12 fjordtyper og slusefjorde. Typologien er fastlagt i ovennævnte bekendtgørelser.

12-sømls kystvandområderne typologiseres ikke.

1.1.5 Kunstige vandområder

1.1.5.1 Definitioner

- LOV 1606/2013 om vandplanlægning § 2, stk. 1, nr. 8 (VRD art. 2, stk. 1, nr. 8):
Kunstigt vandområde: Forekomst af overfladevand skabt ved menneskelig aktivitet.

1.1.5.2 Afgrænsning og karakterisering af kunstige vandområder

Regler vedr. afgrænsning og karakterisering af kunstige vandområder findes i:

- LOV 1606/2013 om vandplanlægning § 6, stk. 3
- BEK 1355/2006 § 3, stk. 1, nr. 5, og stk. 4, samt bilag 1, del A, afsnit 1.1, nr. V)
- BEK 1400/2014 om basisanalyser § 2 bilag 1, del A, afsnit 1, pkt. 5

Der henvises I øvrigt til:

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

Vandløb

Ved afklaring af, om et vandløb er kunstigt, kan bl.a. anvendes relevante registreringer på høje målebordsblade fra 1870. I Sønderjylland kan andet kortmateriale benyttes, fx preussiske kort fra 1880. Hvor de gamle kort indikerer, at der ikke tidligere har ligget et vandløb, f.eks. hvor en nutidig vandløbsstrækning er opstået ved afvanding af et vådområde eller lignende, antages vandløbsstrækningen at være kunstig. Anden dokumentation, f.eks. om vandløbets opland, viden om andre naturlige vandløb ovenfor det pågældende vandområde m.v., kan også inddrages. Et naturligt forlagt vandløb kan ikke være kunstigt (men eventuelt stærkt modificeret, såfremt det opfylder retningslinjerne herfor).

Følgende kriterier anvendes således til at vurdere, om et vandløb kan identificeres som naturligt eller kunstigt:

- a. For naturlige vandløb gælder, at de kan genfindes på de historiske kort. Enten med samme forløb som dengang eller med et forløb i nærheden indikerende, at det nuværende forløb er forlagt. Hvis vandløbet ikke kan ses på historiske kort langs f.eks. veje eller sogneskel, men helt åbenlyst må være til stede, fordi der er vandløb op- og nedstrøms, er vandløbet også naturligt.
- b. Hvor vandløbet kan genfindes, men hvor der åbentlyst er tale om et vandløb, der allerede dengang var kunstigt etableret med henblik på afvanding eller dræning, benævnes vandløbet dog *ikke* naturligt. Disse sidstnævnte vil typisk findes på de historiske kort som forløb gennem afvandede lavbundsområder (moser, kær eller lignende) og/eller som tydelige drænggrøfter (fx "sildebensgrøfter" o.l.)
- c. I de tilfælde, hvor det nuværende forløb *ikke* fremgår af det historiske kort, men hvor et eller flere af nedenstående forhold gør sig gældende, kan vandløbet efter en konkret vurdering også benævnes naturligt:
 - i. Forløbet mæandrerer naturligt
 - ii. Ådalen bærer tydelige spor efter en tidligere mæandring
 - iii. De topografiske forhold entydigt taler for, at her bør der naturligt forefindes et vandløb, f.eks. fordi oplandet har en størrelse, så det er naturligt, at vandet vil samles i et egentligt vandløb, og/eller der forefindes en tydelig ådal. Kildevandløb kan også rubriceres under 'iii'.

Søer

Ved afklaring af, om en sø er kunstig, lægges som udgangspunkt viden fra vandplanerne for første planperiode (2009-2015), om en sø er gravet, til grund. Se afsnit 1.1.7. om udpegning (Vurderingsproces for udpegning af kunstige og stærkt modificerede vandområder).

Kystvande

Der er ikke kunstige kystvande i Danmark.

1.1.6 Stærkt modificerede vandområder

1.1.6.1 Definitioner

- LOV 1606/2013 om vandplanlægning § 2, stk. 1, nr. 9 (VRD art. 2, stk. 1, nr. 9)

Stærkt modificeret vandområde: En forekomst af overfladevand, der som et resultat af fysiske ændringer som følge af menneskelig aktivitet i væsentlig grad har ændret karakter.

1.1.6.2 Afgrænsning og karakterisering af stærkt modificerede vandområder

Regler vedr. afgrænsning og karakterisering af stærkt modificerede vandområder findes i:

- LOV 1606/2013 om vandplanlægning § 6, stk. 3
- BEK 1355/2006 § 3, stk. 1, nr. 5, og stk. 4, samt bilag 1, del A, afsnit 1.1, nr. V)
- BEK 1400/2014 om basisanalyser § 2, bilag 1, del A, afsnit 1, pkt. 5

Der henvises i øvrigt til:

EU Guidance document no.2, Identification of Water Bodies

Ved afklaring af, om et vandområde kan karakteriseres som stærkt modificeret, lægges som udgangspunkt viden fra vandplanerne for første planperiode (2009-2015) til grund. Se afsnit 1.1.7 om udpegning (Vurderingsproces for udpegning af kunstige og stærkt modificerede vandområder).

1.1.7 Udpegning af kunstige og stærkt modificerede vandområder

Regler vedr. udpegning af kunstige og stærkt modificerede vandområder findes i:

- LOV 1606/2013 om vandplanlægning §§ 9 og 15 (VRD art. 4, stk. 3)

Der henvises i øvrigt til:

- EU Guidance document no. 4, Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies

Udpegningerne af kunstige og stærkt modificerede vandområder i vandområdeplanen foretages ved at kombinere og sammenholde to vurderingsmetoder; dels ved at sammenligne det konkrete vandområde med eksempler på vandområder, der som udgangspunkt kan udpeges som kunstige eller stærkt modificerede vandområder, og dels ved at gennemgå den vurderingsproces, som er beskrevet i figur 1. En udpegning og begrundelsen herfor skal fremgå af vandområdeplanen/MiljøGIS og revideres hvert sjette år.

Nedenfor angives - til brug ved første vurderingsmetode - eksempler på vandområder, der som udgangspunkt kan udpeges som kunstige eller stærkt modificerede vandområder.

Dernæst følger figur 1, der beskriver den anden af de to vurderingsmetoder, der skal gennemføres som grundlag for udpegning af kunstige og stærkt modificerede vandområder.

I afsnit 1.1.7.1 findes skabelon til brug ved begrundelse for udpegning af kunstige og stærkt modificerede vandområder.

Udpegning af kunstige vandområder - eksempler

Eksempler på vandområder, der som udgangspunkt kan udpeges som kunstige:

For vandløb vil kunstige vandområder normalt være gravede kanaler i forbindelse med afvanding, engvandingsanlæg, vandforsyning til dambrugsdrift, mølledrift og turbineanlæg, fyldgrave bag kystdiger, voldanlæg, skelgrøfter m.v. Se i øvrigt afsnit 1.1.5.2 ovenfor (Afgrænsning og karakterisering af kunstige vandområder).

For søer vil kunstige vandområder f.eks. kunne være søer, hvor de kunstige fysiske forhold forhindrer opnåelse af god tilstand for alle kvalitetselementer på grund af f.eks. breddens beskaffenhed.

Udpegning af stærkt modificerede vandområder - eksempler

Vandløb

Eksempler på vandløb, der som udgangspunkt kan udpeges som stærkt modificerede vandområder

- Opstemningsanlæg, hvor stuvningspåvirkningen er så omfattende, at stuvningen medfører dannelse af en egentlig sø på vandløbet opstrøms opstemningen. I de tilfælde, hvor opstemningen ikke kan fjernes med henblik på at opnå god økologisk tilstand, kan vandløbet udpeges som stærkt modificeret på den stuvningspåvirkede strækning. Begrundelsen for at bevare et opstemningsanlæg kan bl.a. være af særligt historisk eller samfundsmæssigt bevaringsværdig karakter, eller hvor nedlæggelse af opstemning vil medføre afvanding af særligt værdifulde naturområder. Hvor denne sødannelse bevares, er miljømålet for søen et godt økologisk potentiale. Det økologiske potentiale vil for søen svare til økologisk tilstand for en naturlig sø af samme type.

- 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) vil kunne udpeges 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, vil normalt kunne udpeges som stærkt modificerede vandområder. Det bør dog stadig overvejes 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, vil normalt kunne udpeges 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 vandløb, såfremt der skal gennemføres tiltag for at sikre god økologisk tilstand.

Eksempler på vandløb, der som udgangspunkt ikke kan udpeges som stærkt modificerede vandområder:

- Opstemningsanlæg i forbindelse med dambrugsdrift vil normalt ikke være en påvirkning af en vandløbsstrækning, der kan begrunde en udpegning som stærkt modificeret. Årsagen er, at opstemningen ofte kan fjernes fra vandløbet, da dambrugets vandforsyning kan sikres på anden vis. Alternativt kan der i forbindelse med opstemningen etableres en faunapassage samt afgitring, der sikrer den fornødne kontinuitet, så god økologisk tilstand kan opnås. Samme forhold gør sig gældende for flere opstemningsanlæg i forbindelse med turbine- og mølledrift.
- Hovedparten af de danske vandløb er gennem tiden blevet reguleret. Disse reguleringer medfører som udgangspunkt ikke, at vandløbene skal udpeges som stærkt modificerede områder.
- Vandløb, der er påvirket af indvinding af grundvand, skal ikke udpeges som stærkt modificerede vandområder, da der ikke er tale om fysisk påvirkning af vandløbet, men alene en hydrologisk påvirkning som følge af indvindingen. Hvis god økologisk tilstand ikke opnås pga. reduceret vandføring, og det ikke er muligt at reducere vandindvindingen, vil det være muligt at anvende et mindre strengt miljømål.
- I de tilfælde, hvor vandløb enten er rørlagt eller etableret gennem områder, der oprindeligt har været fugtige/våde enge øverst i vandløbssystemerne, hvor vandet har strømmet diffust gennem engen til et nedstrømsliggende vandløb, kan vandløbene betragtes som kunstige vandløb, da de er skabt ved menneskelig aktivitet. Den potentielle vandløbskvalitet vil ofte være ringe med lille vandføring, uden fald og med blød sandet bund uden forekomst af grus og sten. Hvor det er muligt, bør disse vandløb retableres til eng/vådområde.
- Forringet vandkvalitet, herunder okkerforurening, er ikke et forhold, der kan anvendes som argument for udpegning af et vandområde som stærkt modificeret. Her kan undtagelsesbestemmelserne bringes i anvendelse, hvis god økologisk tilstand ikke kan opnås.

- Vandløbsstrækninger, der er påvirkede af slusedrift, vil normalt ikke kunne udpeges som stærkt modificeret, da påvirkningen ikke er permanent og af længerevarende karakter.
- Lystbådehavne, både- og badebroer m.v. vil ofte kun påvirke en mindre del af en vandløbsstrækning inden for et vandområde. Sådanne anlæg vil derfor normalt kunne betragtes som værende indenfor bagatelgrænsen af påvirkninger, der kan begrunde udpegningen af et vandområde som stærkt modificeret.
- Vandløbsstrækninger, der er påvirket af vand fra regnvandsbetingede udløb, skal ikke udpeges som stærkt modificerede. Den hydrauliske påvirkning skal derimod søges afhjulpet gennem forsinkelse af udledningen med henblik på at opnå god økologisk tilstand.
- Vandløbsstrækninger, der anvendes til landbrugsmæssig dræning, skal som udgangspunkt ikke udpeges som stærkt modificerede. Dette skyldes, at der ikke som udgangspunkt er et modsætningsforhold mellem at anvende vandløbet til landbrugsmæssig dræning og opnå god økologisk tilstand i vandløbet. Dette modsætningsforhold er en nødvendig forudsætning for at udpege et vandområde som stærkt modificeret, jf. 1. led i figur 1. Der kan dog være tilfælde, hvor et sådant modsætningsforhold kan identificeres. Eksempelvis kan man forestille sig vandløb, der løber gennem større, intensivt dyrkede arealer, hvor en hævet vandstand som følge af restaureringsindsatser vil påvirke den landbrugsmæssige dræning på et betydeligt omfang af arealerne. Opmærksomheden bør her særligt være på vandløb med meget ringe fald og vandløb langs arealer med store sætninger (dræned organogene jorde).

Søer

Eksempler på søer, der som udgangspunkt kan udpeges som stærkt modificerede områder:

- Søer hvor en fysisk modifikation, f.eks. ved en sø opstået gennem opstemning af et vandløb, gør, at de fysiske forhold, f.eks. brinkernes form og beskaffenhed, er årsag til, at god økologisk tilstand ikke kan opnås for alle kvalitetselementer.

Eksempler på søer, der som udgangspunkt ikke kan udpeges som stærkt modificerede områder:

- Søer hvor en fysisk modifikation, f.eks. ved en sø opstået gennem opstemning af et vandløb, gør, at de fysiske forhold, f.eks. brinkernes form og beskaffenhed, ikke forhindrer, at god økologisk tilstand kan opnås for alle kvalitetselementer.

Kystvande

Havne, sluseanlæg og sejlrender er eksempler på modifikationer af kystvande. Spørgsmålet om, hvorvidt disse modifikationer af vandområder fører til, at de skal udpeges som stærkt modificerede med et tilhørende miljømål som godt økologisk potentiale, beror på, om modifikationen har en sådan karakter, at vandområdet som helhed ikke kan opnå god økologisk tilstand. I denne sammenhæng indgår en vurdering af størrelsen af pågældende aktivitetsområde i forhold til det samlede vandområdes udstrækning.

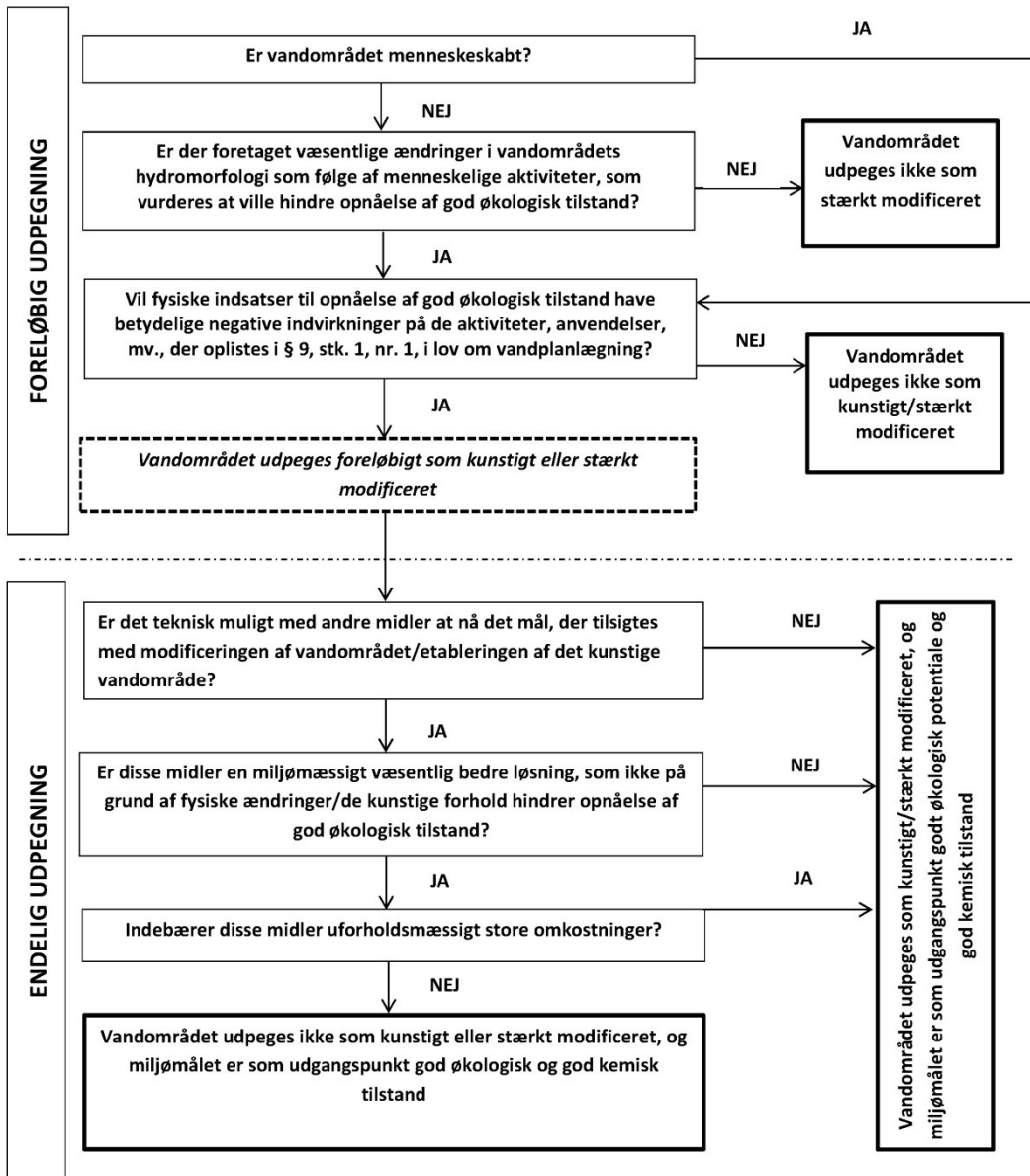
Sådanne vurderinger kan omfatte:

- Om havneanlæg i større havne, hvor de ændringer af vandområdets hydromorfologiske karakteristika, som er nødvendige for at opnå god økologisk tilstand, vil have betydelige negative indvirkninger på havneaktiviteter såsom oprensning af havnebassiner og sejlads med større både.
- Om ændring af slusefjorde, hvor slusedriften hindrer naturlige forhold hvad angår vandstandssvingninger og saltholdighed, og hvor en fjernelse af slusen eller ændret

slusepraksis, som er nødvendig for at opnå god økologisk tilstand, vil have betydelige negative indvirkninger på fx afvanding fra oplandet med øget risiko for oversvømmelse.

- Om ændring af sejlrender og dermed forbundne aktiviteter, hvor de ændringer af vandområdets hydromorfologiske karakteristika, som er nødvendige for at opnå god økologisk tilstand, vil have betydelige negative indvirkninger på sejlads og havnefaciliteter ved indskrænkning af besejlingsmuligheder.

Udpegning af kunstige og stærkt modificerede vandområder - vurderingsproces



FIGUR 1: VURDERINGSPROCES FOR UDPEGNING AF KUNSTIGE OG STÆRKT MODIFICEREDE VANDOMRÅDER

Det bemærkes, at flowdiagrammet er baseret på EU Guidance document no. 4, idet det er tilpasset direktivets præcise ordlyd.

Vurdering af om omkostninger vil være ”uforholdsmæssigt store”

Om omkostninger vurderes at være ”uforholdsmæssigt store”, og der dermed er mulighed for at udpege strækninger som kunstige henholdsvis stærkt modificerede, beror på en konkret vurdering. Det er vanskeligt at fastlægge en beløbsmæssig grænse eller entydigt at definere afskæringskriterier for, hvornår omkostningerne vil være uforholdsmæssigt store set i forhold til gevinsterne ved en given indsats.

Hvis omkostningerne forbundet med en indsats, der kan omfatte flere forskellige tiltag, efter en umiddelbar vurdering må antages at være væsentligt højere end prisen på den mest relevante, omkostningseffektive indsats, fx i medfør af virkemiddelkataloget, vil vandområdet umiddelbart kunne udpeges som kunstigt henholdsvis stærkt modificeret, med mindre særlige forhold gør sig gældende.

Sådanne særlige forhold, som kan indgå i en samlet vurdering, kan fx være:

- At kun en begrænset del af de samlede projektomkostninger er knyttet til erstatninger.
- At indsatsen er afgørende for, at et vandområde eller et samlet vandløbssystem kan opnå god økologisk tilstand. Der kan i den forbindelse lægges vægt på, om de samlede omkostninger til at bringe det pågældende vandområde/vandløbssystem i god økologisk tilstand vil stige væsentligt, såfremt pågældende indsats ikke gennemføres.

Der vil her være tale om konkret at sammenholde den miljømæssige gevinst med de udgifter, der er forbundet med indsatsen.

Der kan i en række tilfælde konkret argumenteres for, at omkostninger vil være uforholdsmæssigt store, selv om der er tale om lavere omkostninger end angivet i virkemiddelkataloget. Det kan fx være tilfældet, hvis kun en begrænset del af de samlede projektomkostninger er knyttet til selve miljøforbedringen, mens hovedparten af udgifterne er knyttet til erstatninger på arealer, som ikke kommer til at udgøre vandområder i god tilstand, fx marker som ikke længere kan dyrkes. Hvis omkostningerne ved at gennemføre en indsats i øvrigt viser sig at afvige markant fra, hvad man måtte forvente, uden at der foreligger nogle af ovenstående særlige forhold, taler det for at foretage en nærmere vurdering af, om der er grundlag for at udpege vandområdet som kunstigt henholdsvis stærkt modificeret.

1.1.7.1 Skabelon til brug ved begrundelse for udpegning af kunstige og stærkt modificerede vandområder

Der kan ved angivelse i vandområdeplanerne/MiljøGis af begrundelsen for udpegningen af et overfladevandområde som kunstigt eller stærkt modificeret anvendes følgende skabelon:

”For[det konkrete vandområde], der er [kunstigt/stærkt modificeret], vurderes det, at de ændringer af vandområdets hydromorfologiske karakteristika, som er nødvendige for at opnå god økologisk tilstand, vil have betydelige negative indvirkninger på [angiv en eller flere af følgende; i) miljøet generelt, ii) sejlads/ havnefaciliteter/ rekreative aktiviteter, iii) aktiviteter, der er årsag til oplagring af vand (f.eks. drikkevandsforsyning, el-produktion eller kunstvanding), iv) vandregulering, beskyttelse mod oversvømmelse, dræning, v) andre lige så vigtige bæredygtige menneskelige udviklingsaktiviteter (angiv i så fald, hvilke/hvilken udviklingsaktivitet, der er tale om)], idet [angiv konkrete begrundelse for, hvorfor opnåelse af god økologisk tilstand vil have betydelige negative indvirkninger på miljøet/den angive aktivitet], og de nyttige formål, der tilsigtes ved de [kunstige/stærkt modificerede karakteristika], ikke med rimelighed på grund af [tekniske vanskeligheder/uforholdsmæssigt store omkostninger] kan opnås med andre midler, som miljømæssigt er en væsentlig bedre løsning, idet [angiv konkrete grund til, at de nyttige formål, der er tilsigtet ved de kunstige/stærkt modificerede karakteristika ikke med

rimelighed på grund af tekniske vanskeligheder/uforholdsmæssigt store omkostninger kan opnås med andre midler, som er en miljømæssigt væsentlig bedre løsning].

