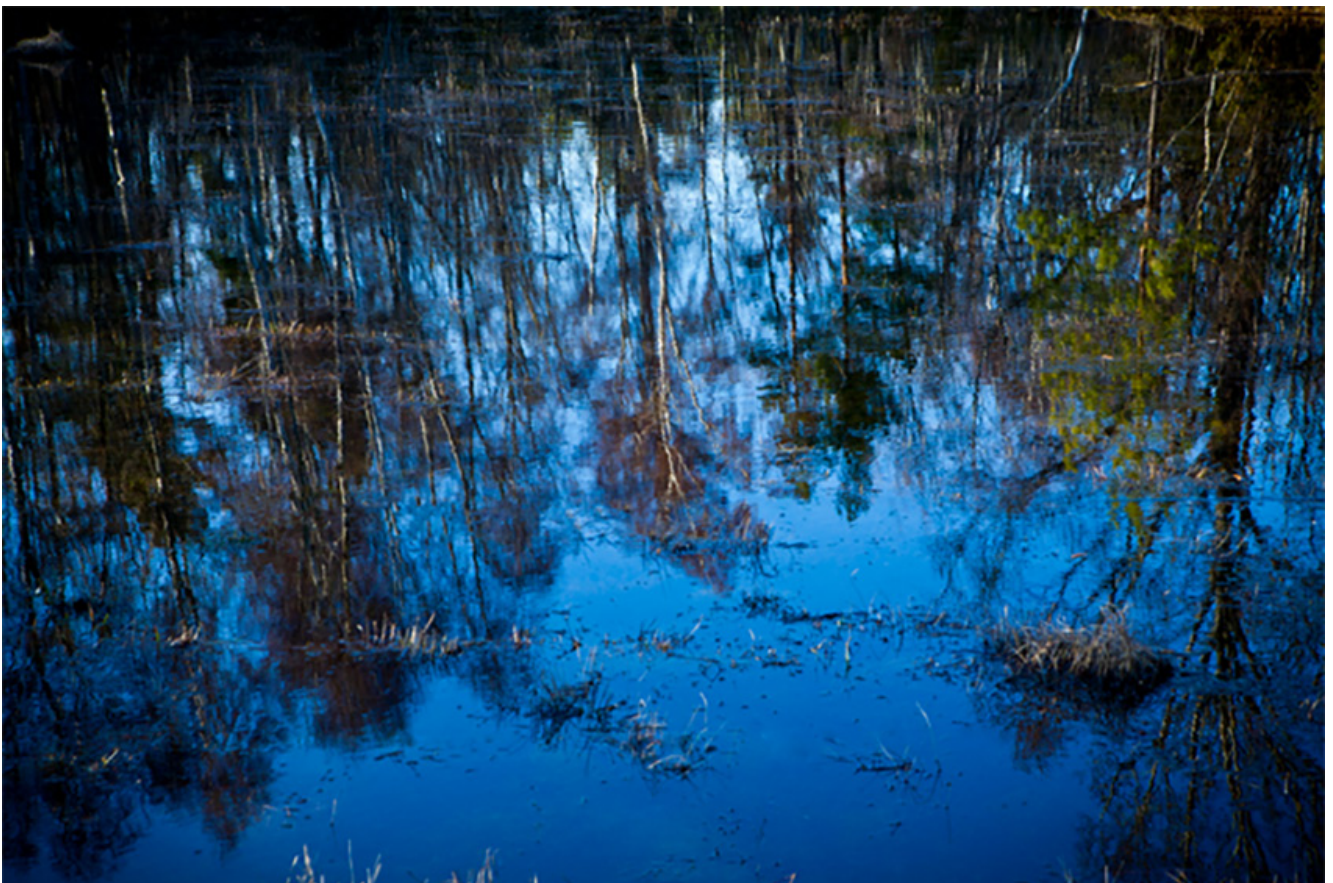


Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus

Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19



Havs- och vattenmyndigheten
Datum: 2016-12-02

Omslagsfoto: Maja Kristin Nylander
Layout: Arkeobild
ISBN 978-91-87967-38-2

Havs- och vattenmyndigheten
Box 11 930, 404 39 Göteborg
www.havochvatten.se

Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus

Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26

Förord

Klassificering av ytvattenstatus är en viktig utgångspunkt när miljö kvalitetsnormer ska sättas enligt vattenförvaltningsförordningen. Havs- och vattenmyndigheten har därför tagit fram den här vägledningen för att underlätta vid klassificering av ekologisk status och kemisk ytvattenstatus med avseende på miljögifter. Vägledningen förtydligar Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.

