



Retningslinjer for klassificering af tilstand for miljøfarlige forurenende stoffer i overfladevand, juli 2021

Indhold

1	Indledning	1
1.1	Datagrundlag.....	1
1.1.1	Database	1
1.1.2	Dataperiode	1
1.2	Beregningsværktøj	1
1.3	Miljøkvalitetskrav.....	3
2	Metode	4
2.1	Normalisering af data.....	4
2.1.1	Vand.....	4
2.1.2	Sediment	4
2.1.3	Biota	4
2.1.4	Dioxiner	6
2.1.5	Normalisering af data i forhold til detektionsgrænser	7
2.2	Normalisering af miljøkvalitetskrav.....	7
2.2.1	Indholdet af organisk kulstof i sediment	7
2.2.2	Miljøkvalitetskrav for cadmium og zink i vand	7
2.2.3	Baggrundskoncentration	8
2.3	Kvalificering af data	9
2.3.1	Kvantifikationsgrænse	9
2.3.2	Enkeltstående overvågningsresultater	9
2.4	Udvælgelse af data til klassificering af tilstand	11
2.5	Dataniveau	11
3	Klassificering af tilstand	12
3.1	Kemisk tilstand.....	12
3.1.1	Kystvande	12
3.2	Økologisk tilstand.....	12
3.2.1	Kystvande.....	12
4	Referencer	13

1 Indledning

Nærværende dokument udlægger den metode, der ligger til grund for klassificeringen af tilstanden for vandområdeplaner 2021-2027 for miljøfarlige forurenende stoffer (MFS).

1.1 Datagrundlag

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

1.1.1 Database

Overvågningsdata fra NOVANA trækkes fra ODA-databasen, herunder både MFS-data og de støttedata, der anvendes til normaliseringen af MFS-koncentrationer og miljøkvalitetskrav.

1.1.2 Dataperiode

Til klassificering af tilstanden anvendes for kystvande og søer i udgangspunktet data fra årene 2014-2019. For vandløb anvendes i udgangspunktet data fra årene 2013-2018.

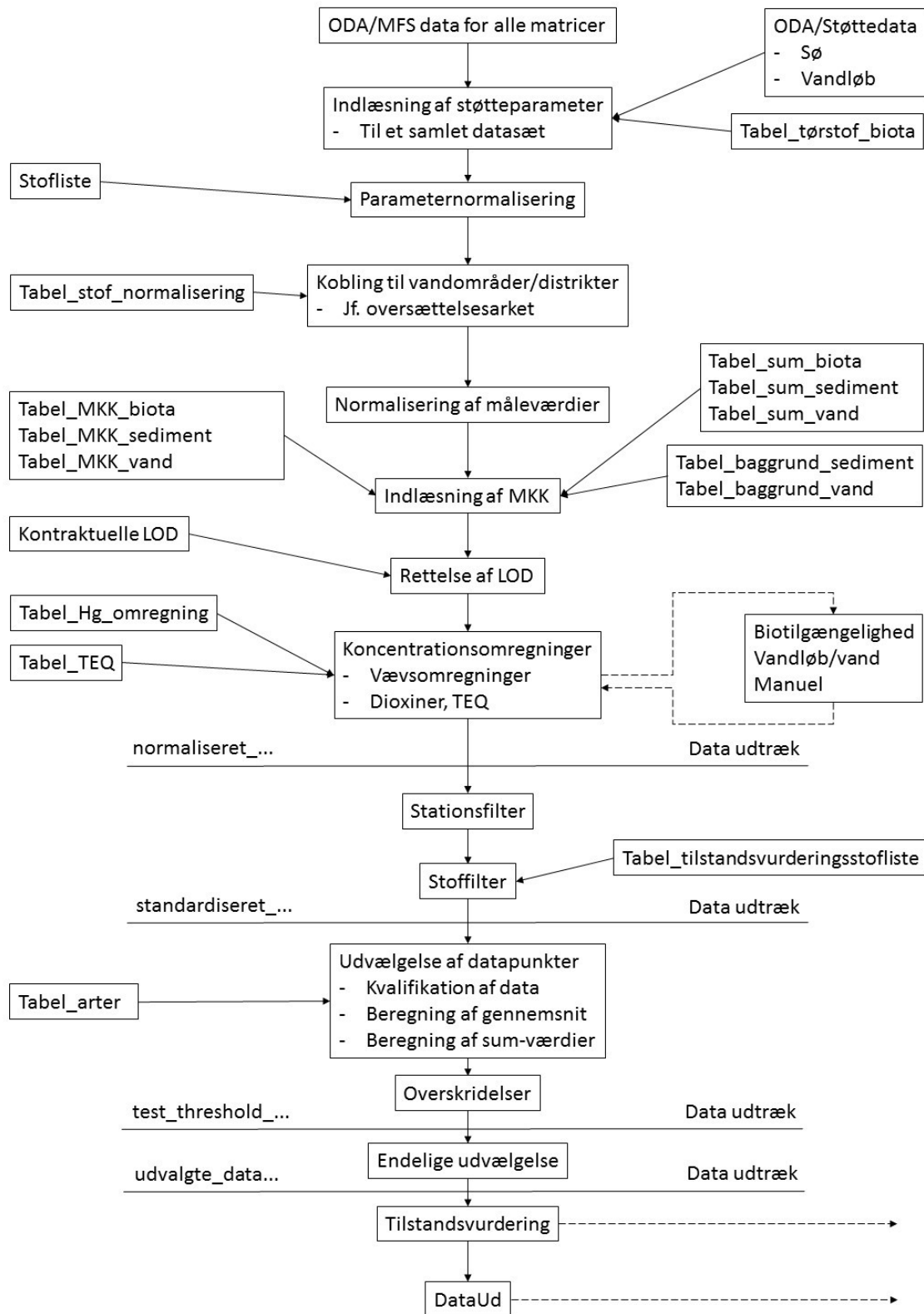
I de vandområder, hvor der ikke er tilgængelige data fra de nævnte perioder, suppleres der med ældre data i det omfang, de fagligt vurderes at være repræsentative for den nuværende tilstand. Anvendeligheden af ældre data i klassificeringen af tilstand vil i hvert enkelt tilfælde bero på en konkret, faglig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