Udpegningen vurderes ikke at ville medføre yderligere forringelse af vandområdets tilstand.

Udpegningen vurderes herudover ikke vedvarende at hindre opfyldelse af målene for andre forekomster af vand inden for vandområdedistriktet.

Der sker ikke ved udpegningen fravigelse af mål eller forpligtelser, der følger af anden EU-lovgivning end vandrammedirektivet.

[vandområdet] udpeges derfor som [kunstigt/stærkt modificeret].”

Ovenstående er alene en skabelon og skal i hvert enkelt tilfælde tilpasses.

I vandområdeplanen/MiljøGIS indsættes en oversigt over de konkrete vandområder, der er udpeget som kunstige hhv. stærkt modificerede og begrundelsen herfor.

1.1.8 Grundvand

Definitioner

Lov om vandplanlægning § 2, stk. 1, nr. 2 (VRD art. 2 stk. 1, nr. 2)

Grundvand: Alle former for vand under jordoverfladen i mættede zoner og i direkte kontakt med jordoverfladen eller undergrunden.

Der henvises i øvrigt til:

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

Definitionen af grundvand forstås sådan, at grundvand er vand, der befinder sig under jordoverfladen i direkte kontakt med jorden eller undergrunden og ligger under det øverste frie grundvandsspejl. Det gælder også, selvom der nogle steder – eller i nogle perioder – kan være umættede forhold dybere nede.

Med beskyttede drikkevandsforekomster menes de forekomster af vand, som anvendes til indvinding af vand til drikkevandsformål eller med hensigten at anvende hertil. De beskyttede drikkevandsforekomster udpeges 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, samt de forekomster det er hensigten at anvende til drikkevandsforsyning. Beskyttede drikkevandsforekomster vises i vandområdeplanerne, jf. § 16 i lov om vandplanlægning.

Hvis der ikke foreligger konkret viden om, hvorvidt der foreligger en hensigt om, at en grundvandsforekomst udnyttes til indvinding af drikkevand, udpeges grundvandsforekomsten som beskyttet drikkevandsforekomst.

Grundvandsforekomster

1.1.8.1 Definitioner

Lov om vandplanlægning § 2, stk. 1, nr. 12 og 13 (VRD art. 2 stk. 1, nr. 11 og 12)

Grundvandsforekomst: En separat mængde grundvand i et eller flere grundvandsmagasiner.

Grundvandsmagasin: Et eller flere underjordiske lag af bjergarter eller andre geologiske lag med tilstrækkelig porøsitet og permeabilitet til at muliggøre enten en betydelig grundvandsstrømning eller indvinding af betydelige mængder grundvand.

1.1.8.2 Afgrænsning og karakterisering af grundvandsforekomster

Regler vedr. afgrænsning og karakterisering af grundvandsforekomster findes i:

- BEK 1400/2014 om basisanalyser § 4 samt bilag 1, del B, afsnit 1

Grundvandet opdeles i grundvandsforekomster efter beliggenhed og grænser, karakteren af de overliggende lag i det grundvandsdannende område, hvorfra grundvandsforekomsten får tilført vand (naturlig beskyttelse), samt grundvandsforekomstens betydning for økosystemer i overfladevand eller for vådområder.

Afgrænsningen af grundvandsforekomster foretages med udgangspunkt i geologien, som den foreligger i Den Nationale Vandressource Model (DK-modellen).

Afgrænsningen af grundvandsforekomster for vandplanlægningen for anden planperiode er beskrevet i rapporten: Afgrænsning af grundvandsforekomster (GEUS 2014/58)

1.1.8.3 Typeinddeling af grundvandsforekomster

Regler vedr. typeinddeling af grundvandsforekomster findes i:

- BEK 1400/2014 om basisanalyser § 4 samt bilag 1, del B, afsnit 1
- Samt § 5 og bilag 1, del B, afsnit 2, for de grundvandsforekomster der forventes ikke at kunne opfylde miljømålene.

Typeinddeling af grundvandsforekomsterne følger DK-modellens hydrostratigrafi (www.vandmodel.dk).

Grundvandsforekomsterne i Danmark opdeles i tre typer: Terrænnære, regionale og dybe grundvandsforekomster. Terrænnære grundvandsforekomster defineres som forekomster med mindst et magasin med direkte kontakt til vandløb, sø eller vådområde, og som forudsætning er forekomstens overfladeareal mindre end 250 km². Regionale grundvandsforekomster defineres som forekomster med kontakt til vandløb, søer eller vådområder og overfladeareal større end 250 km². Dybe grundvandsforekomster defineres som forekomster uden kontakt til vandløb, søer eller vådområder.

Typeinddelingen af grundvandsforekomster for vandplanlægningen for anden planperiode fremgår af rapporten: Afgrænsning af grundvandsforekomster (GEUS 2014/58).

Der udarbejdes kortbilag til vandområdeplanerne med angivelse af grundvandsforekomsternes beliggenhed, afgrænsning og typeinddeling.

1.2 Fastlæggelse af referenceforhold

Regler vedr. fastlæggelse af referenceforhold for overfladevandområder findes i:

- BEK 1400/2014 om basisanalyser § 2, stk. 3, samt bilag 1, del A, afsnit 4
- BEK 1399/2014 om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder bilag 3, del A, afsnit 3

Der fastlægges typespecifikke eller vandområdespecifikke referenceforhold for de enkelte typer af overfladevandområder.

For hver type af overfladevandområder fastlægges der typespecifikke hydromorfologiske og fysisk-kemiske forhold svarende til værdierne for de relevante hydromorfologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer for den pågældende type af overfladevandområder ved høj økologisk tilstand. Der fastlægges typespecifikke biologiske referenceforhold svarende til værdierne for biologiske kvalitetselementer for den pågældende type overfladevandområde ved høj økologisk tilstand. Når der på grund af stor variation inden for en type af overfladevandområder, ikke kan anvendes typespecifikke referenceforhold, kan der for specifikke biologiske kvalitetselementer i stedet for de typespecifikke referenceforhold fastlægges vandområdespecifikke referenceforhold.

For kunstige eller stærkt modificerede overfladevandområder skal henvisninger til høj økologisk tilstand forstås som henvisninger til maksimalt økologisk potentiale. Værdierne for et vandområdes maksimale økologiske potentiale revideres hvert sjette år.

1.2.1 Fastlæggelse af referenceforhold for vandløb

Regler vedr. fastlæggelse af referenceforhold for vandløb findes i:

- BEK 1400/2014 om basisanalyser § 2, stk. 3, samt bilag 1, del A, afsnit 4
- BEK 1399/2014 om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder bilag 3, del A, afsnit 3.1

Ved referencetilstand for vandløb forstås den tilstand, der modsvarer høj tilstand, jf. de anvendte indicies.

1.2.2 Fastlæggelse af referenceforhold for søer

Regler vedr. fastlæggelse af referenceforhold for søer findes i:

- BEK 1400/2014 om basisanalyser § 2, stk. 3, samt bilag 1, del A, afsnit 4
- BEK 1399/2014 om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder bilag 3, del A, afsnit 3.2

Ved referencetilstand for sø forstås den tilstand, der modsvarer høj tilstand, jf. de anvendte indicies.

1.2.3 Fastlæggelse af referenceforhold for kystvande

De konkrete værdier for referenceforhold for de tre indikatorer findes i:

- BEK 1399/2014 om overvågning bilag 3, del A, afsnit 3.3

Fastlæggelse af referencetilstande for kystvande i vandområdeplanen tager udgangspunkt i EU interkalibrerede værdier. Følgende parametre eller indikatorer for biologiske kvalitetselementer er interkalibreret:

- Fytoplankton biomasse: Klorofyl a koncentration
- Bundvegetation: Ålegræs dybdegrænse
- Bundfauna: ”Dansk Kvalitets Indeks for marin bundfauna” (DKI2)

For ålegræs og klorofyl fastlægges referencetilstanden som den tilstand, der var til stede i de danske havområder omkring år 1900, når der ses bort fra de lokale områder, der allerede da var påvirkede af udledninger fra byer. Det antages at kystvandenes tilstand omkring år 1900 generelt repræsenterer en referencesituation, og at tilstanden reflekterer den næringsstofpåvirkning, som var i år 1900 som et resultat af den menneskelige aktivitet og arealanvendelse, som fandt sted på daværende tidspunkt.

Når der på grund af stor variation inden for en type af kystvande ikke kan anvendes typespecifikke referenceforhold, kan der for specifikke biologiske kvalitetselementer i stedet for de typespecifikke referenceforhold fastlægges vandområdespecifikke referenceforhold, hvis der for de pågældende overfladevandområder foreligger repræsentative historiske observationer af det pågældende kvalitetselement ved høj økologisk tilstand, eller hvis referenceforholdene for de pågældende overfladevandområder kan udledes ved hjælp af modeller.

For ålegræssets dybdeudbredelse fastlægges referenceforholdene i de forskellige typer af kystvande på baggrund af historiske observationer fra omkring år 1900¹. For klorofyl fastlægges referenceværdier for de forskellige nationale typer af kystvande ved en national oversættelse/udbredelse af de EU interkalibrerede værdier for referencetilstand og tilhørende miljømålskriterier (EQR værdier). En oversættelse som sker vha. af Naturstyrelsens marine modelkompleks udviklet af Aarhus Universitet (DCE) og DHI. Oversættelsen sker ved at kystvandene påtrykkes en kvælstof- og fosforbelastning svarende til belastningen omkring år 1900.

For bundfauna-indexet, DKI, fastlægges referenceforholdene på baggrund af faglige vurderinger af DCE ud fra en forureningsgradient i Århus Bugt samt relationer mellem de diversitets-indices, som udgør DKI, og saliniteten². Der er udelukkende fastsat typespecifikke referenceforhold.

De konkrete værdier for referenceforhold for de tre indikatorer findes i ovennævnte bekendtgørelse.

¹ Krause-Jensen, D. & Rasmussen, M.B. (2009). Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 38 s. – Faglig rapport fra DMU nr.755. <http://www.dmu.dk/Pub/FR755.pdf>

² 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>

1.2.4 Fastlæggelse af referenceforhold for kunstige og stærkt modificerede vandområder

Regler vedr. fastlæggelse af typespecifikke referenceforhold for kunstige stærkt modificerede vandområder findes i:

- BEK 1400/2014 om basisanalyser § 2, stk. 3 samt bilag 1, del A, afsnit 4 – nr. 3

Fastlæggelse af referenceforhold for kunstige og stærkt modificerede vandområder sker individuelt for de udpegede områder. Der henvises til afsnit 4.5 om miljømål for kunstige og stærkt modificerede vandområder.

1.2.5 Fastlæggelse af referenceforhold for grundvand

Vedr. fastlæggelse af referenceforhold for grundvand henvises til:

- EU Guidance document no. 18. Groundwater Status and Trend Assessment

For grundvand arbejdes der ikke med en typespecifik referencetilstand som for vandløb, søer og kystvande, ligesom bedømmelsesmetoder til brug for tilstandsvurdering af grundvand ikke interkalibreres på tværs af EU.

Referencen for grundvandets kvantitative tilstand beregnes ved hjælp af DK-modellen som tilstanden uden vandindvinding. Beregningen af tilstanden uden indvinding er beskrevet i rapporten: Implementering af modeller til brug for vandforvaltning. Delprojekt: Effekt af vandindvinding (GEUS 2014/74). Data om vandindvinding findes i JUPITER-databasen, som ligeledes indeholder data om grundvandskemi.

Referencen for grundvandets kemiske tilstand fastsættes som den kemiske tilstand i grundvandsforekomsten uden væsentlig, menneskelig påvirkning eller indvinding også benævnt som baggrundsværdien. Baggrundsværdien fastsættes som værdien for det indtag, der har den højeste gennemsnitsværdi under 90 % fraktilen for det pågældende forurenende stof. Fastsættelse af baggrundsværdien er beskrevet i rapporten: Kemisk tilstand af danske grundvandsforekomster, samlet rapportering (GEUS, 2014).

1.3 Beskyttede områder

Regler vedr. beskyttede områder findes i:

- Lov om vandplanlægning §§ 16-18
- BEK 1401/2014 om indholdet af vandområdeplaner, § 1, stk.1, nr. 3

De beskyttede områder er områder udpeget som drikkevandsforekomster efter vandrammedirektivet og områder udpeget i henhold til anden EU-lovgivning (skaldyrvandsdirektivet, badevandsdirektivet, nitratdirektivet, byspildevandsdirektivet, habitatdirektivet og fuglebeskyttelsesdirektivet).

De beskyttede områder er herefter beskyttede drikkevandsforekomster, beskyttede skaldyrvande, områder udpeget som badeområder, relevante internationale naturbeskyttelsesområder og næringsstoffølsomme områder.

Beskyttede områder er selvstændigt udpeget i henhold til ovennævnte bestemmelser. Der optages en visning i vandområdeplanen.

2. Påvirkninger

Det følger af bekendtgørelse om indholdet i vandområdeplaner, der er udstedt i medfør af § 26, stk. 2, 2. pkt., i lov nr. 1606 af 26. december 2013 om vandplanlægning, bilag 1, nr. 2, at vandområdeplanen som led i sammenfatningen af basisanalysen skal indeholde:

”En sammenfatning af betydelige belastninger og virkninger for overfladevandets og grundvandets tilstand fremkaldt af menneskelig aktivitet, herunder:

- skøn over punktkildeforurening,
- skøn over forurening fra diffuse kilder, herunder en oversigt over arealanvendelsen
- skøn over belastninger af vandets kvantitative tilstand, herunder indvinding, og
- analyse af menneskelige aktiviteters andre påvirkninger af vandets tilstand.”

I vandområdeplanerne skal der i overensstemmelse hermed i planernes kapitel 2 under kapiteloverskriften ”Påvirkninger” redegøres for de betydende påvirkninger i vandområdedistriktet.

Der skal tages udgangspunkt i den oversigt over de væsentlige vandforvaltningsmæssige opgaver, som ligeledes i overensstemmelse med lov om vandplanlægning er udarbejdet som et led i vandplanlægningen.

De væsentlige vandforvaltningsmæssige opgaver omfatter for hvert af Danmarks 4 vandområdedistrikter en liste over de påvirkninger, herunder også anlæg og menneskelige aktiviteter, som har størst indvirkning på miljøtilstanden i vandområdedistriktets vandløb, søer, kystvande og grundvand, 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.

For hver af de nævnte påvirkninger skal der i vandområdeplanens kapitel 2 redegøres for, hvorledes disse kan påvirke vandforekomsterne i vandområdedistriktet.

I bilag 1 er anført retningslinjer for opgørelse af belastningen med kvælstof og fosfor til vandområderne.

Formålet med beskrivelsen af påvirkningerne er, at den – sammen med vurderingen af vandområdenes tilstand, der skal sammenfattes i vandområdeplanernes kapitel 4 – kan danne grundlaget for fastlæggelsen af vandområdeplanernes indsatsprogram. De væsentligste årsager til manglende målopfyldelse skal således identificeres, så indsatser kan fastsættes i overensstemmelse hermed.

Indsatsprogrammet skal sammenfattes i vandområdeplanens kapitel 6.

3. Tilstandsvurdering

3.1 Generelt vedr. vurdering af tilstand og fremskrivning af miljøtilstand til 2021

Regler vedr. vurdering af tilstand og fremskrivning af miljøtilstand til 2021 findes i:

- Lov om vandplanlægning § 8 (bl.a. VRD bilagV, afsnit 1.1-1.1.5, 1.2-1.2.5, 2.1.1, 2.1.2, 2.3.1 og 2.3.2 samt Grundvandsdirektivet bilag II-IV)
- BEK 1399/2014 om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder, §§ 4 og 5 samt bilag 3 og 4
- BEK 1398/2014 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand, §§ 2 og 3 samt bilag 1 og 3
- BEK 1022 /2010 om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet § 1 samt bilag 2 og 3

Tilstanden for overfladevand - vandløb, søer og kystvande - beskrives ved brug af 5 kvalitetsklasser (henholdsvis høj-, god, moderat-, ringe- eller dårlig tilstand). Hvis vandområderne er udpegede som kunstige eller stærkt fysisk modificerede, anføres tilstanden som værende enten maksimalt, godt, moderat, ringe eller dårligt "økologisk potentiale". Et vandområde er i 'god tilstand', når både den økologiske og den kemiske tilstand er god. Tilstanden for grundvand klassificeres alene som god eller ringe. Til vurderingen af kvalitetsklasserne for overfladevand er anvendt indikatorer kaldet kvalitetselementer. Den samlede tilstand for et vandområde svarer til den lavest bedømte tilstand blandt de kvalitetselementer, det har været muligt at anvende i det enkelte vandområde.

I basisanalysen for vandområdeplanen er foretaget en vurdering af risikoen for, at målene for vandløbene ikke opfyldes i 2021, idet allerede iværksatte eller planlagte miljøforbedringer inddrages i vurderingen. Indsatsprogrammet for perioden frem til 2021 tager udgangspunkt i denne risikovurdering, idet der er taget hensyn til de justeringer i plangrundlaget, der er foretaget siden basisanalysens udarbejdelse.

På baggrund af allerede iværksatte eller planlagte miljøforbedringer, herunder indsatsen udløst af vandplanerne for første planperiode, kan den forventede målopfyldelse i 2021 ved udgangen af planperioden som udgangspunkt vurderes (den såkaldte 'baseline').

Anvendelse af biologiske samt understøttende hydromorfologiske, kemiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer

For den samlede bedømmelse af de biologiske og understøttende hydromorfologiske og kemiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer ved tildeling af tilstandsklassen god økologisk tilstand til et overfladevandområde gælder følgende:

Ved vurderingen af tilstanden i overfladevandområder inddrages de kvalitetselementer, for hvilke de nationale bedømmelsesmetoder enten er interkalibreret eller vurderes at give samme vurderingsresultat som interkalibrerede metoder.

Alle relevante biologiske kvalitetselementer anvendes

Viser bedømmelsen af alle de relevante obligatoriske biologiske kvalitetselementer samstemmende, at tilstanden svarer til god økologisk tilstand, er dette det styrende udgangspunkt for tilstandsklassifikationen.

Viser bedømmelsen af alle de relevante obligatoriske biologiske kvalitetselementer samstemmende, at tilstanden er god, inddrages de understøttende hydromorfologiske kvalitetselementer som udgangspunkt ikke i tilstandsklassifikationen, og de hydromorfologiske forhold forudsættes at være i overensstemmelse med opnåelsen af værdierne for de biologiske kvalitetselementer ved god økologisk tilstand.

Viser bedømmelsen af alle de relevante obligatoriske biologiske kvalitetselementer samstemmende, at tilstanden er god, inddrages de kemiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer som udgangspunkt ikke i tilstandsklassifikationen, og værdierne for de kemiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer forudsættes ikke at nå niveauer, der ligger uden for eller (med hensyn til næringsstofkoncentrationer) overstiger de grænser, der sikrer, at det typespecifikke økosystem fungerer.

Overvågningsresultater for de specifikke forurenende stoffer inddrages, hvor relevant, selvstændigt ved klassifikationen for at sikre, at de nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav ikke overskrides i vandområdet. Overskrides de nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav i vandområdet, klassificeres tilstanden som moderat økologisk tilstand, selv om bedømmelsen af alle de relevante biologiske kvalitetselementer samstemmende viste, at tilstand er god.

Alle relevante biologiske kvalitetselementer anvendes ikke

Hvis der ikke gennemføres en økologisk tilstandsklassifikation med inddragelse af alle de relevante biologiske kvalitetselementer, som finder anvendelse for den pågældende kategori overfladevand (fx pga. manglende data), bør de hydromorfologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer, der understøtter det/de pågældende udeladte biologiske kvalitetselement(er) selvstændigt inddrages ved tilstandsklassifikationen, hvor relevant.

Navnlig bør overvågningsresultaterne for de understøttende kemiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer selvstændigt inddrages i tilstandsklassifikationen, således at det sikres, at værdier for de kemiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer for det eller de udeladte biologiske kvalitetselementer ikke når niveauer, der ligger uden for eller (med hensyn til næringsstofkoncentrationer) overstiger de grænser, der sikrer, at det typespecifikke økosystem fungerer, og at forhold svarende til, hvad der er specificeret for det eller de udeladte biologiske kvalitetselementer ved god økologisk tilstand, er til stede.

Til brug for denne sikring kan inddrages modelberegninger eller vejledende intervaller eller niveauer for værdier for de kemiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer, som efter den nuværende viden antages at kunne påvise, at værdierne for de biologiske kvalitetselementer i det typespecifikke vandområde vil svare til god økologisk tilstand.

Hvis de bedømte biologiske kvalitetselementer viser god tilstand, men et eller flere af de kemiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer ikke understøtter de forhold, der er gældende for god økologisk tilstand for de udeladte biologiske kvalitetselementer for den pågældende kategori af overfladevand, klassificeres den samlede tilstand som udgangspunkt som moderat økologisk tilstand. Tilsvarende gælder, hvis nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav overskrides i vandområdet.

Ved konstatering af systematiske fravigelser mellem overvågningsresultater for de biologiske kvalitetselementer og værdierne for kemiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer ved grænsen mellem klasserne god økologisk tilstand og moderat økologisk tilstand kan der efter

omstændighederne igangsættes en efterprøvelse af, om den tilgængelige viden om værdier for de typespecifikke kemiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer bør justeres for de aktuelle vandområder. Dette kan føre til, at den samlede tilstandsklassifikation bliver som først fastlagt ud fra bedømmelsen af de biologiske kvalitetselementer. Fravigelser kan efter omstændighederne også begrunde justering af de biologiske bedømmelsesmetoder.

3.2 Vurdering af tilstand og fremskrivning af miljøtilstand til 2021 i vandløb

Regler vedr. vurdering af tilstand og fremskrivning af miljøtilstand til 2021 i vandløb findes i:

- BEK 1399/2014 om overvågning af overfaldevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder § 5 samt bilag 3, del A, afsnit 3.1 vandløb
- BEK 1398/2014 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand § 2 samt bilag 1

Tilstandsvurdering

Tilstanden i vandløb vurderes i forhold til opfyldelse af ”god økologisk tilstand”. Tilstanden vurderes på grundlag af de biologiske kvalitetselementer smådyrsfauna (bentiske invertebrater) fiskefauna og vandløbsplanter. Desuden vurderes de hydromorfologiske (herunder kontinuitet), kemiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer der understøtter de biologiske kvalitetselementer.

Til vurdering af tilstanden er der udviklet en række biologiske bedømmelsesmetoder, der kan opdele tilstanden i forskellige klasser. I oversigten nedenfor er angivet de indicies, som anvendes, idet det bemærkes, at der endnu ikke er udviklet indeks for bentiske alger (fytoplankton) i vandløb.