Remissynpunkter från ett stort antal remissinstanser som myndigheter och kommuner, universitet och branschorganisationer har legat till grund för den nya vägledningen. Enskilda frågor har också stämts av med sakkunniga, främst vid Naturvårdsverket men även med sakkunniga från till exempel Sveriges Lantbruksuniversitet, Naturhistoriska riksmuseet och utvecklare av de modeller och verktyg som omnämns i kapitel 9.

Vägledningen ersätter de delar som rör kemisk ytvattenstatus och särskilda förorenande ämnen i Naturvårdsverkets handbok 2007:4 (Naturvårdsverket, 2007).

Göteborg den 2 december 2016 Björn Sjöberg

1. SAMMANFATTNING	9
1.1. Del 1	9
1.2. Del 2	9
2. FÖRKLARING AV TERMER.....	10
3. INLEDNING.....	12
3.1. Syfte och målgrupp	12
3.2. Bakgrund	13
3.3. Avgränsningar.....	14
3.4. Läsanvisning	14
DEL 1. STATUSKLASSIFICERING – ARBETSGÅNG.....	16
4. ÖVERVAKNINGSDATA ÄR GRUNDEN	17
4.1. Datatillgänglighet.....	17
4.2. Kvalitetsgranskning.....	17
5. BEDÖMNINGSGRUNDER VID KLASSIFICERING AV YTVATTENSTATUS.....	18
5.1. Var gäller bedömningsgrunderna?.....	19
5.1.1. Övervakningsstationer utvärderas var för sig.....	19
5.1.2. Gruppering	20
5.2. Tidsperiod som avses.....	20
5.3. Bedömningsgrunder för ekologisk status	20
5.3.1. Särskilda Förorenande Ämnen (SFÄ)	21
5.3.2. Sammanvägning vid ekologisk statusklassificering.....	23
5.4. Gränsvärden för kemisk ytvattenstatus.....	25
5.5. Trenden för ackumulerande ämnen	27
6. BEDÖMNING AV RIMLIGHET OCH OSÄKERHET	28
6.1. Rimlighetsbedömning.....	29
6.2. Osäkerhetsbedömning.....	29
6.2.1. Kemiska analyser	30
6.3. Tillförlitlighet.....	31
6.4. Dokumentera väl	32
7. EXPERTBEDÖMNING.....	33
7.1. Om övervakningsdata finns.....	33
7.1.1. Beräkning av biotillgänglighet	34
7.1.2. Data från icke representativ plats	34
7.2. Om övervakningsdata saknas	34
7.3. Osäkerhetsbedömning och dokumentation.....	34

DEL 2. STATUSKLASSIFICERING – TEKNISK FÖRDJUPNING	36
8. UTVÄRDERING AV HALTER I VATTEN	36
8.1. Maximal tillåten koncentration för att beakta akut exponering	36
8.2. Årsmedelvärden för att beakta kronisk exponering	37
8.2.1. Hur många prover måste medelvärdet baseras på?	38
8.2.2. Tidsperiod som avses	38
8.2.3. Beräkning av medelvärden	39
8.3. Expertbedömning utifrån data från alternativa mätmetoder	40
8.3.1. Modellering av halter efter spädning	40
8.3.2. Passiv provtagning	40
8.3.3. Bioanalytiska metoder	41
9. SÄRSKILDA ASPEKTER VID UTVÄRDERING AV METALLER I VATTEN	42
9.1. Bakgrund	42
9.1.1. Metaller förekommer i olika former	42
9.1.2. Metaller förekommer naturligt	52
9.2. Hur metaller i vatten klassificeras	55
9.2.1. Bedömningsgrunderna avser löst koncentration	55
9.2.2. Biotillgänglig koncentration	56
9.2.3. Hänsyn till naturlig bakgrundshalt	57
9.3. Gör så här för att beräkna biotillgänglig koncentration	58
9.3.1. Koppar	58
9.3.2. Zink	60
9.3.3. Nickel	61
9.3.4. Bly	63
9.4. Stöd vid expertbedömningar av biotillgänglighet	64
9.4.1. Expertbedömning då vattenkemin är utanför valideringsintervallen ..	64
9.4.2. Expertbedömning då vattenkemi data saknas eller är osäkra	68
9.4.3. Expertbedömning då total eller dekanterad halt har analyserats	71
10. OSÄKERHETER VID UTVÄRDERING AV HALTER I VATTEN	74
11. UTVÄRDERING AV HALTER I SEDIMENT	76
11.1. Bedömning av representativitet	76
11.2. Bedömning av biotillgänglighet	76
11.2.1. För organiska ämnen: normalisera mot organisk kolhalt	76
11.2.2. Andra sätt att bedöma biotillgänglighet	77
11.3. Hänsyn till naturlig bakgrundshalt	78
12. UTVÄRDERING AV HALTER I BIOTA	79