Tabel 1. Antallet af datapunkter samt andelen af det samlede antal for perioderne i klassificering af tilstand til vandområdeplanerne 2021-2027 fordelt på vandige medier.

Medie	Periode	Antal (n)	Andel (%)
Kystvande	2010-2013	228	15
	2014-2019	1327	85
Søer	2010-2013	351	19
	2014-2019	1539	81
Vandløb	2009-2012	199	10
	2013-2018	1887	90

1.2 Beregningsværktøj

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



Figur 1. Struktur af beregningsmodel for klassificering af tilstand for MFS i kystvande, søer og vandløb.

1.3 Miljøkvalitetskrav

De målte koncentrationer af de enkelte stoffer i vand, sediment og biota sammenholdes med de relevante miljøkvalitetskrav. Disse er fastsat i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand (BEK 1625/2017). Den målte koncentration – afrundet til samme antal decimaler som miljøkvalitetskravet er angivet med – betragtes som værende højere end miljøkvalitetskravet, når det sidste betydende ciffer i miljøkvalitetskravet er overskredet. For eksempel er miljøkvalitetskravet for bly i sediment 163 mg/kg TS, og dette miljøkvalitetskrav betragtes dermed som overskredet, når den afrundede værdi for blykoncentrationen i sediment er 164 mg/kg TS eller derover.

2 Metode

2.1 Normalisering af data

2.1.1 Vand

Med henblik på at sikre overensstemmelse med den enhed, der er anvendt i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål, er overvågningsdata for vand normaliseret til enheden µg/L.

For visse metaller gælder særlige regler for vurdering af overvågningsresultater, idet der i varierende omfang kan tages hensyn til biotilgængelighed, jf. del C, afsnit 3.2, i bilag 3 til bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder (BEK 1001/2016) og noter til tabel 3, 4 og 5 i bilag 2 til bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål.

Ved klassificering af tilstanden beregnes biotilgængeligheden for bly og nikkel. For at bibeholde det relative forhold mellem analyseresultaterne og detektionsgrænserne, og derigennem kvantifikationsgrænserne, foretages beregningen af biotilgængelighed for både analyseresultaterne og de tilhørende detektionsgrænser. Til beregning af biotilgængeligheden udtrækkes det relevante data fra beregningsværktøjet (se Figur 1) og behandles i Biomet bioavailability tool¹, hvorefter resultaterne herfra importeres i beregningsværktøjet.