Tilstandsvurderingen for økologisk tilstand i vandløb foretages på baggrund af konkrete indeks værdier. For hvert af de nævnte kvalitetselementer fremgår således grænserne mellem kvalitetsklasserne af bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder, bilag 3.

Da der ikke foreligger et anvendeligt indeks til brug for planter i små vandløb, vurderes tilstanden for dette kvalitetselement ikke i sådanne. På baggrund af en faglig vurdering fra Aarhus Universitet (DCE) anvendes DVFI tilsvarende ikke i tilstandsvurderingen af blødbundsvandløb.

Tilstandsvurdering af smådyr (bentiske invertebrater)

Vandløbets tilstand i forhold til smådyr fastsættes i Vandområdeplan 2015-2021 som udgangspunkt ud fra bedømmelser fra perioden 2003 til og med 2012. Som udgangspunkt foretages en tilstandsvurdering baseret på data fra perioden 2008-2012. Tilstandsvurderingerne fra Vandplan 2009-2015 kan dog videreføres, med mindre der er nye data fra 2011 eller 2012. Hvis tilstandsvurderingerne fra Vandplan 2009-2015 er baseret på mere end 10 år gamle data foretages en faglig vurdering, om data stadig er valide. Hvis ikke betegnes tilstanden som ukendt. Hvis der for et vandområde både findes stationer med nye data (2008-2012 begge inkl.) og andre stationer med ældre data (2003-2007 begge inkl.), anvendes kun data fra de stationer, der har nye data. Hvor der kun er et ældre datagrundlag, kan disse data kun anvendes ved tilstandsvurderingen, når det vurderes, at disse data stadig er repræsentative for tilstanden i vandløbet.

Tilstanden på en given station vurderes således, at hvis der er flere bedømmelser hen over perioden, vurderes tilstanden ud fra flertallet (tyngden) af data. Hvor der er ligeværdighed, anvendes den laveste tilstand. ”Tyngden af data” skal forstås som medianen rundet ned til nærmeste hele tal.

Hvor der er sket en positiv udvikling i tilstanden for smådyr gennem de seneste år som følge af en allerede iværksat/gennemført indsats, fastsættes tilstanden på baggrund af den/de seneste bedømmelse/bedømmelser. Hvis der er flere bedømte stationer i et vandområde, anvendes samme metode.

Tilstandsvurdering i forhold til fisk

Tilstand mht. fisk baseres på fiskedata og oplysninger om grus indsamlet i perioden 2003 til og med 2013.

Fiskedata er indsamlet i forbindelse med det nationale overvågningsprogram (NOVANA) og DTU Aquas elbefiskninger i forbindelse med udarbejdelsen af udsætningsplaner. Oplysninger om naturlige grusforekomster er indsamlet i forbindelse med NOVANA, DEVANO samt amternes og kommunernes regionale tilsyn. Udpegning af vandområder uden fiskeinteresse foretages med udgangspunkt i de tidligere amters vurdering af 'vandløb uden fiskeinteresser' i Regionplanerne.

Hvor der er fiskedata fra både DTU og NOVANA indenfor samme vandområde følges proceduren beskrevet i videnskabelig rapport fra DCE/DTU Aqua ("Dansk Fiskeindeks for Vandløb (DFFV)", Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 95, 2014.). Dvs. i type 1-vandløb tages udgangspunkt i yngelindeks (DTU Aqua-data). Såfremt der ikke er DTU-data anvendes NOVANA-data (artsindeks). I type 2 og 3 vandløb har seneste NOVANA-data fortrinsret. Såfremt NOVANA-data ikke er til stede anvendes data fra DTU Aqua (yngelindeks). Seneste værdi er benyttet. Hvor der har været befiskninger indenfor samme strækning på samme dato, anvendes et gennemsnit af befiskningerne.

Tilstandsvurdering i forhold til vandløbsplanter

Tilstandsvurderingen foretages med udgangspunkt i overvågningsdata fra NOVANA. Vurderingen af de enkelte målestationers konkrete tilstand foretages af DCE og overføres til de vandområder, målestationen ligger på. Hvor der måtte forekomme mere end en station indenfor et vandområde, angives tilstanden som medianen af stationernes klasse rundet ned.

Anvendelse af hydromorfologiske og kemiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer

Det vurderes at opnåelse af en tilfredsstillende faunaklasse ikke kan opnås med okkerkoncentrationer af ferrojern over 0,7 mg/l. Hvor der foreligger konkrete målinger af ferrojern over 0,7 mg/l betragtes målsætningen for faunaklassen som værende ikke opfyldt. Dette er benyttet til at vurdere målopfyldelsen i de tilfælde, hvor der samtidig ikke er viden om faunaklasse.

Viden om saltvandspåvirkning kan inddrages i vurderingen af den biologiske tilstandsklasse, hvor en sådan måtte foreligge.

Fremskrivning af miljøtilstand 2021

Med henblik på at opgøre behov for yderligere indsats i vandområdeplanerne fremskrives tilstanden i vandløbene til en forventet tilstand i 2021, når allerede besluttede tiltag er gennemført. På baggrund af den nuværende tilstand, herunder værdier for fysisk indeks samt viden om allerede iværksatte eller planlagte miljøforbedringer, herunder indsatsen udløst af vandplanerne for første planperiode, kan den forventede målopfyldelse i 2021 ved udgangen af planperioden vurderes (den såkaldte 'baseline'). Dvs. det forudsættes, at de allerede iværksatte tiltag i forhold til forbedring af de fysiske forhold og i forhold til spildevandsrensning i vandplanerne for første planperiode gennemføres, og der opnås den forventede effekt.

Det er den forventede målopfyldelse i 2021, der danner grundlag for fastsættelse af indsatsprogrammet.

3.3 Vurdering af tilstand og fremskrivning af miljøtilstand til 2021 i søer

Regler vedr. vurdering af tilstand i søer findes i:

- BEK 1399 /2014 om overvågning af overfladevandets, grundvandets, og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelses-områder § 5 samt bilag 3, del A, afsnit 3.2 søer
- BEK 1398/2014 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand § 2 samt bilag 1

Tilstandsvurdering

Tilstanden i søerne vurderes i Vandområdeplan 2015-2021 i forhold til opfyldelse af ”god økologisk tilstand” for hvert af de tre biologiske kvalitetselementer fytoplankton, makrofyter og fisk samt klorofyl a, hvis der ikke er data for fytoplankton. Desuden indgår de fysiske-kemiske kvalitetselementer fosfor og kvælstof som støtteparametre i tilstandsvurderingen.

Klorofyl

Klorofyl anvendes i alle søtyper, dog kun hvor det ikke er muligt at anvende planteplanktonindekset, DSPI, jf. BEK 1399/2014, bilag 3, del A, afsnit 3.2 søer, tabel 7. Med den seneste interkalibreringsbeslutning af 20. september 2013 ophæves den tidligere interkalibreringsbeslutning fra 2008, hvilket betyder, at klorofyl a ikke længere er et selvstændigt kvalitetselement. Klorofyl indgår dog med de samme værdier, som indgik i 2008 beslutningen, som et delelement i planteplanktonindekset. I søer, hvor datagrundlaget for afvendelse af de fulde planteplanktonindeks ikke har været til stede, er klorofyl a anvendt (som et oversat nationalt indeks) som delkvalitetselement for planteplankton.

Tilstanden vurderes som gennemsnit af tidsvægtede sommergennemsnit indenfor perioden 2007-2013. Hvis der ikke findes måleår med tidsvægtede sommergennemsnit indenfor denne periode, inddrages seneste måleår tilbage til 2001.

Planteplankton

Planteplankton anvendes i søtyperne 1, 5, 9, 10, 11 jf. BEK nr. 1399/2014, bilag 3, del A, afsnit 3.2 søer, tabel 6.

Til beregning af økologisk kvalitetsratio (EQR) og kvalitetsklasse for planteplankton anvendes Dansk Sø PlanteplanktonIndeks (DSPI), jf. Søndergaard, M., m.fl. (2013), ”Biologiske indikatorer i danske søer og vandløb”.

Som udgangspunkt anvendes undersøgelser fra perioden 2008-2013. Hvis der er flere undersøgelser i perioden 2008-2013, beregnes EQR som gennemsnit af de enkelte EQR. Findes der ikke undersøgelser fra perioden 2008-2013, kan undersøgelser tilbage til 2001 anvendes, med mindre det på baggrund af udviklingen i klorofylindhold vurderes, at undersøgelsen ikke længere er repræsentativ for søens tilstand.

Skelnen mellem dybe og lavvandede søer følger reglerne for typologien således, at en sø med middeldybde > 3 m kan være funktionelt lavvandet, hvis der ikke optræder stabil lagdeling. I det tilfælde behandles den som lavvandet. Omvendt kan en lavvandet sø være funktionelt dyb, og behandles som sådan, hvis den har stabil lagdeling.

Ud fra EQR-værdien fastsættes søens økologiske tilstandsklasse, jf. BEK 1399/2014, bilag 3, del A, afsnit 3.2 søer, tabel 6.

Makrofyter/vandplanter

Makrofyter/vandplanter anvendes i søtyperne 1, 5, 9 og 10, jf. BEK 1399/2014, bilag 3, del A, afsnit 3.2 søer, tabel 8.

Dansk Søvandplanteindeks (DSVI) beregnes efter Søndergaard, M. m.fl. (2013): Biologiske indikatorer i danske søer og vandløb.

Der anvendes som udgangspunkt vegetationsdata fra perioden 2008-2013. Ud fra vegetationsundersøgelser i denne periode og retningslinjerne i Søndergaard m.fl. (2013) bestemmes den økologiske kvalitetsratio, EQR. Hvis der er flere undersøgelser i perioden 2008-2013 beregnes EQR som gennemsnit af de enkelte EQR. Data tilbage til 2004 kan anvendes, med mindre det vurderes, at undersøgelsen ikke længere er repræsentativ for søens tilstand.

Uanset søtypen regnes en sø som lavvandet, hvis middeldybden er ≤ 3 m, og som dyb, hvis middeldybden er >3 m.

Søer <5 ha overvåges i forhold til habitatdirektivet, og i forbindelse med denne overvågning fastlægges søernes naturtilstand ud fra en vegetationsundersøgelse. I denne forbindelse bestemmes søens naturtilstand ud fra bl.a. dækningsgrad og artssammensætning af undervandsvegetationen, altså de samme parametre, som indgår i vegetationsindekset for lavvandede søer. Detaljeringsgraden er dog mindre, idet undersøgelsen er mere ekstensiv, og dækningsgraden bliver vurderet i intervallerne: 0%, $>0-5\%$, 5-25%, 25-50%, 50-75%, 75-100%. Desuden bestemmes dybdegrænsen ikke.

Ved oversættelse fra de registrerede dækningsgrader ved naturtypeundersøgelsen til vandplanteindekset for lavvandedes søer benyttes følgende sammenhænge:

Naturtype dækningsgrad	0 %	$>0-5\%$	5-25%	25-50%	75-100%
Points vegetationsindeks	0	2	6	7	9

TABEL 3.3.1. SAMMENHÆNG MELLEM DÆKNINGSGRAD FRA NATURTYPEUNDERSØGELSE OG POINTTILDELING VED BEREKNING AF VEGETATIONSINDEKS.

For dybe søer vil en tilsvarende oversættelse ikke kunne foretages, da dybdegrænsen ikke bestemmes ved naturtypeundersøgelser. Økologisk tilstandsklasse for søer mellem 1 og 5 ha kan således udelukkende beregnes for lavvandede søer, type 9.

Ud fra EQR-værdien fastsættes søens økologiske tilstandsklasse, jf. BEK 1399/2014, bilag 3, del A, afsnit 3.2 søer, tabel 8.

Fisk

Fisk anvendes i søtyperne 9, 10 og 13, jf. BEK 1399/2014, bilag 3, del A, afsnit 3.2 søer, tabel 9. Dansk Fiskeindeks for Søer (DFFS) til beregning af økologisk kvalitetsratio (EQR) og kvalitetsklasse for fisk, beregnes på baggrund af M. Søndergaard m.fl. (2013), "Biologiske indikatorer i danske søer og vandløb". Dette indeks er et nationalt indeks, idet der endnu ikke er foretaget en EU-interkalibrering af kvalitetselementet fisk.

Som udgangspunkt anvendes undersøgelser fra perioden 2008-2013. Hvis der er flere undersøgelser i perioden 2008-2013 inddrages alle, og EQR beregnes som gennemsnit af de enkelte EQR. Findes der ikke undersøgelser fra perioden 2008-2013, kan undersøgelser tilbage til 2004 anvendes, med mindre det vurderes, at undersøgelsen ikke længere er repræsentativ for søens tilstand. Undersøgelser foretaget før 2004 kan ikke anvendes, da de er foretaget efter en anden metode.

Ud fra EQR-værdien fastsættes søens økologiske tilstandsklasse, jf. BEK 1399/2014, bilag 3, del A, afsnit 3.2 søer, tabel 9.

Skellen mellem dybe og lavvandede søer følger reglerne for typologien.

Anvendelse af fysisk-kemiske støtteparametre

Indholdet af næringsstoffer har stor betydning for de biologiske processer og forhold i søerne. Især indholdet af fosfor og kvælstof er betydende for de biologiske kvalitetselementer, og heraf anses fosfor for hyppigst at være den begrænsende faktor for primærproduktionen, og dermed det næringsstof med størst indflydelse på søernes tilstand. Kvælstof kan dog i mange tilfælde også spille en rolle og i mange danske søer skifter betydningen af fosfor og kvælstof formentlig igennem sæsonen.

For søer, hvor der mangler data for et eller flere biologiske kvalitetselementer (planteplankton, makrofyter eller fisk), inddrages indholdet af næringsstofferne fosfor og kvælstof således, at det skal understøtte målopfyldelse for de ikke målte biologiske kvalitetselementer.

Som øvre grænse for koncentrationsniveauet af næringsstoffer, der understøtter målopfyldelse for de manglende kvalitetselementer, anvendes niveauet, hvor 25% af søerne erfaringsmæssigt har mindst god tilstand for både klorofyl a, makrofyter og klorofyl. Dette niveau er vurderet af DCE for henholdsvis lavvandede og dybe søer. Grænserne for fosfor er herved 0,080 mg P/l i lavvandede søer og 0,042 mg P/l i dybe søer, som gennemsnit for sommerperioden. For kvælstof er grænserne 0,95 mg N/l i lavvandede søer og 0,90 mg N/l i dybe (også sommergennemsnit).

Hvis næringsstofindholdet for både fosfor- og kvælstof overskrider de nævnte grænser, tildeles søen moderat tilstand, selv om søen har målopfyldelse for de målte biologiske kvalitetselementer.

Indholdet af fosfor og kvælstof beregnes som gennemsnit af tidsvægtede sommergennemsnit indenfor perioden 2007-2013. Hvis der ikke findes måleår med tidsvægtede sommergennemsnit indenfor denne periode, inddrages seneste måleår tilbage til 2001.

Beregning af sommergennemsnit

Beregningen af tidsvægtet sommermiddel (1. maj-30. september) for klorofyl og næringsstoffer foretages således, idet metoden svarer til den af DCE anvendte:

Ved grænseflader, fx for sommerperioden 1. maj til 30. september, kan der ekstrapoleres værdier ud over perioden med indtil 6 uger (42 dage) fra måletidspunktet. Dvs. hvis man skal beregne sommergennemsnit og har en måling d. 15. maj, så kan der ved ekstrapoleringen hen til 1. maj anvendes målinger indtil d. 3. april (hvis de findes). Hvis der ikke er målinger indenfor 6 ugers perioden, ekstrapoleres med en konstant værdi tilbage til 1. maj.

Når der beregnes sommergennemsnit, beregnes kun gennemsnit, hvis der mindst er 4 målinger i perioden 1. maj – 30. september. Hvis der ikke er målinger indenfor en 6 ugers periode fra sommerperiodens endepunkter, beregnes ikke sommergennemsnit. En ”lempet beregning” er foretaget i få tilfælde, hvor der kun findes 3 målinger indenfor sommerperioden, eller hvor afstanden fra en måling til sommerperiodens endepunkter er op til 8 uger. Ifølge Novana programmet skal der være målinger en gang om måneden i sommerperioden, altså 5 målinger, men fra tidligere år kan der foreligge et lavere antal målinger.

Da grænsen mellem klasserne er angivet med 1 decimal – eksempelvis 12,0 for dybe søer, angives middelværdien ligeledes med 1 decimal. Eksempelvis vil en middelværdi på både 11,96 og 12,04 i en dyb sø angives som 12,0, og dermed betyde målopfyldelse.

Fremskrivning af miljøtilstanden til 2021

Tilstanden for de målte kvalitetselementer fremskrives til 2021 på baggrund af den forventede ændring i fosforkoncentrationen frem mod 2021 (baseline). Den fremskrevne tilstand vurderes i forbindelse med opgørelse af indsatsbehovet for søerne, jf. kapitel 5.

På baggrund af sammenhænge udarbejdet af DCE mellem fosforkoncentrationen og kvalitetselementerne klorofyl, fytoplankton og vegetation beregnes den forventede udvikling i kvalitetselementerne. For fisk er der ikke en signifikant sammenhæng med fosforkoncentrationen, og der fremskrives ikke en ændring.

De anvendte sammenhænge er følgende:

Sammenhænge, fosfor	Søtyper	Ligning
Fosfor og klorofyl a koncentration ($\mu\text{g/l}$).	Lavvandede samlet	$\text{Log Chl} = 2,49 + 0,94 \cdot \log\text{TP}$, ($\pm 0,045; \pm 0,022$); $N=1917$, $R^2=0,48$
Sommermiddel fosfor (mgP/l) til sommermiddel klorofyl ($\mu\text{g/l}$).	Dybe samlet	$\text{Log Chl} = 2,51 + 0,92 \cdot \log\text{TP}$, ($\pm 0,066; \pm 0,054$); $N=708$, $R^2=0,62$
Fosfor og planteplanktonindeks (DSPI). Sommermiddel fosfor (mgP/l) til DSPI EQR.	Søtyper 1, 5, 9, 11 (Lavvandede). For alle disse søtyper benyttes ligningen for lavvandede søer samlet.	$\text{DSPI} = 0,10 - 0,39 \cdot \log\text{TP}$, ($\pm 0,031; \pm 0,031$) $N=469$; $R^2=0,56$
	Søtype 10 (dyb)	$\text{DSPI} = -0,100 - 0,45 \cdot \log\text{TP}$, ($\pm 0,062; \pm 0,051$) $N=251$; $R^2=0,55$
Fosfor og vandplanteindeks (DSVI). Sommermiddel fosfor (mgP/l) til DSVI EQR.	Lavvandede søtyper 1,5,9.	$\text{DSVI} = 0,13 - 0,42 \cdot \log\text{TP}$, ($\pm 0,062; \pm 0,054$) $N=470$; $R^2=0,34$
	Søtype 10 (dyb)	$\text{DSVI} = 0,08 - 0,39 \cdot \log\text{TP}$, ($\pm 0,095; \pm 0,071$) $N=199$; $R^2=0,38$

3.4 Vurdering af tilstand og fremskrivning af miljøtilstand til 2021 i kystvande

Regler vedr. vurdering af tilstand i kystvande findes i:

- BEK. 1399/2014 om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder § 5 samt bilag 3, del A, afsnit 1.4, 2 og 3.3, 3.4 og 3.5
- BEK 1398/2014 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand § 2 samt bilag 1

Tilstandsvurdering og klassifikation for kystvande omfatter de biologiske kvalitetselementer dybdegrænse af ålegræs, klorofyl a og bundfaunaindexet DKI og foretages i overensstemmelse med ovennævnte bekendtgørelser. Datagrundlaget omfatter perioden 2008-13 for ålegræs og DKI og 2007-13 for klorofyl. Fremgangsmåden er detaljeret beskrevet i bilag 2, herunder brug af fysisk-kemiske støtteparametre og fremskrivning af miljøtilstand til 2021.

Hvad angår de stærkt modificerede kystvande, er tilstandsvurderingen udført på samme vis som for de ikke modificerede områder, dog klassificeres det økologiske potentiale i stærkt modificerede kystvande jf. bekendtgørelse nr. 1398/2014.

3.5 Vurdering af tilstand og fremskrivning af miljøtilstand til 2021 i grundvand

Regler vedr. vurdering af tilstand for grundvand findes i:

- BEK 1399/2014 om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder §§ 4 og 5 samt bilag 3, del B og C samt bilag 4
- BEK 1398/2014 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand § 3 samt bilag 3

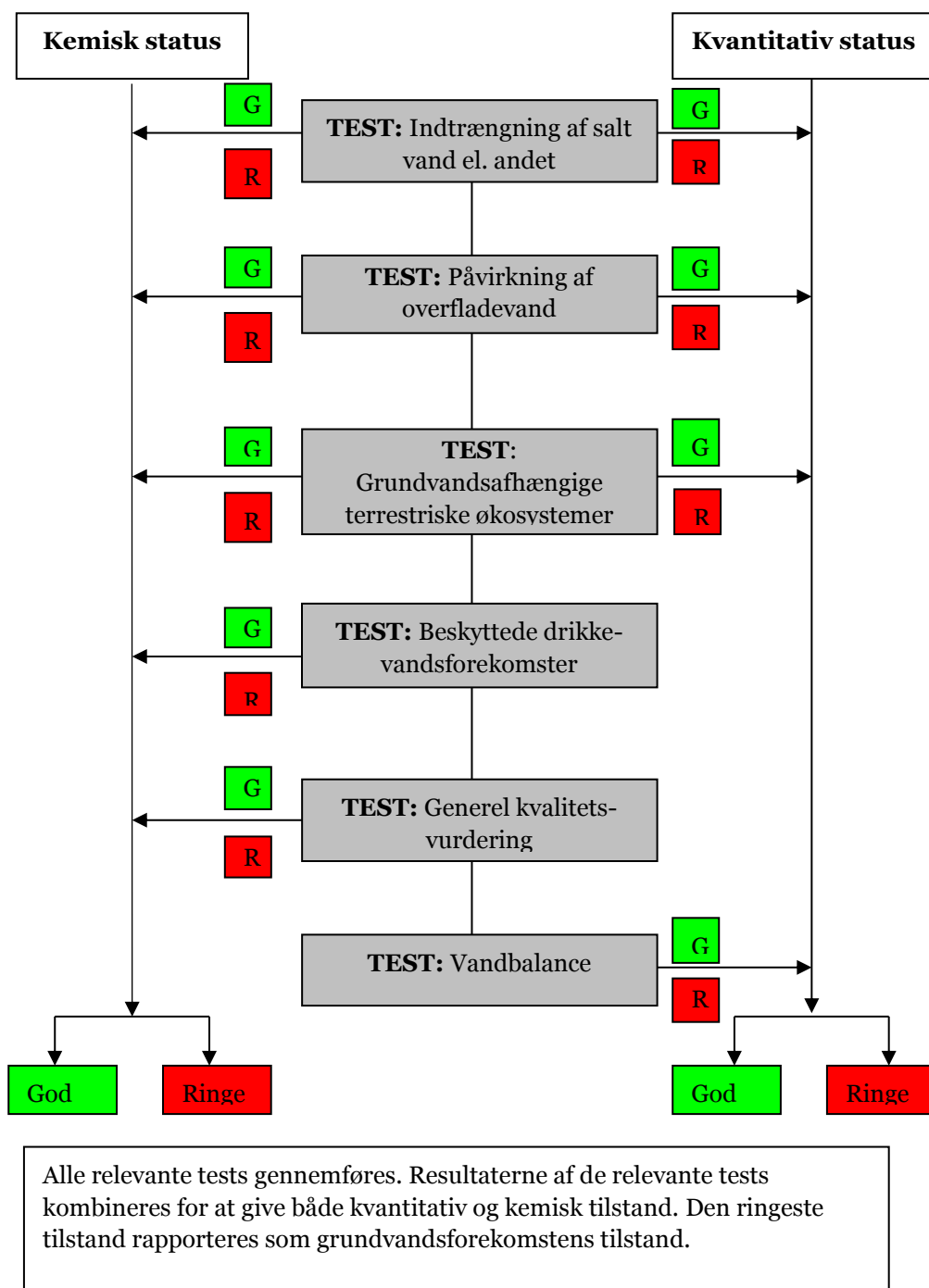
Der henvises i øvrigt til:

- EU Guidance document no. 18, Groundwater Status and Trend Assessment

Tilstandsvurdering

Grundvandets tilstand klassificeres som god, ringe eller ukendt tilstand. For at tilstanden kan klassificeres som god, skal der være både god kvantitativ og god kemisk tilstand. Ukendt tilstand anvendes, hvis den kemiske tilstand og/eller den kvantitative tilstand er ukendt.