12.1. Halter i biota används för att bedöma risk <i>via</i> vattenmiljön	79
12.1.1. Värden för biota ska användas i första hand.....	79
12.2. Bedömning av representativitet.....	80
12.2.1. Val av art.....	80
12.2.2. Tidsperiod som avses	81
12.3. Datahantering	82
12.3.1. Fettlösliga ämnen i fisk.....	82
12.3.2. Kvicksilver	83
12.3.3. Utvärdering av PFOS i lever	83
12.3.4. Om data för flera individer finns beräknas medianhalten.....	84
12.3.5. Bedömning av osäkerhet	84
12.4. Expertbedömning utifrån annan biota än den som avses.....	85
13. EXPERTBEDÖMNING AV STATUS UTIFRÅN DATA FÖR ANDRA MATRISER.....	86
REFERENSER	88
BILAGA 1. GRÄNSVÄRDEN FÖR VISSA ÄMNESGRUPPER.....	92
Dioxiner och dioxinlika PCB.....	92
Derivat	93
Nonylfenoler	93
BILAGA 2. BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR MILJÖGIFTER.....	94
Hur bedömningsgrunderna tas fram.....	94
Osäkerhetsfaktorer	94
Värden för biota.....	95
BILAGA 3. BERÄKNADE PLATSSPECIFIKA BEDÖMNINGSGRUNDER .	97
BILAGA 4. NATIONELLT UPPMÄTTA METALLKONCENTRATIONER ...	98
BILAGA 5. FÖRENKLADE BERÄKNINGSVERKTYG	99
Bio-met (ver 3.04)	99
PNEC Calculator	100

1. Sammanfattning

Denna vägledning beskriver lämpligt tillvägagångssätt vid klassificering av ytvattenstatus för miljögifter enligt 2 kap. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. Vägledningen riktar sig främst till vattenmyndigheter och länsstyrelser i deras arbete med att klassificera ekologisk status och kemisk ytvattenstatus med avseende på miljögifter i landets ytvattenförekomster. Vägledningen är uppdelad i två delar.

1.1. Del 1

I den första delen beskriver Havs- och vattenmyndigheten arbetsgången, de olika delmomenten i klassificeringen och vissa begrepp på en övergripande nivå. Här beskrivs bland annat vilka bedömningsgrunder man ska utgå från och hur resultat ska vägas samman vid klassificering av ekologisk status.

Viktiga aspekter att beakta är t.ex. att om det finns data från flera representativa övervakningsstationer inom samma vattenförekomst ska resultaten hanteras separat för respektive station. Värdena i bedömningsgrunderna får inte överskridas vid någon av dessa stationer.

Det räcker med att ett ämne förekommer i koncentrationer som överstiger de värden som anges i bedömningsgrunderna för kvalitetsfaktorn särskilda förorenande ämnen (SFÅ) i föreskrifterna, för att ekologisk status ska klassificeras till ”måttlig”. Det gäller oavsett vad de biologiska kvalitetsfaktorerna visar. SFÅ kan samtidigt bara föranleda en sänkning till ”måttlig” status men inte lägre.

Dokumentet ger också viss vägledning kring bedömning av rimlighet och osäkerhet vid klassificeringen.

1.2. Del 2

Den andra delen av vägledningen beskriver vissa av de metoder och bedömningar som kan behöva göras på en mer teknisk nivå, och indelat utifrån vilken matris (vatten, sediment eller biota) som ska bedömas.