For kobber og zink kan der i henhold deres generelle kvalitetskrav (miljøkvalitetskravet for årsgennemsnit) enten beregnes en biotilgængelig koncentration eller stoffernes baggrundskoncentrationer kan inddrages i bestemmelsen af miljøkvalitetskravet. For begge stoffer gælder det, at maksimumkoncentrationen (miljøkvalitetskravet for den højeste tilladte koncentration) kun kan tillægges baggrundskoncentrationer. For at sikre en sammenlignelig metodik er baggrundskoncentrationerne inddraget i kobber og zinks generelle kvalitetskrav og maksimumkoncentrationer (se afsnit 2.2.3), og den biotilgængelige koncentration i vand er således ikke beregnet for disse stoffer.

2.1.2 Sediment

Med henblik på at sikre overensstemmelse med den enhed, der er anvendt i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål, er overvågningsdata for sediment normaliseres til mg/kg TS. Er den målte koncentrationen ikke på forhånd opgivet for tørvægt, omregnes den fra vådvægt til tørvægt ud fra den aktuelle prøves tørstofindhold og under anvendelse af følgende ligning:

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

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

2.1.3 Biota

Med henblik på at sikre overensstemmelse med den enhed, der er anvendt i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål, er overvågningsdata for biota normaliseret til µg/kg VV. Er den målte koncentrationen ikke på forhånd opgivet i vådvægt, omregnes den fra tørvægt til vådvægt ud fra den aktuelle prøves tørstofindhold, således at:

¹ bio-met bioavailability tool v5.0, tilgængelig via <https://bio-met.net/>

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

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

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

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

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

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

Tabel 3. Omregningsfaktorer for PFOS i fisk fra lever til muskel (Larsen & Bossi, 2021)

Art	Antal	Omregningsfaktor fra lever til muskel
Aborre	Enkel	0,0556
	Puljet	0,0556

Ålekvabbe	Enkel	0,1667
	Puljet	0,1667
Torsk	Enkel	0,125
	Puljet	0,125
Sild	Enkel	0,05
	Puljet	0,05
Skrubbe	Enkel	0,1
	Puljet	0,2
Rødspætte	Enkel	0,1
	Puljet	0,2
Ørred	Enkel	0,1
	Puljet	0,1
Andre	Enkel	0,0833
	Puljet	0,0909

Bestemmelse af eventuelle overskridelser af miljøkvalitetskrav for biota forudsætter, at målingerne er foretaget på det eller de taksonomiske niveauer, der ligger til grund for det pågældende miljøkvalitetskrav. For prioriterede stoffer gælder biota-kravet i µg/kg vådvægt for fisk, medmindre andet er anført, jf. note 12 til tabel 5 i bilag 2 til bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål. For andre stoffer gælder biotakravet i µg/kg for vådvægt af bløddele, jf. note 3 til tabel 4 i samme bilag. I klassifikation af tilstanden er de anvendte overvågningsdata udvalgt på baggrund af de forudsatte biotataxa, så målinger foretaget på et andet biotataxon udelades af datasættet. Hertil er der i beregningsværktøjet indbygget et filter, der prioriterer i udvælgelsen af prøver på organniveau. Det sikres herved, at såfremt der for en station findes prøver fra det organ, som miljøkvalitetskravet tager hensyn til, udelades eventuelle prøver fra andre organer.

2.1.4 Dioxiner

Miljøkvalitetskravet for summen af dioxiner er angivet i toksicitetsækvivalenter (TEQ), hvorfor koncentrationerne angivet i µg/kg VV omregnes til TEQ-normaliserede værdier. Tabel 4 angiver de benyttede omregningsfaktorer (Van den Berg et al., 2006).

Tabel 4. Dioxiner med angivne omregningsfaktorer til TEQ-normaliserede værdier (Van den Berg et al., 2006).