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



FIGUR 2. PROCEDURE FOR VURDERING AF GRUNDVANDSFØREKOMSTERS TILSTAND

Kvantitativ tilstand

Vandbalancen defineres som den mængde grundvand, der kan indvindes uden uacceptable følgevirkninger på grundvandets trykniveau og vandkvalitet sammenlignet med den upåvirkede forekomst. Vandbalancen vurderes ud fra den aktuelle, gennemsnitlige indvinding i forhold til den langsigtede grundvandsdannelse. Vandbalancen vurderes på baggrund af et screeningskriterie med en udnyttelsesgrad på 30 %. Grundvandsforekomster med udnyttelsesgrader over 30 % underlægges en faglig vurdering ved brug af lokale data og viden med henblik på endeligt at vurdere, om forekomsten har god eller ringe vandbalance. Til brug for vurdering af vandbalance anvendes data om vandindvinding fra JUPITER-databasen. Der anvendes data fra perioden 2005-2010. Vurderingen af grundvandsforekomsternes vandbalance for vandplanlægningen for anden

planperiode fremgår af rapporten: Projekt om bæredygtig indvinding gennemført af GEUS i samarbejde med seks af landets store vandselskaber (GEUS rapport 2013/30).

Grundvandets påvirkning af overfladevand vurderes i forhold til vandløb på baggrund af en model, der opstiller sammenhængen mellem en række vandføringsparametre og de biologiske kvalitetslementer i vandløbene smådyr (DVFI), planter (DVPI) og fisk (DFFVa), jf. herved rapporten: Vurdering af effekten af vandindvinding på vandløbs økologiske tilstand, Aarhus Universitet, 11. november 2014. På baggrund af modellen opgøres betydningen af den aktuelle vandindvinding for den økologiske tilstand i vandløbene – og dermed betydningen for grundvandets tilstand – på baggrund af modelberegninger. Modellen til beregning af vandindvindingens betydning for vandløbenes økologiske tilstand opstilles på ID 15-oplandsniveau. Til modelberegningerne anvendes data om vandindvinding fra JUPITER-databasen. Der anvendes data fra perioden 2004-2011. Påvirkningen modelleres, og de beregnede ændringer for de biologiske kvalitetslementer ift. referencetilstanden anvendes til at vurdere, med hvilken sandsynlighed den aktuelle vandindvinding forhindrer målopfyldelse svarende til god tilstand inden for oplandet. Der anvendes en sandsynlighed på 80 % som afskæringskriterium. Modelberegningerne vedr. vandindvindingens betydning for vandløbenes økologiske tilstand er beskrevet nærmere i rapporten: Implementering af modeller til brug for vandforvaltning. Delprojekt: Effekt af vandindvinding. Konceptuel tilgang og validering samt tilstandsvurdering af grundvandsforekomster (GEUS 2014/74).

Der foreligger ikke tiltrækkelig viden til, at grundvandets eventuelle påvirkning af søer, kystvande og terrestrisk natur kan vurderes.

Indtrængning af saltvand eller andet i grundvand vurderes ud fra ionbytning og tilstedeværelsen af klorid og andre relevante indvindingsbetingede parametre i grundvandsforekomsterne, der sammenholdes med oplysninger om indvindingsintensitet.

Kemisk tilstand

Generel kvalitetsvurdering af grundvandsforekomsterne foretages på baggrund af kvalitetskrav og tærskelværdier for forurenende stoffer, jf. de angivne regler ovenfor. Kvalitetskravene omfatter nitrat og pesticider. Der er fastsat generelle tærskelværdier for bly, BTEX, cadmium, kviksølv, klorid, sulfat samt klorerede opløsningsmidler, herunder trichlorethylen og tetrachlorethylen. Der er endvidere fastsat regionale tærskelværdier på baggrund af naturlige baggrundsværdier. Kvalitetsvurderingen foretages på baggrund af samtlige grundvandsanalyser i JUPITER uanset boringsanvendelsen, dvs. data fra GRUMO, vandværker, grundvandskortlægning, forureningsundersøgelser mv. Der anvendes data fra perioden 2007-13 suppleret med data fra perioden 2000-2006, hvis der er data fra færre end 5 indtag i forekomsten i perioden 2007-2013. Tilstanden for grundvandsforekomsten opgøres på baggrund af tilstanden i hvert indtag i forekomsten, således at kvalitetskrav eller tærskelværdi ikke må overskrides for nogen af stofferne i mere end 20 % af indtagene. Den generelle kvalitetsvurdering af grundvandsforekomsterne for vandplanlægningen for anden planperiode er beskrevet i rapporten: Kemisk tilstand af danske grundvandsforekomster, samlet rapportering (GEUS, 2014).

Tærskelværdierne for bly, BTEX, cadmium, kviksølv, klorid, sulfat samt klorerede opløsningsmidler, herunder trichlorethylen og tetrachlorethylen, er fastsat med udgangspunkt i kvalitetskravene i drikkevandsdirektivet (1998/83/EF), som indført i dansk lovgivning med bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg (bekendtgørelse nr. 292 af 26. marts 2014). Relevante drikkevandskvalitetskrav vurderes dermed samtidig.

Der foreligger ikke viden om sammenhængen mellem grundvandets kemiske tilstand og

påvirkningen af vandløb, søer, kystvande og grundvandsafhængig terrestrisk natur. Der er derfor ikke fastsat tærskelværdier for forurenende stoffer i relation til vandløb, søer, kystvande og terrestriske naturtyper.

Indtrængning af salt vand eller andet vurderes i samme proces som den generelle kvalitetsvurdering. Som indikative parametre for salt vand eller andet kan fx benyttes klorid og ionbytning. Vurderingen foretages i sammenhæng med den kvantitative tilstandsvurdering for de grundvandsforekomster, der kan identificeres til at være i risiko pga. overudnyttelse.

Kemiske trends: Udviklingen i grundvandsforekomsternes tilstand vurderes ved at sammenligne den kemiske udvikling mellem de to perioder: 2000-2006 og 2007-2013. Der foretages vurdering af trends for forekomster med mindst 5 indtag for hver af de to perioder, der er sammenlignet. Resultater af denne sammenligning opdeles i kategorierne ”væsentlig stigende”, ”svagt stigende”, ”stabil”, ”svagt faldende” og ”væsentlig faldende” tendens. Kategorierne afspejler ændringer på hhv. +10 %, +5 %, 0 %, -5 % og -10 % af tærskelværdien for de enkelte forurenende stoffer. Vurderingerne foretages både på forekomstniveau og på indtagsniveau.

Der findes ikke detaljerede retningslinjer for udførelse af tendensberegninger. I forhold til begrebet ”væsentlig stigende” følges vejledningen til afrapportering efter nitratdirektivet, hvorefter en kraftig stigning betegnes som en stigning på 10 % af kravværdien. I forhold til kriteriet for tendensens omfang indenfor forekomsten benyttes samme metode som ved den kemiske tilstandsvurdering, hvorefter mindst 20 % af indtagene indenfor forekomsten skal have væsentlig stigende tendens, som samtidig overskrider 75 % af krav- eller tærskelværdien.

Vurdering af kemiske trends er beskrevet i rapporten: Kemisk tilstand af danske grundvandsforekomster, samlet rapportering (GEUS, 2014).

Der udarbejdes kort over grundvandsforekomsternes tilstand.

Fremskrivning af miljøtilstand for grundvand

For at kunne vurdere den nødvendige indsats for at nå miljømålene i 2021 skal der gennemføres en fremskrivning af grundvandsforekomsternes tilstand til 2021 med udgangspunkt i forekomsternes nuværende tilstand og under hensyn til den udvikling, der kan forudses i påvirkningerne frem til 2021. En fremskrivning af miljøtilstanden i grundvandsforekomsterne til 2021 forudsætter, dels at der foreligger en veldokumenteret udgangstilstand, dels at der findes metoder og modelværktøjer til brug for fremskrivningen. Hvis det ikke er sandsynligt på grund af grundvandets alder, at effekten af allerede besluttede tiltag kan måles i 2021, sættes den fremskrevne tilstand lig den nuværende tilstand.

3.6 Vurdering af tilstand og fremskrivning af miljøtilstand til 2021 i MFS

Regler vedr. vurdering af tilstand og fremskrivning af miljøtilstand til 2021 for MFS findes i:

- BEK 1399/2014 om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder, § 5 samt Bilag 3
- BEK 1398/2014 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand, § 2 samt Bilag 1
- BEK 1022/2010 om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet Bilag 2 og 3

Der skal i vandområdeplanerne nærmere redegøres for tilstandsvurderinger for miljøfarlige forurenende stoffer. Det skal tillige fremgå af vandområdeplanerne hvilke stoffer, der konkret er anvendt i vurderingen af den økologiske og kemiske tilstand for miljøfarlige forurenende stoffer for vandløb, søer og kystvande. På MiljøGIS skal vises tilstandsvurderingen for de enkelte vandområder.

Tilstandsvurdering

De målte koncentrationsniveauer for de enkelte stoffer i hhv. vand, sediment og biota sammenholdes i henhold til vandrammedirektivet med fastsatte miljøkvalitetskrav. De prioriterede stoffer skal vurderes under den kemiske tilstand, mens alle øvrige miljøfarlige forurenende stoffer skal vurderes under den økologiske tilstand. Den økologiske og kemiske tilstand for så vidt angår miljøfarlige forurenende stoffer er enten god eller ikke god.

Forudsætningen for tilstandsvurderingen er, at de enkelte stoffer kan vurderes i forhold til et miljøkvalitetskrav. Et vandområde har god økologisk og kemisk tilstand for så vidt angår miljøfarlige forurenede stoffer, når de målte stofkoncentrationer ikke overskrider de fastsatte miljøkvalitetskrav. Miljømålet i et vandområde er således opfyldt, når alle de målte stoffer overholder miljøkvalitetskravene. Omvendt vil et vandområde ikke opfylde miljømålet, hvis blot et af de målte miljøfarlige forurenede stoffer overskrider et fastsat miljøkvalitetskrav.

I de tilfælde, hvor der kun er fastsat miljøkvalitetskrav for en del af alle målte miljøfarlige forurenende stoffer i et vandområde, og disse ikke overskrides, kan tilstanden samlet siges at være god angående de specifikke stoffer, der findes miljøkvalitetskrav for. Omvendt vil tilstanden i et givent vandområde samlet kunne vurderes at være ikke god blot ét stof i vandområdet overskrider et fastsat miljøkvalitetskrav.

Vurderingen af den økologiske tilstand for miljøfarlige forurenende stoffer indgår i den samlede vurdering af et vandområdes økologiske tilstand. Hvis den økologiske tilstand vurderet for miljøfarlige forurenende stoffer ikke er god, mens den er god for de biologiske kvalitetselementer, vil den samlede økologiske tilstand blive moderat.

Fremskrivning af miljøtilstanden til 2021.

Overordnet kan den forventede målopfyldelse i 2021 for miljøfarlige forurenende stoffer antages at være uforandret, såfremt der ikke er konkret viden om allerede iværksatte eller planlagte miljøforbedringer vedrørende miljøfarlige forurenende stoffer.

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 1398/2014 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand § 2 (overfladevandområder) og § 3 (grundvandsforekomster) samt bilag 1 og 3
- BEK 1399/2014 om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder bilag 3 og 4
- BEK 1022/2010 om miljøkvalitetskrav mv. bilag 2 og 3

For overfladevandområder fastsættes miljømålet som udgangspunkt til vandrammedirektivets generelle minimumskrav om, at alle vandområder skal opnå en god økologisk tilstand/godt potentiale og god kemisk tilstand, dog er miljømålet skærpet til høj økologisk tilstand/maksimalt potentiale for de vandområder, hvor samtlige bedømte kvalitetselementer viser, at den aktuelle tilstand er høj.

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 den 22. december 2015.

For de vandforekomster, der i dag har ukendt tilstand, lægges det til grund, at forekomsten opnår god tilstand senest den 22. december 2015, medmindre der positivt er viden om, at dette ikke kan forventes at være tilfældet. Miljømålet for vandforekomster med ukendt tilstand fastsættes som udgangspunkt således også til god tilstand senest den 22. december 2015.

For vandforekomster, der i dag ikke har god tilstand, fastsættes miljømålet til god tilstand senest den 22. december 2021, hvis der samtidig fastlægges indsatser med henblik på at nå god tilstand senest på dette tidspunkt.

For vandforekomster, der i dag ikke har god tilstand, og hvor der er grundlag for at anvende en undtagelsesbestemmelse for opfyldelse af miljømål, fastsættes miljømålet til god tilstand efter den 22. december 2021.

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 og vandløbsplanter.

Visse vandløb er uden fiskeinteresser, og målsættes derfor ikke for fisk. En udpegning af disse foretages med udgangspunkt i de tidligere amters vurdering af 'vandløb uden fiskeinteresser' i Regionplanerne.

Hvor de biologiske indeks' ikke kan anvendes pga. saltpåvirkning fastsættes der ikke specifikke krav til de biologiske kvalitetselementer.

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 klorofyl, planteplankton, makrofytter/vandplanter og fisk.

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 målopfyldelse 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 kystvande

Miljømål fastsættes i 1-sø miles kystvandområder som en målsætning for det enkelte kystvands samlede økologiske tilstand. Dette kvalitetskrav gælder dermed også for de enkelte kvalitetselementer, dybdegrænse for ålegræs, klorofyl og bundfaunaindexet DK1, i kystvandene.

Der er enkelte kystvande, der ikke kan målsættes mht. dybdegrænsen for ålegræs, da ålegræs ikke kan vokse pga. for lav saltholdighed. Kystvande, hvor der af naturlige årsager ikke kan vokse ålegræs fx pga. bølgeeksponering eller for lav saltholdighed, målsættes ikke for ålegræs, men alene for klorofyl og DK1.

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 1398/2014 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand § 2 samt bilag 1, afsnit 6

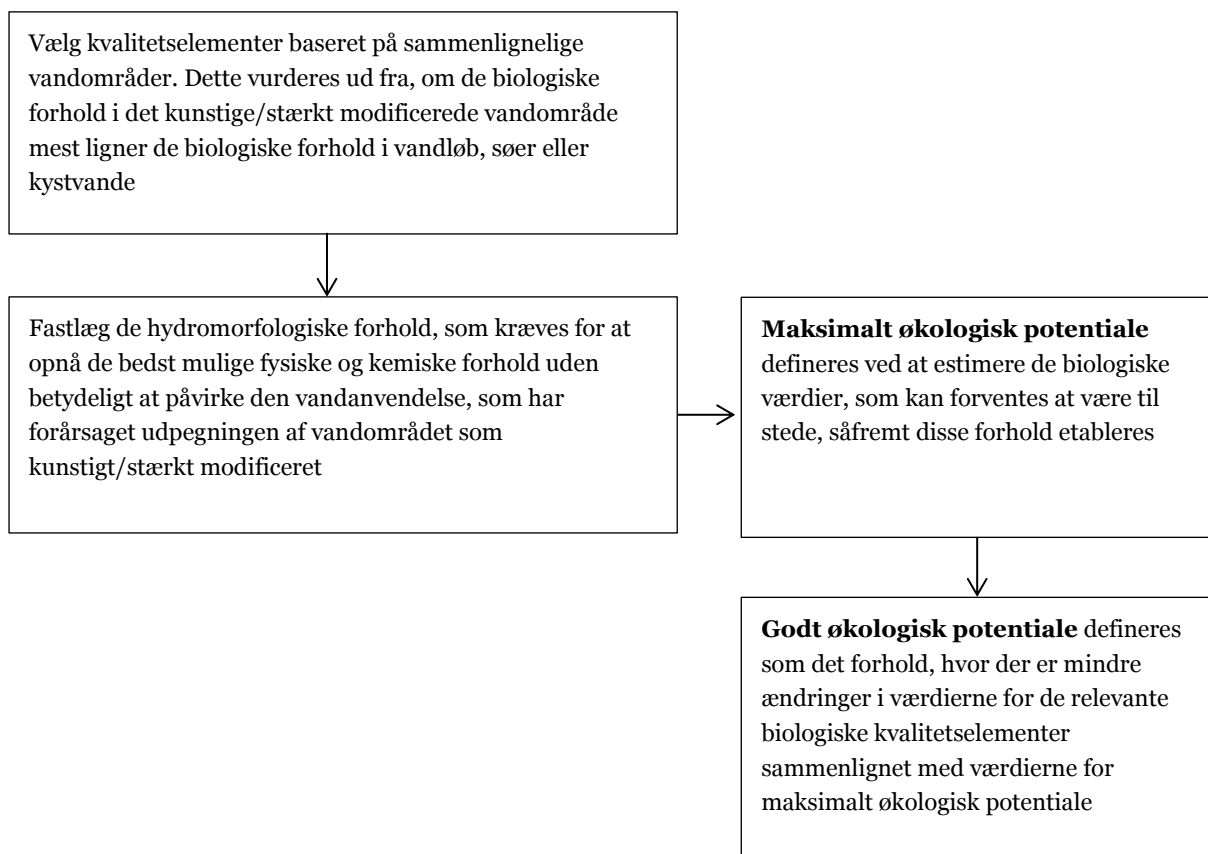
Herudover henvises til:

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

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



FIGUR 3: FASTSÆTTELSE AF GODT ØKOLOGISK POTENTIALE

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 tendens i koncentrationen af forurenende stoffer hidrørende fra menneskelig aktivitet. Udgangspunktet for at vende opadgående forureningstendenser er 75 % af kvalitetskravet eller tærskelværdien for det enkelte stof.

4.7 Miljømål for MFS

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

Klassifikationen af vandområder i forhold til økologisk tilstand/økologisk potentiale vurderes for miljøfarlige forurenende stoffer i forhold til miljøkvalitetskrav fastsat i eller i medfør af

bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav mv., bilag 2, der oplister miljøfarlige forurenende stoffer med nationale miljøkvalitetskrav. Den kemiske tilstand i vandområder vurderes på baggrund af miljøfarlige forurenende stoffer med EU-miljøkvalitetskrav. Disse fremgår af bilag 3 til bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav mv.

I de tilfælde, hvor tilstanden for en vandforekomst i dag er god, fastsættes miljømålet til god tilstand 2015. For de vandforekomster, der i dag har ukendt tilstand, lægges det ligeledes til grund, at miljømålet er god tilstand 2015. 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 kan opfyldes, er miljømålet fastsat til god tilstand 2021.

4.8 Undtagelser fra Miljømål

Regler vedr. undtagelser fra miljømål findes i:

- Fristforlængelse, lov om vandplanlægning § 10
- Mindre strenge miljømål, lov om vandplanlægning § 11
- Nye fysiske ændringer, lov om vandplanlægning § 13, jf. § 7 i BEK om indsatsprogrammer og § 4 i BEK om miljømål

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, 11 og 13 i lov om vandplanlægning anses for opfyldt.

Undtagelser kan som udgangspunkt anvendes, hvor;

- det teknisk ikke er muligt at gennemføre foranstaltninger inden for en vandplanperiode,
- foranstaltninger ikke kan iværksættes, før der er sket specifikke afklaringer (juridisk, tilvejebringelse af hjemler mv.) af, hvordan foranstaltningerne skal og kan gennemføres,
- en gennemført indsats først på længere sigt vil få effekt som følge af naturlige forhold for de enkelte vandområders reaktion på en foranstaltning,
- der mangler viden om årsag til eller udstrækningen af et miljøproblem, hvorfor en løsning på problemet ikke kan identificeres. I sådanne tilfælde forudsættes det, at der i indsatsprogrammet indgår aktiviteter med henblik på at tilvejebringe den fornødne viden til at kunne træffe beslutning i den efterfølgende vandområdeplan,
- omkostningerne forbundet med en indsats på baggrund af en umiddelbar vurdering antages at være væsentligt højere end prisen på den mest relevante, omkostningseffektive indsats, jf. virkemiddelkataloget,
- størstedelen af omkostningerne er erstatninger til lodsejere, eller
- der er tale om vandløbsstrækninger, hvor kommunen allerede har gennemført en indsats med henblik på at forbedre miljøtilstanden i vandløbet, men hvor dette ikke har haft en effekt, og andre tiltag ikke vurderes at kunne medføre målopfyldelse.

Vurderingsprocesserne i figurerne 4 og 5 anvendes i alle tilfælde ved afklaring af, om undtagelser kan anvendes.