Vägledningen är främst fokuserad på att ge en mer detaljerad vägledning vid utvärdering av övervakningsresultat för vatten. Det gäller i synnerhet beräkning av biotillgänglig vattenkoncentration för metallerna nickel, bly, zink och koppar. Vägledningen ger också stöd vid expertbedömning då det verktyg som ska användas för att beräkna biotillgänglig koncentration inte är validerat för den vattenkemi som råder, eller då data för vattenkemi saknas. Den ger även stöd vid bedömning av vid vilka koncentrationer det kan vara rimligt att bortse från de beräknade biotillgängliga koncentrationerna.

Vägledningen ger också stöd när uppmätta koncentrationer i sediment och biota utvärderas. En viktig aspekt när det gäller sediment är att uppmätta koncentrationer av organiska ämnen behöver normaliseras mot organisk kolhalt, liksom att man vid klassificering bör utgå från ytprover ifrån ackumulationsbottnar. För biota bör uppmätta koncentrationer av fettlösliga ämnen lipid-normaliseras.

2. Förklaring av termer

Nedan förklaras några centrala begrepp utifrån deras betydelse i denna vägledning. För vissa definitioner, som hämtats från juridiska dokument såsom HVMFS 2013:19 och vattenförvaltningsförordningen, har ytterligare förklaring lagts till¹.

Begrepp	Definition/ Förklaring
Akut exponering	Situation där en ytvattenförekomst under en kortare tid har exponerats för förhöjd påverkan t.ex. av ett kemiskt ämne (3 § HVMFS 2015:26). <i>Med kort tid avses normalt timmar till dagar.</i>
Bedömningsgrund	Naturvetenskapligt kriterie för att klassificera kemisk ytvattenstatus och ekologisk status eller potential. De ekologiska bedömningsgrunderna innehåller referensvärden eller referensförhållanden och klassgränser för en kvalitetsfaktor. De kemiska bedömningsgrunderna innehåller gränsvärden för ämnen eller ämnesgrupper (1 kap. 3 § HVMFS 2013:19). <i>Se även "Gränsvärde".</i>
Biota	Vattenlevande organismer som t ex fisk, kräftdjur och blötdjur (1 kap. 3 § HVMFS 2013:19).
BLM	<i>Biotic Ligand Model. Modeller som används för att beräkna metallers biotillgänglighet utifrån rådande vattenkemi, såsom pH, kalciumhalt och löst organiskt kol (DOC).</i>
DOC	<i>Löst organiskt kol (Dissolved Organic Carbon). Stödande parameter som behövs för att beräkna biotillgängliga koncentrationer av metallerna koppar, zink, nickel och bly i vatten.</i>
Ekologisk status	Kvaliteten på strukturen och funktionen hos akvatiska ekosystem som är förbundna med ytvatten, klassificerad i enlighet med bilaga V i direktiv 2000/60/EG och uttryckt såsom "hög", "god", "måttlig", "otillfredsställande" eller "dålig" (1 kap. 4 § VFF). <i>Ekologisk status klassificeras i enlighet med bedömningsgrunderna i bilaga 1–5 till HVMFS 2013:19.</i>
Expertbedömning	<i>En bedömning av status gjord utifrån bästa tillgängliga kunskap i de fall bedömningsgrunder eller gränsvärden inte kan tillämpas, antingen för att det saknas underlagsdata eller för att det inte är möjligt att modellera biotillgänglighet (se 2 kap. 13 § HVMFS 2013:19).</i>
Gränsvärde	<i>För ämnen som bedöms vid klassificering av kemisk ytvattenstatus är bedömningsgrunderna, dvs. de koncentrationer som inte får överskridas, benämnda gränsvärden, och anges i bilaga 6 till HVMFS 2013:19.</i>
Kemisk ytvattenstatus	Den kemiska kvaliteten hos en ytvattenförekomst, klassificerad i enlighet med bilaga V i direktiv 2000/60/EG och artikel 3, 4 och 6 samt bilaga I i direktiv 2008/105/EG och uttryckt såsom "god" eller "uppnår ej god" (1 kap. 4 § VFF). <i>Kemisk ytvattenstatus klassificeras i enlighet med gränsvärdena i bilaga 6 till HVMFS 2013:19.</i>

¹ I dessa fall anges först lydelsen och hänvisning inom parentes, och därefter ges ytterligare förklaring i kursiv stil. I de fall begreppet inte förekommer i föreskrifter eller förordningar kursiveras förklaringen.