Dioxin	WHO 2005 TEQ-faktor
OCDD	0,0003
OCDF	0,0003
PCB #77	0,0001
PCB #81	0,0003
PCB #105	0,00003
PCB #114	0,00003
PCB #118	0,00003
PCB #123	0,00003
PCB #126	0,1
PCB #156	0,00003
PCB #157	0,00003
PCB #167	0,00003
PCB #169	0,03
PCB #189	0,00003

1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1
1,2,3,7,8-PeCDD	1
1,2,3,7,8-PeCDF	0,03
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1
2,3,4,7,8-PeCDF	0,3
2,3,7,8-TCDD	1
2,3,7,8-TCDF	0,1

2.1.5 Normalisering af data i forhold til detektionsgrænser

I ODA-databasen er overvågningsdata opstillet i kolonner med oplysninger om bl.a. resultat, attribut og detektionsgrænse, hvor attributten angiver, at måleresultatet ligger under detektionsgrænsen for den anvendte analysemetode. I flere tilfælde er der imidlertid konstateret uregelmæssigheder i angivelsen af disse tre variable i databasen. For at rette sådanne uregelmæssigheder i forholdet mellem variablerne "Resultat", "Attribut" og "Detektionsgrænse" i det anvendte data, er der i beregningsværktøjet inkluderet et modul til normalisering af disse tre variable. På baggrund af en analyse af de tre variable og detektionsgrænserne angivet i de med laboratorierne indgåede kontrakter normaliseres variablerne, så data, der medtages ved klassificering af tilstanden, opfylder et af følgende kriterier:

Attribut = tom og Resultat > Detektionsgrænse

Attribut = tom og Resultat = Detektionsgrænse

Attribut = "<" og Resultat = Detektionsgrænse

Hvis datasættet efter denne normalisering stadig indeholder data, der ikke opfylder et af de tre kriterier, frasortes disse data inden udvælgelsen af data til klassificering af tilstanden.

2.2 Normalisering af miljøkvalitetskrav

2.2.1 Indholdet af organisk kulstof i sediment

For de stoffer (ethinyløstradiol, sum af methylnaphthalener, nonylphenoler, octylphenoler, 1,2,4-triazol, TCPP), hvor miljøkvalitetskravet er afhængigt af fraktionen af organisk kulstof, anvendes så vidt muligt samtidigt målte værdier for sedimentets indhold af organisk kulstof og det givne miljøfarlige forurenende stof. Hvis ikke der findes sådanne samtidige værdier, anvendes en nyere, sekundært en ældre, værdi for sedimentets indhold af organisk kulstof på stationen. Hvis ikke der er tilgængelige data for indholdet af organisk kulstof på den givne station, anvendes den laveste målte værdi i det relevante medie.

2.2.2 Miljøkvalitetskrav for cadmium og zink i vand

For at tage højde for den øgede ionstyrke i hårdt vand og dermed mindre følsomhed hos vandlevende organismer over for metalionerne, er miljøkvalitetskravene for henholdsvis cadmium og zink i

bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål afhængige af vandets hårdhed udtrykt ved indholdet af CaCO₃. For zink er der fastsat miljøkvalitetskrav for hårdt og blødt vand, mens der for cadmium er fastsat miljøkvalitetskrav for fem hårdhedsklasser. Der tages højde for vandets hårdhed for cadmium fsva. det generelle kvalitetskrav og maksimumkoncentrationen. For zink er der i klassificeringen af tilstanden ikke taget højde for hårdheden af vandet; i stedet er anvendt det generelle kvalitetskrav på 7,8 µg/L under hensyntagen til baggrundskoncentrationen (se 2.2.3).

I støttedata for vandløbsvand konverteres resultatet for ”Hårdhed, total” (dGH) til mg CaCO₃/L med en omregningsfaktor 17,85 (Appelo & Postma, 2005):

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

Der anvendes så vidt muligt samtidigt målte værdier for vandets hårdhed og det givne miljøfarlige forurenende stof. Hvis der ikke findes sådanne samtidige værdier, anvendes en nyere, sekundært en ældre, værdi for stationen. Hvis der ikke er tilgængelige data for calciumindholdet på den givne station, anvendes det laveste miljøkvalitetskrav for det givne metal (0,08 µg/L for cadmium).

2.2.3 Baggrundskoncentration

For visse metaller kan der ved vurdering af overvågningsresultater i varierende omfang tages hensyn til naturlige baggrundskoncentrationer, jf. del C, afsnit 3.2, i bilag 3 til bekendtgørelse om overvågning og noter til tabel 3, 4 og 5 i bilag 2 til bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål.