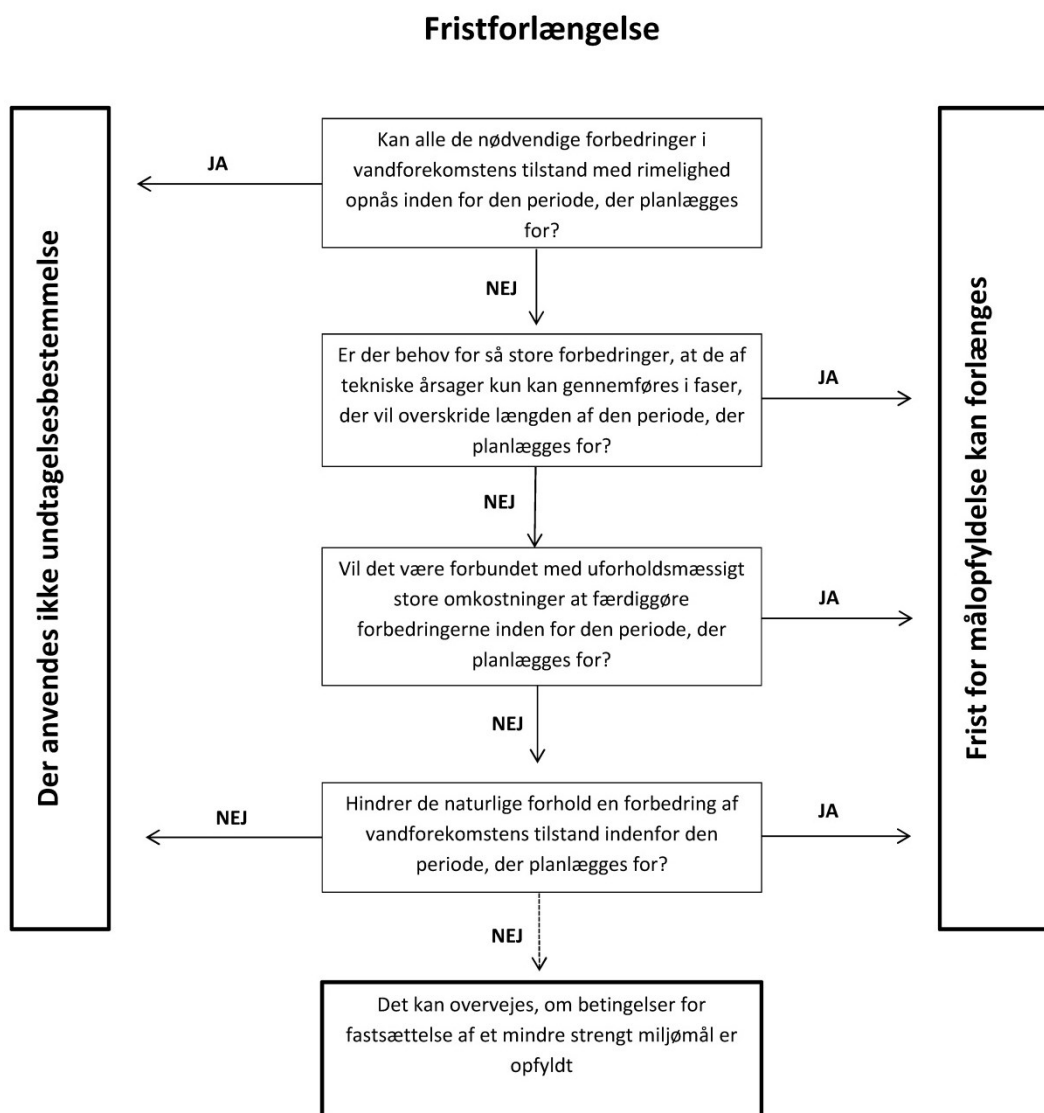
Undtagelser skal beskrives for konkrete vandområder hver for sig med problemstilling, type af undtagelse og begrundelse, der berettiger anvendelsen af undtagelsen.

Redegørelse og begrundelse for undtagelsen kan beskrives samlet for flere vandområder, når det er den samme problemstilling, der ligger til grund for undtagelsen.

Det bemærkes i den forbindelse, at undtagelsesbestemmelsen om fristforlængelse kan anvendes, hvis nyttevirkningen ved at gennemføre alle nødvendige indsatser i planperioden ikke er proportional med omkostningerne herved sammenholdt med den samlede nyttevirkning og omkostninger ved at udskyde visse indsatser til en senere planperiode.

I vandområdeplanen indsættes via link til MiljøGIS en oversigt over de konkrete vandområder, hvor undtagelserne er anvendt og begrundelsen herfor.

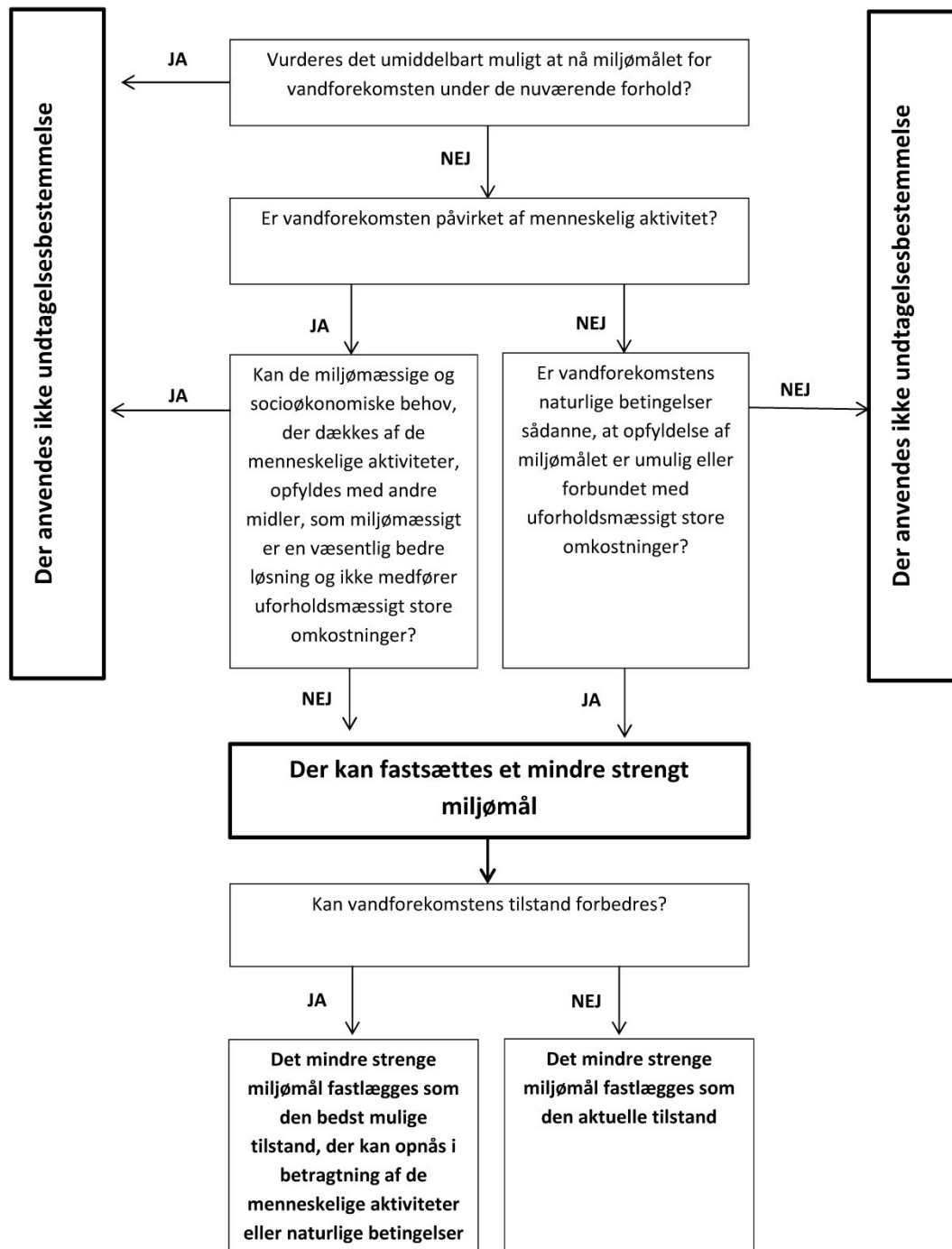
4.8.1 Vurderingsproces for afklaring af, om undtagelsen om fristforlængelse kan anvendes



FIGUR 4 PROCES FOR VURDERING AF, OM ANVENDELSE AF UNDTAGELSEN OM FRISTFORLÆNGELSE KAN ANVENDES

4.8.2 Vurderingsproces for afklaring af, om der kan fastsættes mindre strenge miljømål

Mindre strengt miljømål



FIGUR 5 PROCES FOR VURDERING AF, OM ANVENDELSE AF UNDTAGELSEN OM MINDRE STRENGT MILJØMÅL KAN ANVENDES

4.8.3 Skabelon til brug ved begrundelse for forlængelse af tidsfrist

Der kan ved angivelse af begrundelsen for undtagelsen om fristforlængelse i vandområdeplanerne via link til MiljøGIS anvendes følgende skabelon:

"For [det konkrete vandområde/vandområder] vurderes det, at alle de nødvendige forbedringer i vandets tilstand ikke med rimelighed kan opnås inden 22. december 2015 som følge af, at [enten; der er behov for så store forbedringer, at de af tekniske årsager kun kan gennemføres i faser, der overskrider fristen, idet [indsæt konkret forklaring om behov for store forbedringer og tekniske årsager, der alene tillader gennemførelse ud over fristen]] [eller; der vil være uforholdsmæssigt store omkostninger forbundet med en færdiggørelse af forbedringerne inden for fristen, idet [indsæt konkret forklaring om uforholdsmæssigt store omkostninger ved opnåelse af mål inden for fristen]] [eller; de naturlige forhold ikke muliggør en forbedring af vandområdets tilstand inden for fristen, idet [indsæt konkret forklaring om naturlige forhold, der ikke muliggør forbedring inden for fristen]].

Forlængelse af fristen for målopfyldelse til planperioden efter 22. december 2021, vurderes ikke at ville medføre yderligere forringelse af [vandområdets/vandområdenes] tilstand, Forlængelsen vurderes herudover ikke vedvarende at hindre opfyldelse af målene for andre forekomster af vand inden for vandområdedistriktet,

Der sker ikke ved fristforlængelsen fravigelse af mål eller forpligtelser, der følger af anden EU-lovgivning end vandrammedirektivet.

For [vandområdet/vandområderne] forlænges fristen for opnåelse af god tilstand derfor til planperioden efter 22. december 2021."

Der skal i alle tilfælde ske en konkret tilpasning af skabelonen afhængigt af de konkrete forhold.

4.8.4 Skabelon til brug ved begrundelse for fastsættelse af mindre strenge miljømål

Der kan ved angivelse af begrundelsen for undtagelsen om fastsættelse af et mindre strengt miljømål end god tilstand/godt økologisk potentiale og god kemisk tilstand i vandområdeplanerne via link til MiljøGIS, anvendes følgende skabelon:

"[Vandområdet [det konkrete vandområde]/vandområderne [angiv de konkrete vandområder]] [enten; er påvirket af menneskelig aktivitet i form af [angiv aktiviteten, jf. basisanalysen], eller; har sådanne naturlige betingelser, at opfyldelse af god tilstand/et godt økologisk potentiale og god kemisk tilstand er umulig/forbundet med uforholdsmæssigt store omkostninger, idet [angiv hvorfor umuligt/forbundet med uforholdsmæssigt store omkostninger]].

[hvis påvirkning af menneskelig aktivitet da; De miljømæssige og socioøkonomiske behov, der er dækket af [denne aktivitet/disse aktiviteter], og som udgør [angiv de konkrete miljømæssige og socioøkonomiske behov], vurderes ikke at kunne opfyldes med andre midler, som miljømæssigt er en væsentlig bedre løsning og ikke medfører uforholdsmæssigt store omkostninger, idet [angiv konkrete begrundelse for, hvorfor de miljømæssige behov ikke kan opfyldes med andre midler, som miljømæssigt er en væsentlig bedre løsning og ikke medfører uforholdsmæssigt store omkostninger].

[Hvis overfladevand da; Det sikres, at der opnås den bedst mulige økologiske og kemiske tilstand i betragtning af de indvirkninger, der ikke med rimelighed kunne være undgået på

grund af [de menneskelige aktiviteter/forureningens karakter], idet [angiv konkret hvordan den bedst mulige tilstand vil blive sikret].

[Hvis grundvand da; Det sikres, at grundvandets tilstand ændres mindst muligt i betragtning af de indvirkninger, der ikke med rimelighed kunne være undgået på grund af [de menneskelige aktiviteter/forureningens karakter], idet [angiv konkret hvordan den bedst mulige tilstand vil blive sikret].

Fastsættelsen af det mindre strenge miljømål vurderes ikke at ville medføre yderligere forringelse af [vandområdets/vandområdernes] tilstand.

Fastsættelsen af det mindre strenge miljømål vurderes herudover ikke vedvarende at hindre opfyldelse af målene for andre forekomster af vand inden for vandområdedistriktet.

Der sker ikke ved fastsættelsen af det mindre strenge miljømål fravigelse af mål eller forpligtelser, der følger af anden EU-lovgivning end vandrammedirektivet.

For [vandområdet/vandområderne] fastsættes derfor et mindre strengt miljømål end [god tilstand/et godt økologisk potentiale og god kemisk tilstand].”

Der skal i alle tilfælde ske en konkret tilpasning af skabelonen afhængigt af de konkrete forhold.

5. Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram

5.1 Generelt vedr. opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram

Indsatsbehovet opgøres som princip som differencen mellem den maksimalt mulige påvirkning ved målopfyldelse og den forventede påvirkning i 2021 (baseline 2021). Den forventede påvirkning i 2021 beregnes som den nuværende påvirkning korrigeret for effekterne af allerede planlagte tiltag til reduktion af påvirkningen, herunder særligt de indsatser der er fastlagt i de gældende vandplaner for første planperiode (2009-2015) 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

Indsatsbehov

Vandområder, der vurderes ikke ville opfylde målsætningen i 2021, opgøres som angivet i afsnit 3.2. (Vurdering af tilstand og fremskrivning af miljøtilstand til 2021 i vandløb).

Hvor der er konstateret et fysisk indeks under 0,5, 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.

For stærkt modificerede og kunstige vandområder accepteres de fysiske forhold som udgangspunkt, som de er, med mindre kommuner i forbindelse med forslag til indsatsprogrammer har vurderet, at en fysisk indsats er nødvendig for at sikre målopfyldelse i et vandområde.

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

Hvor okkerkoncentrationen i vandløbene er målt til mindst 0,7 mg/l, vurderes der at være behov for en indsats til begrænsning af okker.

Vandløbets kontinuitet

Spærringer, der bryder kontinuiteten og hindrer faunaens vandring i vandløbet identificeres ud fra de oprindelige kortlægninger i amterne, suppleret med overvågningsdata og efterfølgende kommunale tilbagemeldinger, bl.a. i forbindelse med de offentlige høringer af vandplanerne for første planperiode og forslag til indsatsprogram for anden planperiode.

Rørlægninger over 20 meter betragtes pr. definition som spærringer, da det for mange insekter er vist, at rørlægninger over denne længde begrænser insekternes muligheder for opstrøms flugt.

Traditionelle fisketrapper opfylder som udgangspunkt ikke kravet om kontinuitet.

Der vurderes generelt at være tale om en spærring, hvor følgende krav ikke er opfyldt:

- Som udgangspunkt bør vandløbsbunden være ubrudt uden menneskeskabte niveauspring (styrt m.v.) og med et fald så tæt på det naturlige i vandløbet som muligt.
- Allerede anlagte omløbsstryg uden om opstemninger skal være udført, så:
 - 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 anbefalinger (bl.a. bør den samlede reduktion af vandføringen i passagen i forhold til vandføringen i vandløbet opstrøms passagen som udgangspunkt ikke overstige 50 % af vandløbets medianminimumsvandføring (Qmm). Samtidig skal der i vandløbet altid opretholdes en minimumsvandføring på 50 % af Qmm.).

Fastlæggelse af indsatsprogram

Forbedring af de fysiske forhold, herunder fjernelse af spærringer

Kommunerne har i samarbejde med de 23 lokale vandråd i perioden 7. april – 7. okt. udarbejdet og fremsendt forslag til indsatsprogram for forbedring af de fysiske forhold i vandløbene. Rammerne for dette arbejde fremgår af Naturstyrelsens hjemmeside om vandråd:

<http://naturstyrelsen.dk/vandmiljoe/vandplaner/vandomraadeplaner-2015-2021/vandraad/>

Kommunernes forslag til indsatsprogram lægges til grund for indsatsprogrammet i Vandområdeplan 2015-2021, men justeres i de tilfælde, hvor følgende forhold evt. gør sig gældende:

- 1. Hvis den samlede udmeldte økonomiske ramme og det samlede indsatskrav ikke er overholdt.
- 2. Hvis en foreslået indsats allerede fremgår af Vandplan 2009-2015 skal den gennemføres i regi af denne og ikke Vandområdeplan 2015-2021.
- 3. Hvis det af kommunernes forslag specifikt fremgår, at indsatsen ikke vil føre til målopfyldelse for hele det vandområde indsatsen er placeret i.
- 4. Hvis indsatsen er foreslået i et vandløb, som ikke er identificeret som værende i risiko for manglende målopfyldelse, eller hvis indsatsen foreslås placeret i et ikke-målsat vandløb, hvor den ikke vil have miljøforbedrende effekt på et målsat vandløb.

I forhold til indsatsen til overfor okker lægges kommunernes forslag til indsatsprogram ligeså til grund. Kommunernes forslag er baseret dels på Naturstyrelsens korttema over okkervandløb stillet til rådighed for kommunerne i forbindelse med disse arbejder med forslag til indsatsprogram og dels på lokal viden.

Den tilhørende økonomi oplyses i vandområdeplanen.

Reduktion af spildevandsbelastning

Se afsnit 5.6 (Fastlæggelse af indsatsprogram for Punktkilder).

5.3 Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for søer

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 beregnes 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

Gennem sømodelprojektet er der opstillet empiriske sammenhænge, der kan anvendes til at vurdere, hvilket fosforniveau der forventes at føre til målopfyldelse i forskellige søtyper, jf. Anvendelse af sø modelværktøjer til vurderinger af målbelastning for søer i Vandplan II, Metodenotat.

På baggrund af dette anvendes en sommermiddel fosforkoncentration på 0,053 ug for lavvandede søer og 0,029 ug/l for dybe søer, som de fosforkoncentrationer som indsatsen skal sigte imod at opnå.

Ud fra den givne sommermiddel koncentration beregnes den tilsvarende årsmiddel koncentration ved hjælp af nedenstående modeller:

Til at omregne mellem års- og sommermiddel-koncentrationer af TP ($TP_{\text{år}}$, TP_{sommer}) i henholdsvis lavvandede og dybe søtyper anvendes følgende formler udarbejdet af DCE (Sammenhænge mellem næringsstoffilførsel og søkoncentration i danske søer. Offentliggøres af DCE primo 2015).

Lavvandede søtyper, typerne 1, 3, 5, 7, 9, 11, 13 og 15	$TP_{\text{år}} = 0,5603 * (TP_{\text{sommer}})^{0,8139}$; $R^2 = 0,93$
Dybe søtyper, typerne 2, 4, 6, 8, 10, 12 og 14	$TP_{\text{år}} = 0,7117 * (TP_{\text{sommer}})^{0,7782}$; $R^2 = 0,93$

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

Hvis søtypen ikke er kendt, skelnes mellem dybe og lavvandede søer ved en middeldybde på 3 m.

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	$TP_{\text{sommer}} = 1,6633 * (TP_{\text{år}})^{1,1378}$; $R^2 = 0,93$
Dybe søtyper, typerne 2, 4, 6, 8, 10, 12 og 14	$TP_{\text{sommer}} = 1,2222 * (TP_{\text{år}})^{1,2013}$; $R^2 = 0,93$

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

Hvis søtypen ikke er kendt, skelnes mellem dybe og lavvandede søer ved en middeldybde på 3 m.

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 årgennemsnitlig totalfosforkoncentration i søen ($TP_{sø}$) og den gennemsnitlige indløbskoncentration ($TP_{\text{indløb}}$), idet sammenhængen afhænger af den hydrauliske opholdstid (t_w , år). Modellen er opstillet på sødata < 0,2 mgP/l, jf. Anvendelse af sø modelværktøjer til vurderinger af målbelastning for søer i Vandplan II, Metodenotat.

Alle søer	$TP_{sø} = 1,095 * TP_{\text{indløb}}^{1,043} / (1 + \sqrt{t_w})^{0,229}$ $R^2 = 0,40$	$TP_{\text{indløb}} = (TP_{sø} * (1 + \sqrt{t_w})^{0,229} / 1,095)^{1/1,043}$
-----------	---	---

TABEL 5.3.3.

For søer, hvor en anden model vurderes at passe bedre på søen, kan denne model anvendes, f.eks. den tidligere anvendte Vollenweidermodel $TP_{sø} = TP_{\text{indløb}} / (1 + \sqrt{t_w})$. Denne model anvendes i enkelte dybe søer ud fra en samlet vurdering af belastning, modelberegnet og målt koncentration i søen, eksempelvis hvor den OECD modelberegne koncentration i søen er væsentligt højere end den målte.

På baggrund af de nævnte modeller beregnes søernes målbelastning i kg P/år. Herefter beregnes indsatsbehovet ved at trække målbelastningen fra den beregnede baselinebelastning.

Fastlæggelse af indsatsprogram

I indsatsprogrammet udpeges en række søer til sørestaurering. Udpegningen 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.

5.4 Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for kystvande

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 2021 (baseline 2021).

Målbelastning og indsatsbehovet opgøres med bistand fra Aarhus Universitet (DCE) og DHI, ved hjælp af Naturstyrelsens nyudviklede modelværktøjer udviklet af Aarhus Universitet (DCE) og DHI, under inddragelse af den nyeste forskningsviden. Se baggrundsnotater herom: ”Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder – Del 1, Metode til bestemmelse af Målbelastning”, (del 2 og 3 forventes offentliggjort primo 2015).

Fiskeriets påvirkning af kystvandenes miljøtilstand belyses ved projekter udført hos DTU AQUA og DCE. Se baggrundsrapporter herom: ”Dansk erhvervsfiskeris påvirkning med bundsløbende redskaber af bundfauna og ålegræs, del 1” (del 2 og 3 forventes offentliggjort primo 2015) og ”Notat om betydningen af fiskeri for zooplankton og fytoplankton samt en vurdering af det relative græsningstryk på fytoplankton fra zooplankton og bunddyr”.

Der foretages vurderinger af øvrige presfaktorer i forhold til kystvandenes miljøtilstand, herunder betydningen af råstofindvinding, klappning, og slusedrift.