Begrepp	Definition/ Förklaring
Klassificering	Parametrar och kvalitetsfaktorer bedöms för att sedan vägas samman till ekologisk status eller potential samt kemisk ytvattenstatus (1 kap. 3 § HVMFS 2013:19).
Kvalitetsfaktor	Biologisk, fysikalisk-kemisk eller hydromorfologisk faktor. En kvalitetsfaktor består av en eller flera parametrar (1 kap. 3 § HVMFS 2013:19). <i>Begreppet används vid ekologisk statusklassificering och kvalitetsfaktorena anges i bilagorna 1–5 till HVMFS 2013:19. Exempelvis är särskilda förorenande ämnen (SFÅ) en av de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorena och avser miljögifter.</i>
Kvantifieringsgräns	Den lägsta koncentration vid vilken ett ämne kan kvantifieras med acceptabel riktighet och precision med metoden (3 § HVMFS 2015:26).
Matris	En del av vattenmiljön (vatten, sediment eller biota) (1 kap. 3 § HVMFS 2013:19).
Miljögifter	<i>Här avses ämnen i bilaga 6 samt de ämnen som har bedömningsgrunder i bilaga 2.7 och 5.4 till HVMFS 2013:19.</i>
Parameter	Del av en biologisk, fysikalisk-kemisk eller hydromorfologisk kvalitetsfaktor för ekologiska bedömningsgrunder eller ett ämne eller en ämnesgrupp för kemiska bedömningsgrunder (1 kap. 3 § HVMFS 2013:19). <i>Exempelvis är kopparkoncentration en parameter som bedöms inom kvalitetsfaktorn särskilda förorenande ämnen (SFÅ).</i>
PBT	Persistenta (långlivade), bioackumulerbara och toxiska ämnen
Särskilda Förorenande Ämnen (SFÅ)	<i>En kvalitetsfaktor som omfattar de förorenande ämnen för vilka det finns bedömningsgrunder i bilaga 2 avsnitt 7 och bilaga 5 avsnitt 4 till HVMFS 2013:19 och som släpps ut i betydande mängd i ytvattenförekomsten, eller i betydande mängd tillförs på annat sätt.</i>
TOC	<i>Totalt organiskt kol (Total Organic Carbon). Stödande parameter som behövs för att utvärdera uppmätta koncentrationer av TBT, antracen och fluoranten i sediment.</i>
Trofinivå	<i>Den position en organism har i en näringskedja. Primärproducenter såsom växter har trofinivå 1, medan växtätare intar position 2, osv.</i>
Ytvattenförekomst	En avgränsad och betydande förekomst av ytvatten såsom t.ex. en sjö, en å, älv eller kanal, ett vatten i övergångszon eller ett kustvattenområde (1 kap. 3 § VFF). <i>Benämningen "ytvattenförekomst" är den formellt korrekta, enligt VFF, men för att förenkla läsandet används i denna vägledning ofta benämningen "vattenförekomst".</i>
Övervakningsstation	Ett geografiskt läge som är representativt för en ytvattenförekomst. Information från en övervakningsstation kan bestå av data från en enskild provtagningsplats eller flera provtagningsplatser (1 kap. 3 § HVMFS 2013:19).

3. Inledning

Arbetet med vattenförvaltningen följer en planeringscykel som löper på 6 år, den så kallade vattenförvaltningscykeln². Denna vägledning beskriver lämpligt tillvägagångssätt vid klassificering av ytvattenstatus med avseende på miljögifter enligt 2 kap. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.³

Typindelning⁴, påverkansanalys och riskbedömning⁵ är andra moment i vattenförvaltningscykeln, och dessa föregår klassificeringen. Klassificeringen bygger i huvudsak på de data som genereras inom ramen för de övervakningsprogram som ska etableras enligt 7 kap. förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (vattenförvaltningsförordningen, VFF). Statusklassificering och riskbedömning är sedan en grund för fastställandet av miljö kvalitetsnormer, bedömning av åtgärdsbehov och av vad som behöver övervakas.