Den naturlige baggrundskoncentration er inddraget i vurdering af overvågningsresultater og klassificering af tilstanden i alle tre matricer. Se Tabel 5 for de anvendte baggrundskoncentrationer.

På baggrund af Larsen et al. 2013 er baggrundskoncentrationer beregnet som 10 %-fraktiler af det data, der indgår ved klassificering af tilstanden. *Outliers* er frasorteret datasættet inden den statistiske beregning og for koncentrationer under kvantifikationsgrænsen beregnes pr. stof et resultat ved hjælp af den såkaldte HELCOM metode:

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

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

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

Tabel 5. Baggrundskoncentrationer tilføjet miljøkvalitetskrav for kystvande, søer og vandløb. Koncentrationerne er angivet i mg/kg TS for sediment og µg/L for vand.

Medie	Matrice	Parameter	Miljøkvalitetskrav generelt	Miljøkvalitetskrav maksimum
Kystvande	Sediment	Cadmium	0,068	-
Søer	Sediment	Cadmium	0,288	-
		Vanadium	10	-

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

2.3 Kvalificering af data

2.3.1 Kvantifikationsgrænse

I overensstemmelse med overvågningsbekendtgørelsen (BEK. 1001 af 29/06/2016) er overvågningsresultater, som ligger under den anvendte analysemetodes kvantifikationsgrænse (der i bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger (BEK. 1071 af 28/10/2019) er defineret som $3 \times$ detektionsgrænsen), og som indgår i en sum- eller gennemsnitsparameter, behandlet som følger:

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

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

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

2.3.2 Enkeltstående overvågningsresultater

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

kvantifikationsgrænsen i henholdsvis dem, der ligger mellem kvantifikationsgrænsen og detektionsgrænsen ("Z1", Figur 2), og dem, der ligger under detektionsgrænsen ("Z2", Figur 2).

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

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

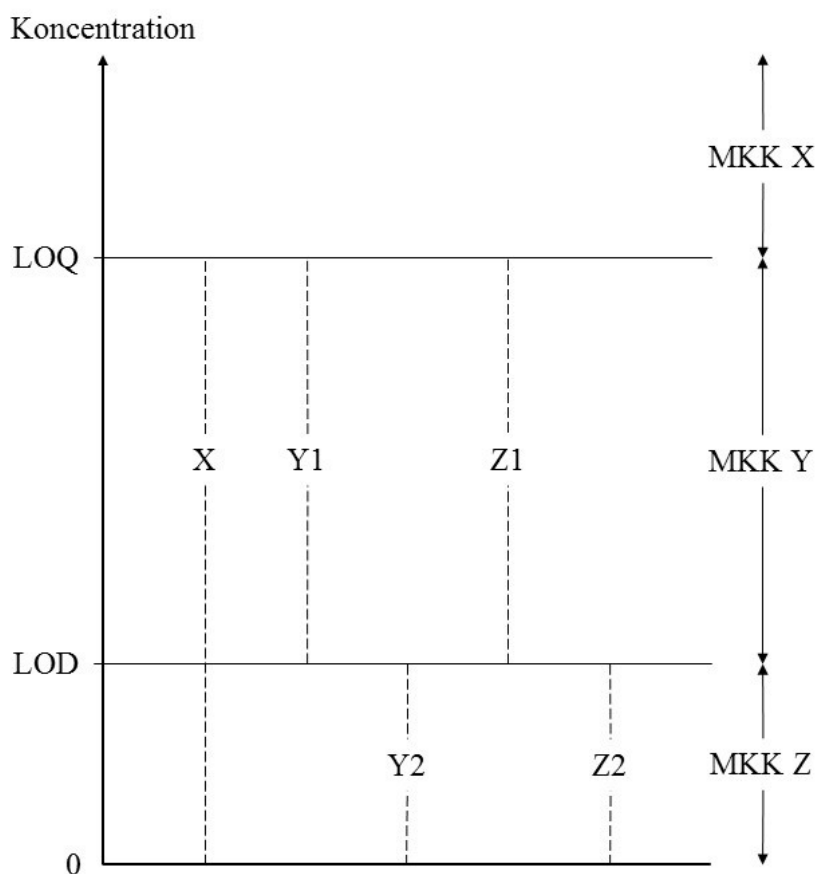
Y1 = Anvendes ikke videre, da det ikke er muligt at kvalificere, om resultatet er over eller under miljøkvalitetskravet.