Fastsættelse af indsatsprogram

I indsatsprogrammet for kystvande i Vandområdeplaner 2015-2021 indgår følgende indsatser med en forudsat reduktion af tilførslen af kvælstof til kystvande:

- Kvælstofvådområder
- Udtagning af lavbundsjørde

Vådområdeindsatsen fordeles forholdsmæssigt i forhold til omkostningseffektivitet, så vådområder er placeret der, hvor det er dyrere at anvende andre virkemidler. Fordelingen foretages forholdsmæssigt med en fordelingsnøgle opgjort som det enkelte hovedvandoplands andel af de samlede omkostninger, såfremt det samlede bruttoindsatsbehov skulle gennemføres med de øvrige landbrugsrelaterede virkemidler såsom udtagning, efterafgrøder og mellemafgrøder, men uden brug af vådområder. De faglige grundlag herfor er udarbejdet af IF-RO ”Analyse af omkostningerne ved scenarier for en yderligere reduktion af N-tabet fra landbruget i relation til Vandplan 2.0”, KU., november 2014.” som kan se på Naturstyrelsens hjemmeside.

Vådområderne fordeles med forudsætninger om, at de hidtidigt etablerede vådområder gennemsnitligt har vist sig at have en effekt på 130 kg N/ha, og at udgifter til tilskud til etablering mv. udgør ca. 125.000 kr./ha. Endvidere sikres at Aarhus Universitets (DCE) vurderinger af nettopotentialet for etablering af vådområder i intet tilfælde udnyttes mere end 50 pct. Idet den konkrete udmøntning af indsatsen ikke kan forudsiges præcist, kan der dog i løbet af planperioden i et vist omfang være mulighed for at omfordele indsats imellem hovedvandoplande med indsatsbehov i lyset af de indhentede erfaringer mht. kvælstofeffekt, lodsejerinteresse mv.

I indsatsprogrammet indskrives andre tiltage med væsentlig betydning for N-belastningen. Det drejer sig om: Forbud mod gødskning af § 3 områder, tilskud til opkøb af retten til opstemning af vandløb i forbindelse med frivillige aftaler om ophøj af dambrugsdrift og spildevandsindsatsen.

Effekten af udtagning af lavbundsjørde og forventet forbud mod gødskning af § 3-arealer fordeles ikke på vandområdedistrikterne, men opgøres alene som et nationalt tal. Indsatserne fremgår derfor heller ikke af bekendtgørelse om indsatsprogram.

Den til kystvandsindsatsen tilhørende økonomi oplyses i vandområdeplanen. For kvælstofvådområder fastlægges omkostningerne på baggrund af Naturstyrelsens hidtidige erfaringer med etablering af vådområder samt den opnåelige effekt pr. ha. svarende til opgørelser i Virkemiddelkataloget (Aarhus Universitet, december 2014).

5.5 Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for grundvand

Indsatsbehov

Indsatsbehovet for grundvandsforekomster i ringe kvantitativ tilstand 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.

Et kvantitativt indsatsbehov kan afhjælpes 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 tre virkemidler, der kan tages i anvendelse til afhjælpning af påvirkning af vandløb som følge af indvinding af vand: Flytning af kildepladser, udpumpning af grundvand til overfladevandforekomster eller virkemidler afhængig af lokale forhold, fx udledning af rensede spildevand til vandløb eller udledning af opmagasineret vand.

Indsatsbehovet for grundvandsforekomster i ringe kemisk tilstand opgøres i forhold til generel kvalitetsvurdering af grundvandet, grundvandets påvirkning af overfladevand og terrestrisk natur, indtrængning af salt vand eller andet samt kemiske trends.

Fastlæggelse af indsatsprogram

Det beskrives i vandområdeplanerne, at der indføres et nyt regelgrundlag vedr. administration af bl.a. vandindvindingstilladelser. Kommunerne skal således i forbindelse med deres administration af bl.a. vandindvindingstilladelser påse, at en tilladelse til vandindvinding ikke indebærer, at fastlagte miljømål ikke kan nås.

Med hensyn til grundvandets kemiske tilstand oplyses det i vandområdeplanerne, at den grundlæggende beskyttelse af grundvandet som udgangspunkt varetages af den generelle miljøregulering i form af sprøjtemiddelstrategi, nationale godkendelsesordninger for anvendelse af pesticider, generelt fastlagt harmonikrav for spredning af husdyrgødning mv. Hertil kommer den konkrete regulering i form af tilladelses- og godkendelsesordninger for en række aktiviteter (udspredning af slam) og placering og drift af anlæg (spildevandsanlæg, kap. 5-virksomheder, husdyrbrug mv.). Det vurderes bl.a. på baggrund af dette, at den eksisterende generelle regulering til beskyttelse af grundvandet er tilstrækkelig til at sikre, at indsatsbehovet på længere sigt opfyldes.

Der fastlægges ikke yderligere indsatser.

5.6 Fastlæggelse af indsatsprogram for Punktkilder

Indsatsbehov

Indsatsbehovet udgøres af de vandløb, der vurderes at være spildevandspåvirkede, jf. afsnit 5.2 (Opgørelse af indsatsbehov og fastlæggelse af indsatsprogram for vandløb)

Fastlæggelse af indsatsprogram

I vandplanerne for første planperiode (2009-2015) omfatter indsatsprogrammerne indsatser overfor ukloakerede ejendomme i spredt bebyggelse, regnbetingede udløb og konkrete renseanlæg. I forbindelse med fastsættelse af spildevandsindsatser i vandområdeplanerne 2015-2021 tages der udgangspunkt i de indsatser overfor ukloakerede ejendomme, regnbetingede udløb og renseanlæg, som i vandplanerne 2009-2015 er angivet indsats overfor i planperioden 2015-2021. Disse indsatser videreføres i vandområdeplanerne 2015-2021 med følgende undtagelser:

- Spildevandsindsatser til vandløb, hvor der med basisanalysen 2015-2021, er konstateret målopfyldelse, udtages.
- Indsatser alene til blødbundsvandløb udtages.

Blødbundsvandløbene udtages på baggrund af, at DCE har revurderet sin vurdering af anvendeligheden af DVFI for blødbundsvandløb. DCE vurderer, at blødbundsvandløbenes tilstand kan vurderes med udgangspunkt i DVFI. Som en konsekvens heraf er miljømålet i vandområdeplanerne 2015-2021 for økologisk tilstand for blødbundsvandløb generelt ”god økologisk tilstand”, men kvalitetselementet faunatilstand er bortfaldet. Hermed er grundlaget for at opretholde en spildevandsindsats bortfaldet.

I forbindelse med udarbejdelse af basisanalysen 2015-2021 blev der identificeret ca. 100 km vandløb, hvor der bl.a. pga. spildevandstilførsel er risiko for manglende målopfyldelse i 2021. De ca. 100 km vandløb er afgrænset efter følgende fremgangsmåde:

1. På trods af allerede gennemførte eller vedtagne tiltag er der risiko for, at vandløbene ikke opnår målopfyldelse i 2021.
2. Vandløbene har et fysisk indeks på mindst 0,5 og dermed gode fysiske forhold.
3. Vandløbet forventes ikke at kunne nå målopfyldelse i 2021 i forhold til faunatilstanden (DVFI).
4. Vandløbet er ikke væsentligt påvirket af okker.
5. I oplandet til vandløbene er der punktkilder med udledning af spildevand, der kan være årsag til den manglende målopfyldelse.

På den baggrund skal der udpeges yderligere spildevandsindsatser, der skal gennemføres i planperioden 2015-2021.

Som udgangspunkt angives indsats overfor én punktkildetype (renseanlæg, regnbetingede udløb eller spredt bebyggelse) med mindre, at spildevandsbelastningen på vandområdet er så stor, at udpegnings af flere typer punktkilder, er nødvendig for at opnå målopfyldelse.

Spildevandsindsatserne i vandområdeplanerne 2015-2021 fastsættes ud fra følgende retningslinjer i prioriteret rækkefølge:

1. Indsats overfor punktkildetyperne regnbetingede udløb og renseanlæg prioriteres først. Hvis der ikke er påvirkninger fra regnbetingede udløb eller renseanlæg, kan indsats overfor den spredte bebyggelse prioriteres.
2. Fuldt udbyggede renseanlæg (MBNDK + efterpolering) udpeges ikke til indsats.

3. Hvis der er 5 eller færre huse i den spredte bebyggelse med udledning til en vandløbsstrækning, der ikke lever op til målsætningen, kan punktkildetypen spredt bebyggelse som udgangspunkt ikke udpeges.
4. Den punktkildetype, der belaster vandløbet med den største mængde organisk stof, udpeges.
5. Hvis der udpeges en indsats på renseanlæg og/eller regnbetingede udløb fra fælleskloakker, skal spredt bebyggelse ikke udpeges, før den opnåede effekt af indsats overfor renseanlæg og / eller regnbetingede udløb i vandløbet er observeret.

I retningslinjernes bilag 3 uddybes beregninger af belastningen fra punktkilder (status og baseline). Det uddybes desuden, hvordan vandområdeplanens indsats overfor punktkilder skal fastlægges.

5.7 Fastlæggelse af indsatsprogram for MFS

Indsatsbehov

På baggrund af et relativt spinkelt vurderingsgrundlag blev der i vurderingen af den kemiske og økologiske tilstand for miljøfarlige forurenende stoffer i Vandplan 2009-2015 anvendt en inddeling af vandområder i såkaldte indsatskategorier. Da videngrundlaget, bl.a. gennem fastsættelse af yderligere miljøkvalitetskrav og flere overvågningsdata, siden er blevet styrket, er denne inddeling ikke videreført i vandområdeplan 2015-2021. Heraf følger, at den direkte udvikling af vandområdernes kemiske og økologiske tilstand for miljøfarlige forurenende stoffer således ikke umiddelbart kan sammenlignes.

Indsatsbehovet i vandområdeplanen angives at være samtlige de vandområder, hvor de målte stofkoncentrationer 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 kan opfyldes

Fastlæggelse af indsatsprogram

I indsatsprogrammet angives, at indsatsen i perioden 2015-2021 skal bestå i, at de berørte myndigheder skal igangsætte en kildeopsporingsindsats i oplande til vandområder, der er i ikke-god tilstand, eller vandområder, der kan være årsag til, at andre vandområder er i ikke-god tilstand. Myndigheden skal efterfølgende, som led i administration af miljøbeskyttelsesloven med tilhørende bekendtgørelser, træffe passende foranstaltninger til at standse tilførslen af de stoffer, der hindrer, at miljømålet om god tilstand kan opfyldes, f.eks. ved at revidere udledningstilladelser eller meddele påbud, så gældende miljøkvalitetskrav kan overholdes.

Vandforekomster, der i dag har ukendt tilstand, er ikke omfattet af den kildeopsporingsindsats, der er beskrevet i vandområdeplanerne.

6. Indholdet af vandområdeplaner

Regler vedr. indholdet af vandområdeplaner findes i:

- Lov om vandplanlægning § 26, stk. 2. (VRD art. 13, stk. 4 samt bilag VII)
- BEK 1401 af 15/12/2014 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 tendenser 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.

6.2 Indholdet af vandområdeplanerne

Alle vandområdeplaner er bygget op over samme model. Som eksempel vises indholdsfortegnelsen for Vandområdedistrikt Jylland Fyn.

INDLEDNING

1. BESKRIVELSE AF VANDOMRÅDEDISTRIKT JYLLAND OG FYN
2. PÅVIRKNING
 - 2.1. BAGGRUND
 - 2.2. STOPPÅVIRKNING AF VANDKVALITETEN
 - 2.2.1. Punktkilder
 - 2.2.2. Den diffuse belastning samt belastning fra landbrug
 - 2.2.3. Den luftbårne stofpåvirkning
 - 2.2.4. Andre stofpåvirkninger
 - 2.2.5. Samlede stofbelastninger fra land
 - 2.3. FYSISKE PÅVIRKNINGER (HYDROMORFOLOGISKE PÅVIRKNINGER)
 - 2.4. ANDRE PÅVIRKNINGER
3. OVERVÅGNING
4. TILSTANDSVURDERING
 - 4.1. BAGGRUND
 - 4.2. VANDLØB
 - 4.3. SØER

- 4.4. KYSTVANDE
- 4.5. GRUNDEVAND
- 4.6. MILJØFARLIGE FORURENENDE STOFFER
5. MILJØMÅL
 - 5.1. GENERELT
 - 5.2. KONKRETE MILJØMÅL FOR VANDLØB
 - 5.3. KONKRETE MILJØMÅL FOR SØER
 - 5.4. KONKRETE MILJØMÅL FOR KYSTVANDE
 - 5.5. KONKRETE MILJØMÅL FOR GRUNDEVAND
6. SAMMENFATNING AF INDSATSPROGRAM
 - 6.1. SUPPLERENDE INDSATSER
 - 6.1.1. Vandløb
 - 6.1.2. Søer
 - 6.1.3. Kystvande
 - 6.1.4. Grundvand
 - 6.1.5. Akvakultur
 - 6.1.6. Miljøfarlige forurenende stoffer
7. KLIMAFORANDRINGER OG VANDOMRÅDER
8. OFFENTLIGHEDENS INDDRAGELSE

BILAG

- BILAG 1. KYSTVANDENES BELASTNINGER OG INDSATSBEHOV
- BILAG 2. SØERNES BELASTNING OG INDSATSBEHOV FOR SØER
- BILAG 3. SAMMENFATNING AF BASISANALYSEN
- BILAG 4. GRUNDLÆGGENDE FORANSTALTNINGER SOM FØLGE AF FÆLLESSKABSLOVGIVNING
- BILAG 5. GENERELLE SUPPLERENDE FORANSTALTNINGER
- BILAG 6. PRINCIPPET OM DÆKNING AF OMKOSTNINGER VED TJENESTEYDELSER VEDR. VAND
- BILAG 7. SAMMENFATNING AF FORANSTALTNINGER TIL KONTROL MED INDVINDING OG OPMAGASINERING AF VAND
- BILAG 8. IDENTIFIKATION AF TILFÆLDE, HVOR DER ER GIVET TILLADELSE TIL DIREKTE UDLEDNING TIL GRUNDEVANDET
- BILAG 9. FORANSTALTNINGER, DER ER TRUFFET FOR AT FOREBYGGE ELLER REDUCERE VIRKNINGERNE AF FORURENINGSUHELD
- BILAG 10. ØVRIGE FORANSTALTNINGER MOD STIGENDE FORURENING AF MARINE VANDE
- BILAG 11. ANDRE AKTIVITETER, DER PÅVIRKER VANDETS TILSTAND
- BILAG 12. BESKYTTEDE OMRÅDER
- BILAG 13. OVERSIGT OVER TEMALAG TILGÆNGELIG I MILJØGIS
- BILAG 14. FORTEGNELSE OVER KOMPETENTE MYNDIGHEDER I VANDOMRÅDEDISTRIKTET

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 udledning fra punktkilder i indsatsprogrammet for Vandområdeplaner - Status (2005) og for Baseline (2015)

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 kystvandsområder**
 - 4.1. Indregning af baseline
5. **Referencer**

1 Baggrund og formål

I vandplanerne opgøres en belastning til søer, fjorde og kyst-vande med fosfor (P) og kvælstof (N). På baggrund heraf beskrives indsatsbehov.

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

Der foretages følgende belastningsopgørelser:

- Statusbelastning opgjort som vandføringsnormaliseret belastning for perioden 2008-2012 (den belastning, der ville forventes, såfremt vandføringen havde været lig med gennemsnitsvandføringen for perioden 1990-2012).
- Fremskrevet belastning til 2021 (baseline), hvor effekt af allerede vedtagne tiltag indregnes

Belastningsopgørelserne foretages for N, P og vandmængde.

2 Datagrundlag

- Opgørelserne foretages for oplande til søer og kystområder 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, som der sker i søer.

- Vandafstrømning fra umålte oplande beregnes ud fra det datagrundlag, der er modtaget fra DCE i forbindelse med projektet om implementering af modeller til brug for vandforvaltningen.
- N og P 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: Fastsættelse af baseline 2021.
- Øvrige baselineeffekter, herunder punktkildeindsats, P-vådområder, P effekt af randzoner mv. i henhold til den indsats, der er indregnet i VP1 indregnes i baselinebelastningen.

2.1 Oplandskort

Oplandskortet indgår som grundlag for belastningsopgørelserne. Som udgangspunkt anvendes det ID15 deloplandskort, som DCE har udviklet, og som anvendes i relation til oplandsmodelprojektet. I de tilfælde, hvor der indgår yderligere oplande/stationer i overvågningen, f.eks. søtilløb, tilføjes deloplande i forhold til det grundlæggende ID15 kort.

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 kystlinien angives det kyststafsnit, 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 statusbelastning anvendes punktkildeoplysninger fra 2012. For regnbetingede udløb er opgørelsen dog baseret på data fra 2013.

For hver punktkilde er beskrevet udløbsmængde af N og P (og vand for renseanlæg, rbu'er og industri). De enkelte punktkilder er koordinatsat således, at udledningen kan knyttes til de specifikke deloplande.

Der er tilsvarende udarbejdet et datasæt med punktkildeudledning svarende til baseline til anvendelse ved opgørelse af belastning ved baseline

2.3 Stoftransportdata

Der medtages vandføringer fra 1990-2012 og stoftransport fra 2001-2012 som grundlag for beregningerne. Data udtrækkes fra ODA.

3 Dataforberedelse, huludfyldning og kalibrering og vandføringsnormalisering

Kvælstof- og fosforbelastning opgøres ud fra et vandføringsnormaliseret gennemsnit af belastningen for årene 2008-2012. For vand inddrages målte årlige vandføringer fra 1990 til 2012 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 2001-2012 som grundlag for kalibrering og huludfyldning af dataserier. Huludfyldning sker ud fra sammenhæng mellem beregnede årlige transporter baseret på DCE's modeller for den diffuse afstrømning, punktkildebelastning, modelberegne søretentioner og de målte årlige stoftransporter for de år, hvor de foreligger. I beregningen foretages en kalibrering i forhold til målt stoftransport. Ved kalibreringen indgår åbent land bidraget beregnet ud fra DCE's model, udledning fra punktkilder,

og modelberegnet retention fra søer (se efterfølgende). Kalibreringen foretages med samme faktor på alle kilder samt på retentionen.

Hvor der ligger flere stoftransportstationer på en vandløbsstreng, afstemmes sekventielt fra den længst opstrøms station og ned mod udløbet.

For at eliminere effekten af år-til-år variationer i vandafstrømningen, foretages en vandføringsnormalisering af stoftransporten. Vandføringsnormaliseringen indebærer, at kvælstof- og fosfortransporten i den betragtede periode (2008-2012) korrigeres til værdier svarende til den gennemsnitlige vandafstrømning for perioden 1990-2012.

4 Beregning af kvælstof- og fosforbelastning til søer og kystvandsområder

Beregning af belastning ved status baseres på målinger i oplandet i det omfang, hvor der findes data. Hvor der foreligger data for stoftransport (evt. fremkommet ved huludfyldning/ekstrapolation), beregnes en vandføringskorrigeret belastning for alle årene i perioden 2001-2012. Den gennemsnitlige vandføringskorrigerede belastning for 2008-2012 beskriver den statusbelastning, som danner grundlag for beregning af belastning ved baseline.

I oplande med søer indregnes den omsætning, der forekommer i søerne, ved opgørelsen af belastningen til nedenfor liggende vandområder.

Det beregnede bidrag fra åbent land vil afhænge af den beregnede søretention. I oplande med søer vurderes størrelsen af åbent land bidraget, og der foretages en faglig vurdering af, om der skal ske en korrektion af den modelberegnete søretentionen med henblik på at ændre det beregnede bidrag fra åbent land

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 N og P /1/, /2/.

4.1 Indregning af baseline

Ved beregning af belastningen ved baseline indregnes effekt af allerede vedtagne tiltag og udvikling i landbruget. I rapporten fra Århus Universitet: Fastsættelse af baseline 2021 /3/ er angivet effekter af arealrelaterede tiltag mv. i forhold til kvælstof. Effekterne er for kvælstof beskrevet til rodzoneudvaskningen på hovedvandoplandsniveau (for vådområder dog til vandløbskant). For fosfor er angivet en samlet effekt på landsplan beregnet i forhold til vandløbskant.

Baselineeffekter på hovedvandoplandsniveau fordeles på landbrugsarealet inden for det konkrete hovedvandopland. For rodzoneeffekterne indregnes efterfølgende retention mellem rodzone og hav ifølge det foreliggende retentionskort /4/, /5/.

For fosfor fordeles den samlede effekt på landsplan på landbrugsarealet, og efterfølgende beregnes effekt til søer og til hav.

Ved beregning af belastning ved baseline indregnes desuden effekt af den indsats, der forudsættes gennemført ifølge VP1, herunder spildevandsrensning idet åbne land og anden indsats i forhold til punktkilder, etablering af vådområder, etablering af P-ådale.

I oplande, hvor der antages at være en forsinkelse i kvælstoftransporten i vandløb i forhold til udvaskningen, indregnes en effekt af dette i baseline. Det er i vurderet, at der forekommer effekt af forsinkelse i oplandene til dele af Limfjorden og til Mariager Fjord. Den fremskrevne diffuse belastning ved baseline beregnes under forudsætning af, at effekten af forsinkelse er slået fuldt

igennem i vandløbene, og at baselinebelastningen således er mindre end den ville være, hvis der ikke var taget højde for dette.

For søer, hvor der i dag antages at ske en fosforaflastning (øget udledning af fosfor) som følge af tidligere tiders forureningspåvirkning, fratrækkes denne fosforaflastning ved opgørelse af baselinebelastning. Dette har indflydelse på den baselinebelastning, der beregnes til nedstrøms søer eller kystområder.

Ved fosforaflastning vil den nuværende retention i en sø være mindre end hvad den forventes at være, når søen ikke aflaster/er i ligevægt. I en ligevægtssituation antages retentionen i søen at svare til den modelberegne retention. Forskellen mellem, hvad der beregnes ud af søen ved ligevægt og hvad der måles i nuværende situation (status), antages at svare til aflastning.

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. 43: Fastsættelse af baseline 2012.

/4/ Faglig rapport fra DMU nr. 607 2007: Kvælstofreduktion fra rodzonen til kyst for Danmark.

/5/ Fagligt notat, 23. okt. 2008 fra DMU: Opdatering af nitratklassifikationen i Danmark til 2. generation.

Bilag 2. Retningslinjer for tilstandsvurdering i kystvande

Indhold:

1. Indledning
2. Klassifikationsgrænser og kriterieværdier for miljømål
3. Tilstandsvurdering
 - 3.1. Ålegræs
 - 3.2. Fytoplankton (klorofyl a)
 - 3.3. Bundfauna, DKI
 - 3.4. Støtteparametre

1 Indledning

Der redegøres for, hvordan tilstandsvurdering og klassifikation for de marine kvalitetselementer i kystvandene foretages i Vandområdeplan 2015-2021. Disse omfatter indikatorerne ålegræs dybdegrænse, klorofyl a og bundfaunaindex, DKI. Tillige redegøres for en eventuel inddragelse af fysisk-kemiske støtteparametre subsidiært tilstanden for biologiske kvalitetselementer i naboområder.

2 Klassifikationsgrænser og kriterieværdier for målopfyldelse

I anden vandområdeplanperiode er referenceforholdene fastlagt for de biologiske indikatorer/kvalitetselementer, ålegræs, klorofyl og DKI, jf. Retningslinjerne, afsnit 1.2 (Fastlæggelse af referenceforhold), og værdier for referenceforhold, klassifikationsgrænser, herunder kriterieværdier for målopfyldelse, er fastsat for alle kystvandstyper³.

3 Tilstandsvurdering

En forudsætning for at en tilstandsvurdering for et biologisk kvalitetselement kan foretages, er at der foreligger både tilstandsdata og klassifikationsgrænser, herunder kriterieværdier for målopfyldelse (afsnit 3.1-3.3 nedenfor).

Hvis der ikke foreligger et datagrundlag for beregning af tilstanden for de biologiske indikatorer/kvalitetselementer, vil tilstandsvurderingen i visse tilfælde (se afsnit 3.4 nedenfor) omfatte brug af fysisk-kemiske støtteparametre, subsidiært brug af tilstanden for biologiske kvalitetselementer i naboområder.

3.1 Ålegræs

Den aktuelle tilstand for kystvande skal vurderes med udgangspunkt i dybdegrænsen for hovedudbredelsen af ålegræs på de transekter, der findes i et givent kystvandområde. Tilstanden i et kystvandområde beregnes på baggrund af dybdegrænser, der repræsenterer alle de menneskeskabte påvirkninger, området har været eller er udsat for.

³ Miljøministeriet (2014). Vurdering af overvågningsresultater og klassifikation af vandforekomsters tilstand', Bilag 3 til Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder.

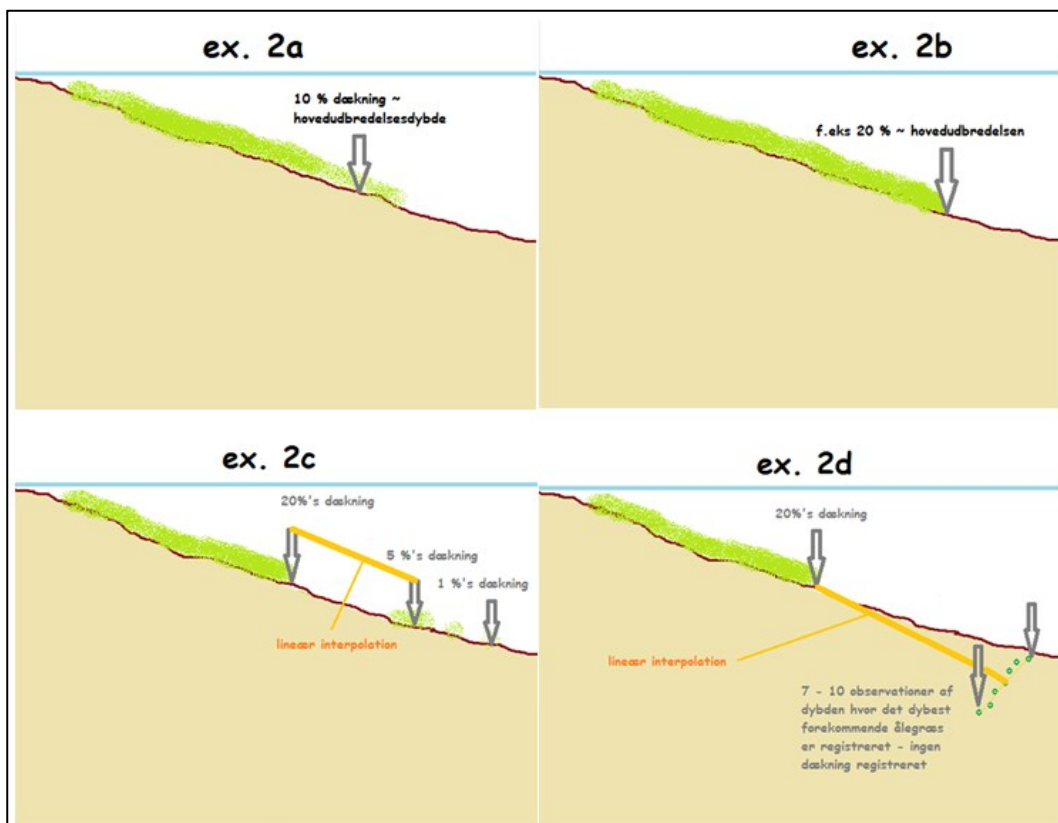
A. Datagrundlag

I det følgende gennemgås de kriterier, der skal anvendes til generering af et datagrundlag for beregning af tilstanden.

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

Transekter hvor dybdeudbredelsen er begrænset af sejlrender, substratforhold (f.eks. stenet bund) eller andre fysiske, naturgivne forhold (f.eks. område påvirket af sandvandring) udelades af beregningerne.

2 - Fastlæggelse af hovedudbredelsen for det enkelte transekt



FIGUR - FASTLÆGGELSE AF HOVEDUBBREDELSEN FOR DET ENKELTE TRANSEKT

- Hovedudbredelsen på det enkelte transekt defineres som den største dybde med mindst 10 % dækningsgrad.
- Hvis der ved den dybeste ålegræsobservation forekommer >10 % dækning anvendes dybden på denne sidste observation som hovedudbredelsen forudsat at den maksimale vanddybde ikke er nået.
- Hvis der ikke registreres eksakt 10 % dækning som dybeste observation, men observeres en dækning >10 % og herefter en dybere observation <10 %, anvendes lineær interpolation til at fastlægge dybden for 10% dækning. Der interpoleres mellem den dybeste observation med dækning >10 % og den dybere observation med størst dækning <10 %.
- Når der udover den dybeste observation af ålegræs >10 %, dybere kun forekommer en række observationer (7-10) af ålegræs som spredte enkeltstående planter/strå (uden der er angivet en % dækning), beregnes først en middelværdi af disse 7-10 dybdeobservationer, og dækningsgraden her sættes til 0,1%. Herefter udføres en interpolation mellem denne

middelværdi og den dybeste observation af ålegræs >10 % til fastlæggelse af dybden for 10 % dækning, jf. punkt c).

3 - Anvendelse af transekter hvor der ikke forekommer ålegræs dækningsgrader >10% (o-transekter).

Forekommer der ikke dækningsgrader af ålegræs større end 10 % noget sted på et transekt, anses transektet for at være et såkaldt o-transekt, og der kan ikke defineres nogen hovedudbredelse for det pågældende transekt. Alle o-transekter indgår dog i beregningen af tilstanden for vandområdet med den mindste dybde, hvor ålegræs forekommer i kystvandområdet (typisk 0,5 meter for mange fjordområder). Ved at inddrage o-transekter i beregning af tilstanden sikres det, at alle menneskeskabte påvirkninger indgår i tilstandsvurderingen og at denne er repræsentativ for hele kystvandområdet.

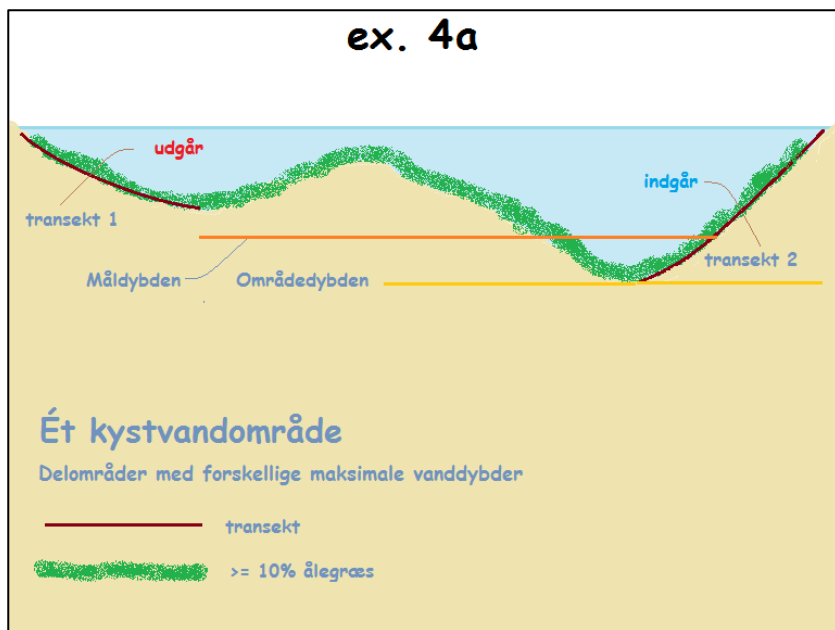
4 - Bestemmelse af tilstanden ud fra det samlede antal transekter i et kystvandsområde.

For et kystvandsområde har følgende forhold for det enkelte transekt betydning for, om transektet indgår i vurderingen af tilstanden for kystvandsområdet og dermed for bestemmelsen af den samlede tilstand.

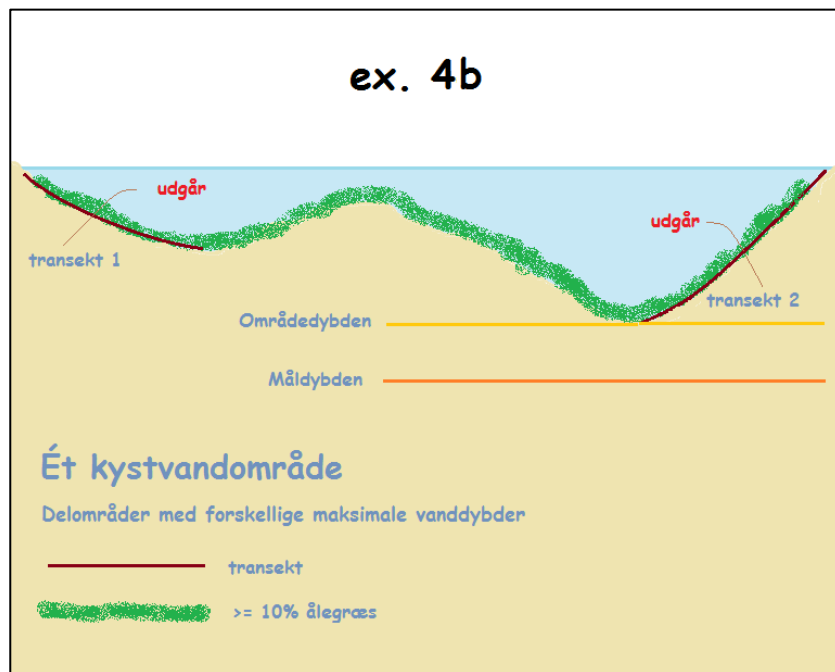
- Det enkelte transekts slutdybde i forhold til miljømålsdybden og områdedybden (defineret som den største dybde i kystvandsområdet).
- Hvor dybt findes der $\geq 10\%$ ålegræs dækning langs transektet i forhold til transekts slutdybde

Det er hensigtsmæssigt at inddele de forskellige mulige kombinationer af 'transektype', områdedybde og miljømålsdybde i nedenstående fire punkter (4a-d), og til dette formål indgår der i de følgende illustrationer fire 'transektyper' (transekt 1-4).

- a) Alle transekter i kystvandsområdet har $\geq 10\%$ dækning ved bunden og områdedybden ligger dybere end miljømålsdybden. Transekt 1 og lignende transekter, hvor den største dybde i delområdet er lavere end miljømålsdybden, udgår af tilstandsbestemmelsen, idet man ikke kan afgøre hvor dybt ålegræsset ville kunne have vokset. Derimod indgår transekter, når den største dybde på transektet er lig med miljømålsdybden eller ligger dybere, f.eks. transekt 2. I kystvandsområder af denne type er der målopfyldelse.

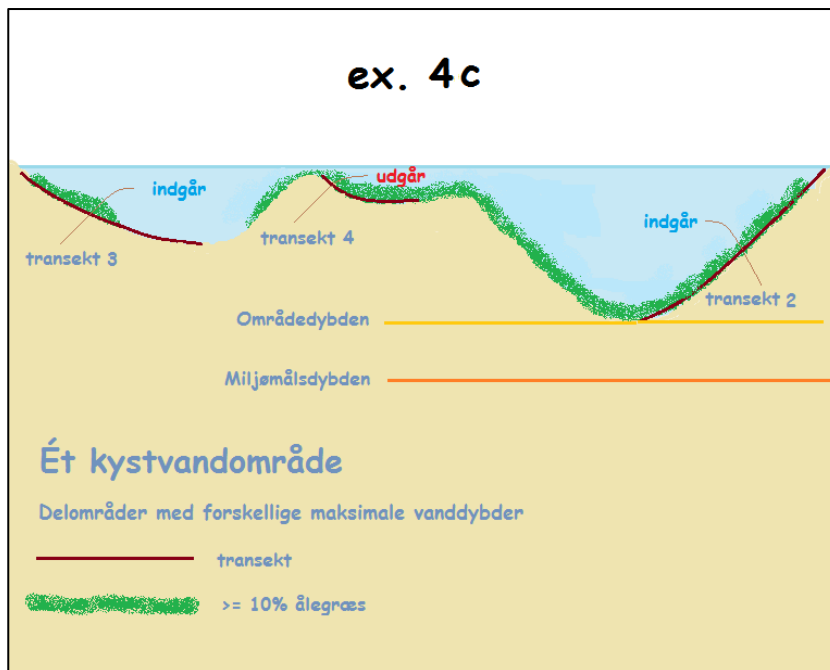


- b) Alle transekter i kystvandsområdet har $\geq 10\%$ dækning ved bunden og områdedybden ligger lavere end miljømålsdybden. Transekt 1, 2 og lignende transekter, hvor den største dybde i delområdet ligger lavere end miljømålsdybden udgår af tilstandsbestemmelsen for kystvandsområdet. Tilstanden for ålegræs kan på det foreliggende grundlag ikke bestemmes, og tilstanden for ålegræs i et sådant kystvandsområde i relation til målopfyldelse er ukendt.



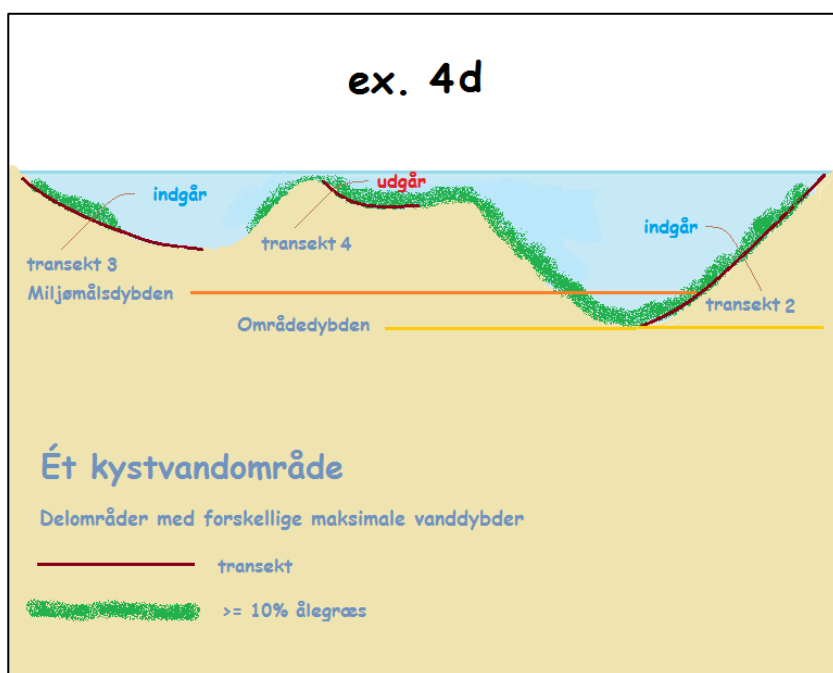
- c) For kystvandsområder, hvor miljømålsdybden er dybere end områdedybden kan følgende transekttyper indgå i tilstandsbestemmelsen: 0-transekter, transekt 3 og tilsvarende transekter hvor ålegræsset ikke vokser ud til den største dybde i delområdet, og hvor det dermed er muligt at fastlægge en dybdeudbredelse, transekt 2 hvor dybdeudbredelsen for ålegræs er sammenfaldende med områdedybden. Øvrige transekter af samme type som transekt 4, hvor der er ålegræs til største delybde og det derfor ikke er muligt at bestemme hvad dybdeudbredelsen ville kunne have været, udgår.

Selvom det i princippet heller ikke er muligt at fastslå, om dybdeudbredelsen på transekt 2 ville have været dybere, hvis områdedybden var større, indgår transekt 2 alligevel i den samlede tilstandsbestemmelse for ikke at miste den information, der ligger heri. Den samlede tilstandsbestemmelse for det pågældende kystvandsområde bliver dermed en minimum værdi for ålegræssets dybdeudbredelse. I kystvandsområder af denne type kan målopfyldelse aldrig afgøres på baggrund af ålegræs.



- d) For kystvandsområder, hvor miljømålsdybden er lavere end områdedybden kan følgende transekt typer indgå i tilstandsbestemmelsen: 0-transekter, transekt 3 og tilsvarende transekter, hvor ålegræsset ikke vokser ud til den største dybde i delområdet og hvor det dermed er muligt at fastlægge en dybdeudbredelse, transekt 2 hvor dybdeudbredelsen for ålegræs er sammenfaldende med eller større end miljømålsdybden. Øvrige transekter af samme type som transekt 4, hvor det ikke er muligt at bestemme dybdeudbredelsen, udgår.

Selvom det i princippet heller ikke er muligt at fastslå, om dybdeudbredelsen på transekt 2 ville have været dybere, hvis områdedybden var større, indgår transekt 2 alligevel i den samlede tilstandsbestemmelse for ikke at miste den information, der ligger heri. Den samlede tilstandsbestemmelse for det pågældende kystvandsområde bliver dermed en minimumsværdi for ålegræssets dybdeudbredelse.



Ovenstående punkt 1-4, der viser sammensætninger af transekt typer, omfatter eksempler på alle teoretiske kombinationer af transekter i et kystvandsområde. I langt de fleste kystvandsområder består alle transekterne dog af typen 'transekt 3' (se punkt c og d), hvor ålegræsset ikke vokser ud til den største dybde i et delområde, og hvor dybdeudbredelsen og tilstanden for det pågældende kystvandsområde dermed umiddelbart kan bestemmes.

B. Beregning af tilstand

For kystvande, hvor der foreligger mere end ét års ålegræsdata beregnes først middelværdien for hvert år af de beregnede (jf. punkt 1-4 ovenfor) dybdegrænser på transekterne. Et meget stort kystvandområde, der dækker Limfjordens hovedløb fra Thyborøn til Hals indeholder flere bredninger af forskellig størrelse. Som følge heraf er der foretaget en arealvægtning af tilstanden for de enkelte bredninger, som herefter indgår i det samlede gennemsnit for hele kystvandområdet. På den måde sikres, at arealmæssigt små bredninger ikke overrepræsenteres i den samlede tilstand for dette store kystvandområde.

Tilstanden beregnes som gennemsnit af årsmidler for perioden 2011-13, hvis der foreligger mindst 1 års data indenfor denne periode, ellers beregnes tilstanden tilsvarende ved brug af data fra 2008-10. Resultatet af tilstandsvurderingen for ålegræs foreligger som en tilstandsklasse. Hvis

tilstandsværdien er større end eller lig med kriterieværdien for 'God' økologisk tilstand er der målopfyldelse.

3.2 Fytoplankton (klorofyl a)

Der foretages en tilstandsvurdering for klorofyl for de vandområder, hvor der som minimum både foreligger en kriterieværdi for God-/Moderat-grænsen samt et tilstrækkeligt datagrundlag til at kunne beregne en nuværende tilstand (defineret som 2007-13).

For åbentvandstyperne i nordøstatlantiske havområder (Nordsøen, Skagerrak og Vadehavet – typerne OW4a og b, OW5) vurderes tilstanden ud fra 90%-percentilen af klorofyl a-koncentrationer (marts-september)^{4,5} for perioden 2007-13, hvis der foreligger mindst ét års data. 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, lignende vandområde, der vurderes at kunne bruges på lige fod, puljes disse førend dette krav til datagrundlag vurderes. Tilstanden udtrykkes ved 90%-percentilen af de puljede data fra 2007-13.

For de øvrige kystvande udtrykkes tilstanden ved et aritmetisk gennemsnit (maj-september) af klorofyl a-koncentrationer ^{4,5} i perioden 2007-13⁶, hvis der foreligger mindst ét års data. Der beregnes for hvert af årene 2007-13 et gennemsnit forudsat der det enkelte år foreligger mindst 8 målinger i beregningsperioden maj-september⁶.

Foreligger der tilstandsdata fra flere stationer for et område, eller fra stationer i et tilstødende lignende vandområde, der vurderes at kunne bruges på lige fod, puljes disse først for hvert enkelt år, førend dette krav til datagrundlag vurderes. Endelig beregnes et gennemsnit af de årlige gennemsnit, der udtrykker tilstanden.

Resultatet af tilstandsvurderingen for klorofyl foreligger som en tilstandsklasse. Hvis tilstandsværdien er mindre end eller lig med kriterieværdien for 'God' økologisk tilstand er der målopfyldelse.

3.3 Bundfauna, DKI

Tilstanden for den marine blødbundsfauna fastlægges efter DKI2 (Dansk Kvalitets Indeks, version 2), som afspejler den økologiske tilstand for blødbundsfaunaen. Indekset indeholder forskellige komponenter, hvoraf de vigtigste er samfundets artsdiversitet og arternes følsomhed overfor iltforhold, eutrofiering og saltholdighed⁷. DKI2 kan antage værdier mellem 0 og 1 i hele salinitetsintervallet 8-33 psu, og er derfor at betragte som en sand EQR.

I vandområdeplan 2015-2021 foretages en tilstandsvurdering for de kystvande, hvor der i øvrigt foreligger et tilstrækkeligt datagrundlag.

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 tilstand⁷. Hvis det vurderes at det foreliggende

⁴ EU Commission decision 2008/915/EC

⁵ EU Commission decision 2013/480/EU

⁶ For et mindre antal lavsaline små nor, der overvåges på anden vis end øvrige kystvande, er frekvensen i maj-september 6-7, og for enkelte andre små nor foreligger der kun tilstandsdata for 2014. I begge tilfælde anvendes disse data i tilstandsvurderingen.

⁷ 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>

datagrundlag for et kystvand ikke er repræsentativt hvad angår iltvindsforhold i området indgår data ikke i beregning af tilstanden.