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

Z1 = Anvendes videre idet resultatet sættes lig med overvågningsresultatet.

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

For målestørrelser, der består af summen af en given gruppe af fysisk-kemiske parametre eller kemiske målestørrelser, herunder deres metabolitter og nedbrydnings- og reaktionsprodukter, sættes værdien af resultaterne klassificeret som X, Y2 og Z1, jf. ovenstående, til nul, mens Z2 og Y1 ikke anvendes.



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

enkeltstående overvågningsresultat mellem LOQ og LOD med et tilhørende MKK Z. Z₂ = et enkeltstående overvågningsresultat under LOD med et tilhørende MKK Z.

2.4 Udvælgelse af data til klassificering af tilstand

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

For alle matricer gælder det, at der på stationsniveau beregnes årlige koncentrationsgennemsnit for de enkelte stoffer. Derudover identificeres der i vandige medier et årligt højeste overvågningsresultat, som kan sammenholdes med maksimumkoncentrationen. For stoffer, der er en del af en sumgruppe, beregnes der koncentrationsgennemsnit for de enkelte stoffer inden der foretages en sumberegning.

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

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

2.5 Dataniveau

Det angivne dataniveau for MFS-data udstillet på Vandplandata og MiljøGIS er fastlagt jf. Tabel 6. Angivelsen af et dataniveau er progressivt, således at er et måleresultat ikke behandlet inden der foretages en kontrol mod miljøkvalitetskravet, angives niveauet som "Beregnete data". Er data normaliseret (enhed, organomregning mm.), angives niveauet som "Analysedata". Er data normaliseret, men også en del af en gennemsnits- eller sumberegning, angives niveauet som "Aggregerede data".

Tabel 6. Definition af de angivne dataniveauer på Vandplandata og MiljøGIS.

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

3 Klassificering af tilstand

3.1 Kemisk tilstand

Et vandområdes kemiske tilstand klassificeres på baggrund af forekomsten af de MFS, der er opført på listen over prioriterede stoffer, jf. tabel 2 i bilag 2 til bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål, eller der i øvrigt er fastsat miljøkvalitetskrav for på EU-niveau, jf. tabel 5 i samme bilag, og som er omfattet af overvågningen. Den kemiske tilstand klassificeres som værende *god*, hvis ingen miljøkvalitetskrav fastsat for vand, sediment eller biota for de pågældende stoffer er overskredet. Hvis ét eller flere miljøkvalitetskrav er overskredet, klassificeres den kemiske tilstand som værende *ikke-god*. Hvis der for et af stofferne foreligger måledata for en matrice, for hvilken der ikke er fastsat miljøkvalitetskrav, klassificeres den kemiske tilstand som værende *ukendt*. Ligeledes klassificeres den kemiske tilstand som værende *ukendt*, hvis der ingen overvågningsdata findes for vandområdet.

3.1.1 Kystvande

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

3.2 Økologisk tilstand

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

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

3.2.1 Kystvande

Den økologiske tilstand fsva. MFS klassificeres for kystvande, men ikke for 12 sømil-kystvandområderne.

4 Referencer

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

Larsen MM., Strand J., Boutrup S., 2013. Notat om ”Udredning af metode til databehandling og datavurdering af miljøfarlige stoffer i vand, sediment og biota fra vandløb, søer og kystvande”. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 34 s. – Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.

Larsen MM., 2019. Omregning af indhold af miljøfarlige stoffer i forskellige organer i fisk. Med særlig fokus på kviksølv. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. – Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 144.

Larsen MM., Bossi R., 2021. Omregning af indhold af PFAS mellem muskel og lever i fisk. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. – Teknisk rapport nr. 199.

Van den Berg M., Birnbaum LS., Denison M., De Vito M., Farland W., Feeley M., Fiedler H., Hakansson H., Hanberg A., Haws L., Rose M., Safe S., Schrenk D., Tohyama C., Tritscher A., Tuomisto J., Tysklind M., Walker N., Peterson RE., 2006. The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds, *Toxicological Sciences*, Volume 93, Issue 2, October 2006, Pages 223–241.