Tilstandsvurderingen baseres på gennemsnittet af DKI værdier i perioden 2008-2013, hvis der foreligger mindst ét års data. Resultatet af tilstandsvurderingen for DKI foreligger som en tilstandsklasse. Hvis tilstandsværdien er større end eller lig med kriterieværdien for 'God' økologisk tilstand er der målopfyldelse.

3.4 Anvendelse af fysisk-kemiske støtteparametre

Støtteparametre 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 god (eller bedre) tilstand, mens der er ukendt tilstand for de 1-2 andre, eller hvis der er ukendt tilstand for alle tre biologiske kvalitetselementer, inddrages de fysisk-kemiske støtteparametre i tilstandsvurderingen.

Herunder beskrives de tre fysisk-kemiske støtteparametre der kan anvendes i forbindelse med tilstandsklassifikationen samt hvilke biologiske kvalitetselementer der understøttes af den pågældende fysisk-kemiske støtteparameter. Kravværdien, der understøtter god økologisk tilstand, fremgår ligeledes af beskrivelsen under hver støtteparameter.

- 1) Lysnedtrængning, K_d (støtteparameter for ålegræs). Mål for vandets klarhed. Kravværdien udtrykker et minimum lyskrav (14 % af indstrålingen ved overfladen) nødvendigt for vækst af ålegræs ved den dybdegrænse, der er fastlagt som miljømålskriterieværdien. Selve K_d -værdien fremkommer som minus hældningen på en kurve over (faldende) lysintensitet versus vanddybde. Kravværdierne svinger mellem ca. 0,2 og 1,5 for de 105 områder, der er målsat for ålegræs. En tilstandsværdi for K_d (gennemsnit marts-september) under kravværdien understøtter god tilstand.
- 2) Iltvindsfrekvens (støtteparameter for ålegræs, klorofyl og DKI-bundfauna). Lave iltkoncentrationer eller total fravær af ilt påvirker alle biologiske kvalitetselementer negativt, i form af at ålegræs og bundfauna i værste fald dør og ved at iltvindsbetinget næringsstoffrigivelse fra havbunden fører til øgede klorofylkoncentrationer. Iltvindsindikatoren udtrykkes som en frekvens (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 %. Begge de nævnte krav skal være opfyldt for at god tilstand er understøttet.
- 3) Kvælstofbegrænsning (støtteparameter for klorofyl). Væksten af fytoplankton afhænger af næringsstofftilgængeligheden. Er koncentrationen af uorganisk kvælstof (summen af nitrat, nitrit og ammonium) under 2 µg per liter havvand er væksten af fytoplankton begrænset af kvælstof. Indikatoren er udtrykt ved antal dage per år, hvor kvælstofkoncentrationen er mindre end 2 µg per l; for åbne kystvande skal der være mindst 200 dage om året, og for fjorde m.v. mindst 150 dage om året med kvælstofbegrænsning for, at god tilstand er understøttet.

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

Hvis datagrundlaget er utilstrækkeligt for inddragelse af de fysisk-kemiske støtteparametre i de tilfælde, hvor sådanne skal inddrages, jf. ovenfor, kan tilstanden for det (de) pågældende biologiske

kvalitetselement(er) i et eller flere naboområder inddrages, forudsat der er fri vandudveksling imellem det pågældende kystvand og naboområdet og at områderne er sammenlignelige hvad angår bund- og dybdeforhold.

3.5 Samlet tilstand

Den samlede 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 fysisk-kemiske støtteparametre er taget i brug, og disse ikke understøtter god økologisk tilstand, eller når tilstanden for biologiske kvalitetselementer i et eller flere naboområder er inddraget, og denne viser moderat eller ringere tilstand, jf. 3.4, tildeles kystvandet samlet tilstandsklassen 'Moderat'. Tilsvarende gælder, at hvis nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav for miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) overskrides i vandområdet, jf. Retningslinjerne afsnit 3.6 (Vurdering af tilstand og fremskrivning af miljøtilstand til 2021 i MFS), tildeles kystvandet samlet tilstandsklassen 'Moderat'.

Bilag 3. Beregning af status- og baselineudledning fra punktkilder samt fastsættelse af punktkildeindsats i Vandområdeplan 2015-2021

Til anvendelse i vandområdeplanernes belastningsberegninger skal status (2015) og baseline 2021-udledningerne af organisk stof og næringsstoffer (NPO) fra punktkilderne renseanlæg, ukloakerede ejendomme, regnbetingede udledninger, saltvandsbrug, ferskvandsdambrug og industri beregnes. Baseline er den beregnede udledning i 2021 efter gennemførelse af de tiltag, der er besluttet via regionplaner, vedtagne spildevandsplaner og Vandplan 2009-2015. Udledningsberegningerne foretages for den enkelte punktkilde, og dette bilag beskriver, hvordan beregningerne skal foretages. Det beskrives desuden, hvordan vandområdeplanens indsats overfor punktkilder skal fastlægges.

Generelt i forhold til fastsættelse af punktkildeindsatsen skal der peges på indsatser overfor punktkilder med spildevandsudledning til vandområder, hvor miljømålet ikke er opfyldt, og hvor Naturstyrelsen vurderer, at spildevand er en medvirkende årsag til den manglende målopfyldelse. Der skal ved dosering af indsatser anvendes den mest omkostningseffektive indsats. Som udgangspunkt skal der kun peges på indsats overfor én punktkildetype (fx renseanlæg, regnbetingede udløb eller spredt bebyggelse) med mindre, det vurderes, at punktkildebelastningen er så høj, at en kombination af flere typer punktkilder, er nødvendig for at opnå målopfyldelse.

Renseanlæg

Status

Status beregnes på baggrund af udledningsdata for 2012. Data hentes fra databasen WinSpv. Udledningsmængden skal som udgangspunkt beregnes på grundlag af målinger på det enkelte renseanlæg. På mindre anlæg uden måling af vandmængde og/eller stofkoncentrationer anvendes WinSpv standardtal, som de fremgår af NOVANA Teknisk Anvisning for Punktkilder /5/.

Baseline

For renseanlæg, hvor der ikke er fastsat en indsats i Vandplan 2009-2015, og hvor der ikke er angivet ændringer i kommunens spildevandsplan, sættes udledningerne i baseline lig med udledningen i status.

For renseanlæg, hvor der er fastsat en indsats i Vandplan 2009-2015, beregnes udledningerne ved at gange koncentrationerne i virkemiddelkataloget (COWI, august 2014) med statusvandmængden. Af tabellen nedenfor fremgår de udledningskoncentrationer, de forskellige renseanlægstyper bidrager med i henhold til virkemiddelkataloget.

Middelkoncentrationer i spildevand udledt fra rensesanlæg – gennemsnit i 2012	Basis-enhed	B15 (mg/l)	Total N (mg/l)	Total P (mg/l)
Urenset	Vand i udløb	203,5	41,4	6,9
M	Vand i udløb	142,5	34,4	5,7
MB	Vand i udløb	19,6	26,3	4,9
MBN	Vand i udløb	8,4	19,1	3,2
MBNK	Vand i udløb	4,1	12,5	0,6
MBNDK	Vand i udløb	2,8	4,11	0,42
MBNDKL (efterpolering i lagune på MBNDK)	Vand i udløb	2,2	4,06	0,38
MBNDKF (efterpolering i filter på MBNDK)	Vand i udløb	2,3	3,96	0,22
Årlig udledning fra rensesanlæg pr. PE	Basis-enhed	B15 (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

I de tilfælde, hvor anvendelsen af virkemidlet ikke medfører en reduktion i baselineudledningen set i forhold til statusudledning, benyttes statusudledning som baselineudledning. Sådanne tilfælde kan opstå, hvis det eksisterende anlæg for en eller flere parametre renses bedre end middelkoncentrationen for det virkemiddel, der foreslås anvendt, jf. ovenstående tabel.

I de tilfælde, hvor virkemidlet "afskæring" er valgt, eller hvor et anlæg i de kommunale spildevandsplaner er planlagt afskåret, overføres vandmængden beregningsmæssigt til det modtagne rensesanlæg, hvor udledningensmængden beregnes ud fra det modtagne rensesanlægs udledningskoncentration. For de rensesanlæg, der i spildevandsplanerne er planlagt udbygget, benyttes koncentrationerne i virkemiddelkataloget ganget med statusvandmængden.

Ved nyetablerede anlæg anvendes den vandmængde, der tilledes fra de nedlagte anlæg og middelkoncentrationen for pågældende rensesanlægstype, som angivet i virkemiddelkataloget, anvendes.

Indsats

Der er i Vandplan 2009-2015 peget på rensesanlæg, som skal have forbedret spildevandsrensning i anden planperiode. Indsatsen overfor disse og eventuelt yderligere rensesanlæg gennemføres, hvor det vurderes, at målsætningerne for et vandløb ikke vil blive opfyldt, medmindre rensesanlægget

udbygges eller nedlægges. Der fastlægges ikke indsatser af hensyn til søer eller kystvande. Ved valg af virkemiddel benyttes det virkemiddel, der renser til et niveau bedre end status.

Usikkerhed

Ved beregningen af udledte stofmængder (belastningen) er der usikkerhed på både den målte vandføring og den målte stofkoncentration. Usikkerheden på vandføringen er i dag begrænset væsentligt, idet alle større renseanlæg har kontinuerlig registrering af vandføringen. Stofkoncentrationen i afløbsvandet bestemmes kun et mindre antal gange hvert år. Minimumsprøveantallet er fastlagt i spildevandsbekendtgørelsen /4/. Ved beregning af belastningen anvendes opgørelse af vandmængderne sammen med de 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.

Analyseusikkerheden på koncentrationsbestemmelserne er mindre end 10 %. Usikkerheden i forbindelse med prøvetagningen kan imidlertid 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.

Regnbetingede udledninger

Status

Status-udledningerne beregnes på baggrund af udledningsdata for 2013. Data hentes fra databasen PULS. I få tilfælde kan de udledte mængder beregnes på baggrund af konkrete målinger på udledningen, men i langt de fleste tilfælde må udledningsmængderne modelberegnes. Til disse beregninger benyttes én af de følgende to metoder: Ved den første metode (niveau 1) beregnes de udledte mængder på baggrund af enhedstal. Enhedstallene bygges på måleresultater og erfaringstal for målinger foretaget på udvalgte udløb. Ved den anden metode (niveau 3) benyttes en simuleringssmodel (Mouse/Samba eller Mike Urban), som tager udgangspunkt i eksakte oplysninger om kloaksystemet og overfladearealerne. Der kan henvises til Datateknisk anvisning for regnbetingede udløb for en nærmere beskrivelse af de 2 beregningsmetoder. /6/

Baseline

For regnbetingede udledninger, hvor der ikke er fastsat en indsats i Vandplan 2009-2015, og hvor der ikke er angivet ændringer i kommunens spildevandsplan, sættes udledningerne i baseline lig med udledningen i status. På grund af den fastsatte gennemførelsestakt for gennemførelsen af indsatserne overfor regnbetingede udledninger, er det kun 2/5 af den i Vandplan 2009-2015 foreslåede indsats, der skal indregnes i baseline. Derfor skal der også kun regnes med en effekt på 2/5 af den fulde indsats på de enkelte udløb.

Indsatsen består i etablering af first-flush bassin som udgangspunkt på 5 mm, hvor afløbs-tallet generelt er forudsat at være 4,5 l/s/red.ha, hvilket betyder, at udledningen reduceres til 250 m³/red.ha.

Det er overløbsbygværkets afløbstal og størrelsen af bassinet, der er bestemmende for, hvor meget der aflastes om året. Afløbstiden influerer også, men er her forenklet forudsat at udgøre ca. 20 minutter. Endelig har det betydning for aflastningen, om der er tale om flere koblede bygværker.

Som anført ovenfor aflastes der ca. 250 m³/red.ha, hvis afløbstallet er 4,5 l/s/red.ha, og bassinet er 5 mm. Hvis afløbstallet derimod er ca. 1 l/s/red.ha, skal der være et bassin på ca. 10 mm for at opnå

den samme årlige aflastning, mens der kun skal være ca. 2 mm bassin, hvis afløbstallet er 10 l/s/red.ha. I alle de nævnte eksempler vil der være tale om at bygværket aflaster ca. 5 gange om året. Der henvises i øvrigt til ref. /2/ for nærmere uddybning.

Ved udregning af effekten af indsatsen forudsættes en effekt svarende til en årlig udledning på 250 m³ pr. reduceret ha. For at få de årligt udledte stofmængder efter indsatsen er gennemført, benyttes de i virkemiddelkataloget (COWI, august 2014) anbefalede koncentrationer i overløbsvand, som ses i tabellen nedenfor.

Parameter	Separat regnvand (udledt mængde pr. red ha)	Koncentration i overløbsvand (mg/l)
BI5	30,3 kg/red. ha	30
COD	243 kg/red. ha	160
Kvælstof	9,7 kg/red. ha	11,4
Fosfor	2,4 kg/red. ha	2,9
Vand	4850 m ³ /red. ha	

De steder, hvor statusudledningerne er mindre end 250 m³/red ha, sættes udledningen til statusudledningen.

I de tilfælde, hvor der ikke er angivet et areal, regnes der med 75 % reduktion i de udledte mængder.

For de overløb, hvor der er fastsat en indsats i Vandplan 2009-2015, eller hvor kommunen ifølge spildevandsplanen foretager separatkloakering, benyttes enhedstallene i ovenstående tabel til beregning af de udledte mængder.

Den vandmængde, der ikke længere udledes ved etablering af sparebassiner, ledes i stedet til et renselanlæg, hvor udledningen øges svarende til den reducerede vandmængde ganget med udløbskoncentrationen fra renselanlægget. Denne forøgelse indregnes ikke i baseline for renselanlæggene.

Indsats

Indsatsen i Vandplan 2015-2021 består dels af den resterende 3/5 af indsatsen fra Vandplan 2009-2015 og eventuelle nye indsats, som foreslås gennemført overfor overløbsbyg-værker fra fælleskloakerede oplande, hvis Naturstyrelsen i et delopland vurderer, at målsætningerne for et vandområde ikke vil blive opfyldt, medmindre belastningen fra overløbene nedbringes. Indsatsen på overløbsbygværkerne sker med henblik på at reducere udledningen af iltforbrugende stoffer.

Effekten af indsatsen udregnes efter samme metode som beskrevet under baseline.

Usikkerhed

Belastningen fra de regnbetingede udledninger varierer meget fra år til år afhængigt af det konkrete års nedbørsmønster (mængde og intensitet). Da der tages udgangspunkt i en tilbageskuende gennemsnitsbelastning (normalår), selvom det er erkendt, at nedbørsmængde og intensitet er stigende som følge af klimaforandringer, kan den beregnede belastning blive underestimeret i forhold til den reelle belastning.

Der er stor variation i datakvaliteten. Ingen data er baseret på konkrete målinger i felten, men data er genereret på bygværksniveau gennem modelberegninger. Alle data om belastningen, inklusiv de modelberegnete, er derfor behæftet med en betydelig usikkerhed.

Spredd bebyggelse

Status

For ejendomme i den spredte bebyggelse anvendes oplysninger, som er angivet i BBR.

På baggrund af oplysninger om ejendomstype, afløbsforhold, renseforanstaltninger mm. foretages en beregning af de udledte mængder. Reduktionerne af udledninger af organisk stof er afhængig af de eksisterende afløbsforhold og baseres på de i spildevandsbekendtgørelsens /4/ bilag 3 anførte standardværdier for rensegrader.

Baseline

Baseline 2015-udledningerne beregnes ved hjælp af GIS-analyser, hvor punkterne for de enkelte ejendomme kobles med de gældende indsatskort i Vandplan 2009-2015 over rensklasser for spredt bebyggelse. Det antages herefter, at de ejendomme, der skal have forbedret rensning i baseline, vil rense svarende til et biologisk minirensanlæg. For alle udledninger, hvor der er fastsat en indsats, reduceres effekten kommunevis med den fordelingsfaktor, som bilag 2 i VP1 giver anledning til.

Reduktionerne af udledninger af organisk stof baseres på de i spildevandsbekendtgørelsens bilag 3 anførte standardværdier for rensegrader ved de forskellige rensklasser, som anført nedenfor. Tal i parentes og kursiv er ikke kravværdier, men de rensegrader der iht. "Punkt-kilderapport, 2003, Bilag 4.4.1" forventes ved den pågældende rensklasse.

STOFREDUKTIONSKRAV TIL RENSEKLASSER

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

O: Reduktion af organisk stof

P: Reduktion af total fosfor

SO: Skærpede krav til reduktion af organisk stof samt nitrifikation.

Indsats

I Vandplan 2009-2015 er det i bilag 2 angivet, hvor mange ejendomme hver enkelt kommune mindst skal gennemføre forbedret spildevandsrensning på. Den fastsatte gennemførelsestakt svarer til, at kommunerne mindst skal gennemføre 5 påbud /alternativt kloakeringer pr. år pr. 1000 indbyggere. Gennemførelsestakten betyder, at indsatsen for nogle kommuners vedkommende strækker sig ind i planperioden 2015-2021.

Indsatsen overfor ukloakerede ejendomme i Vandplan 2015-2021 består dels i en videreførelse af den udestående del af denne indsats, dels af en eventuel udpegning af yderligere ejendomme. Yderligere ejendomme udpeges, hvor målsætningerne for et vandløb ikke vil blive opfyldt, medmindre belastningen reduceres. Indsatsen for ejendomme i spredt bebyggelse sker med henblik på at reducere udledningen af iltforbrugende stoffer til vandløb. For de udpegede vandløbsstrækninger optegnes et opland indeholdende de ejendomme, der skal overholde det fastsatte renskrav.

Opstrøms søer kan der for nogle af disse indsatser tillige fastsættes et krav om at reducere udledningen af fosfor. Der fastsættes kun et krav til reduktion af fosfor, hvis fosforbelastningen på søen er for stor i forhold til opfyldelse af miljømålene efter, at alle de øvrige P-begrænsende indsatser er gennemført.

Indsatsen over for den spredte bebyggelse i VPI er i mange kommuner så stor, at der også skal gennemføres indsats i VPII. Indsatsen på spredt bebyggelse, der videreføres til VPII, sker med henblik på at reducere udledningen af iltforbrugende stoffer (SO) og i nogle tilfælde opstrøms søer med henblik på at reducere udledningen af fosfor (SOP).

I VPII peges kun på nye indsats for at reducere udledningen af iltforbrugende organisk stof (SO).

For de ejendomme, der ligger i udpegede vandløbsoplande, og som ikke lever op til rensekravet ifølge BBR, benyttes de i ovenstående tabel anførte rensegrader for at beregne den forventede udledning, når indsatsen er gennemført. For de ejendomme, der lever op til rensekravet, er udledningen den samme som i status.

Usikkerhed

Hvis det viser sig, at ejendomme uden for den angivne oplandsgrænse via drænsystemer eller lignende afleder spildevand til et vandområde i et udpeget opland, skal der også gennemføres en indsats på disse ejendomme, jf. spildevandsbekendtgørelsen /4/

I BBR-registeret kan det forekomme, at ejendomme, der i realiteten er kloakerede, er registreret som ejendomme uden spildevandsrensning eller angivet med en forkert rensekode.

Oversættelsen af ejendomstyperne fra BBR til de af Naturstyrelsen anvendte typer skal ske efter bedste faglige skøn. Koderne for ejendommens anvendelse i BBR skal her anvendes. En del ejendomme har anvendelse, der vurderes ikke at relatere til beboet bebyggelse, og disse ejendomme skal derfor sorteres fra. Sommerhuse udpeges ikke efter BBR men efter SVUR (Statens VURderingsregister). Størst usikkerhed er tilknyttet kolonihavehuse, da de er dårligt bestemt i BBR.

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

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

Industri

Status

Status beregnes på baggrund af udledningsdata fra NOVANA-indberetningen for 2012. Data hentes fra databasen WinSpv, og det er kommunerne og Miljøstyrelsen, der opdaterer data.

Udledningmængden kan for nogle industrier beregnes på grundlag af målinger på det, der udledes fra virksomhederne. For de resterende industrier beregnes de udledte mængder på baggrund af produktionsdata og/eller erfaringstal.

Baseline

Med mindre der foreligger konkret viden for de fremtidige tiltag for industriudledning, sættes baseline lig med status. Med konkret viden for fremtidige tiltag menes tiltag omfattet af meddelte godkendelser.

Indsats

Der fastsættes ingen indsats overfor industri i denne vandplanperiode.

Usikkerhed

Der er for industri samme usikkerhed på de målte udledninger som for renseanlæg. Hvor de udledte mængder beregnes på baggrund af typetal eller erfaringstal, er der en del usikkerhed på de opgjorte

mængder, idet variationer i produktion på virksomhederne kan medføre, at udledningen varierer i størrelse fra år til år.

Ferskvandsdambrug

Status

Status beregnes på baggrund af kommunernes indberetning til Miljøstyrelsen i 2012. Hvor der er udtaget mere end 11 prøver af det udledte vand, beregnes de udledte mængder herudfra. Hvor der er udtaget mindre en 12 prøver, beregnes de udledte mængder ud fra oplysninger om produktionstal og foderforbrug.

Baseline

Statusudledninger anvendt i status fremskrives uændret til baseline.

Indsats

Der fastsættes ingen indsats overfor ferskvandsdambrug i denne vandplanperiode.

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.

Saltvandsbrug

Status

Status beregnes på baggrund af kommunernes indberetning til Miljøstyrelsen i 2012. De udledte mængder beregnes ud fra produktionstal og foderforbrug.

Baseline

Statusudledninger fra 2012 anvendt i status fremskrives uændret til baseline.

Indsats

Der fastsættes ingen indsats overfor saltvandsbrug i denne vandplanperiode.

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

/2/ Spildevandsforskning fra MST nr. 4 1990: Bestemmelse af belastningen fra regnvandsbetingede udløb

/3/ Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 16, 2004 Punktkilder 2003, (Novana Fagdatacenter-rapport)

/4/ Bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens Kapitel 3 og 4, (Spildevandsbekendtgørelsen, Bek. nr. 1448, 2007)

/5/ NOVANA Teknisk Anvisning for Punktkilder: Se <http://www.dmu.dk/NR/rdonlyres/98106706-2D01-49B9-AB9D-57038C4CF3EA/0/tekniskanvisningendelig070105.pdf>

/6/ Datateknisk anvisning for Regnbetingede udløb. Se <http://nst.dk/vandmiljoe/overvaagning-af-vand-og-natur/novana-program/ta-for-punktkilder/>



Miljøministeriet
Naturstyrelsen

Haraldsgade 53
DK - 2100 København Ø
Tlf.: (+45) 72 54 30 00

www.nst.dk