Begreppet ”miljögifter” förekommer egentligen inte i föreskrifter, förordning eller direktiv men används i denna vägledning som ett samlingsnamn för de ämnen som bedöms vid klassificering av kemisk ytvattenstatus samt de särskilda förorenande ämnen som bedöms vid ekologisk statusklassificering. Begreppet används med denna betydelse även i databasen VISS. Havs- och vattenmyndigheten vill dock understryka att bedömningen av om ett ämne är ”giftigt” eller ej är koncentrationsberoende och att vissa av de ämnen som omfattas även kan vara livsnödvändiga upp till en viss koncentration (se även 9.1.2.1.).

3.1. Syfte och målgrupp

Vägledningen riktar sig främst till vattenmyndigheter och länsstyrelser i deras arbete med att bedöma ekologisk status och kemisk ytvattenstatus för miljögifter i landets ytvattenförekomster. Vattenmyndigheterna beslutar om miljö kvalitetsnormer enligt vattenförvaltningsförordningen. Till sitt stöd har vattenmyndigheterna länsstyrelserna genom de så kallade beredningssekretariaten. Beredningssekretariaten tar fram de underlag som behövs.

Vägledningen syftar till att underlätta vid statusklassificeringen och förtydliga HVMFS 2013:19.

² Se även <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/vattenforvaltning/om-vattenforvaltning.html>

³ HVMFS 2013:19 har när denna vägledning fastställdes senast reviderats genom Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2016:31) om ändring i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.

⁴ Se NFS 2006:1.

⁵ Definieras i NFS 2006:1 som en ”bedömning, i enlighet med punkten 1.5 andra stycket bilaga II till direktiv 2000/60/EG, av om ytvattenförekomsten riskerar att inte uppfylla de kvalitetskrav som fastställs enligt 4 kap. förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön”.

3.2. Bakgrund

Vattendirektivet⁶ och dess två dotterdirektiv – grundvattendirektivet⁷ och direktivet om prioriterade ämnen⁸ – har införts i svensk rätt främst genom ändringar i miljöbalken⁹ (MB), vattenförvaltningsförordningen¹⁰ (VFF), länsstyrelseinstruktionen¹¹ (LstI) och myndighetsföreskrifter meddelade av Havs- och vattenmyndigheten, Sveriges geologiska undersökning och länsstyrelser (vattenmyndigheterna).

När det gäller miljögifter i ytvatten anger HVMFS 2013:19 bl.a. vilka bedömningsgrunder respektive gränsvärden som ska tillämpas vid klassificering av ekologisk status respektive kemisk ytvattenstatus.

Direktivet om prioriterade ämnen (2008/105/EG) reviderades 2013 genom 2013/39/EU. HVMFS 2013:19 reviderades därför genom HVMFS 2015:4. Samtidigt infördes bl.a. ytterligare bedömningsgrunder på nationell nivå.

För att samordna arbetet internationellt har ett antal vägledningar¹² och tekniska rapporter¹³ tagits fram inom det så kallade CIS arbetet (CIS: Common Implementation Strategy). De flesta av dessa dokument hittas via webbplatsen CIRCABC¹⁴. Där finns även ett stort antal underlagsdokument (såsom ämnes-

⁶ Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område, senast ändrat genom Kommissionens direktiv 2014/101/EU av den 30 oktober 2014 om ändring av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.

⁷ Europaparlamentets och rådets direktiv 2006/118/EG av den 12 december 2006 om skydd för grundvatten mot föroreningar och försämring.

⁸ Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105/EG av den 16 december 2008 om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring och senare upphävande av rådets direktiv 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG och 86/280/EEG, samt om ändring av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG, reviderat genom Europaparlamentets och rådets direktiv 2013/39/EU av den 12 augusti 2013 om ändring av direktiven 2000/60/EG och 2008/105/EG vad gäller prioriterade ämnen på vattenpolitikens område.

⁹ Se t.ex. specialbestämmelser i 5 kap. MB (1998:808) angående miljökvalitetsnormer för vattenmiljön.

¹⁰ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.

¹¹ Förordning (2007:825) med länsstyrelseinstruktion.

¹² När det gäller europeisk vägledning relaterad till miljögifter kan särskilt följande CIS-dokument nämnas: nr 19 (EC 2009a: kemisk övervakning av ytvatten), nr 25 (EU 2010: övervakning av sediment och biota), nr 27 (EC 2011: hur bedömningsgrunder för miljögifter bör tas fram), nr 28 (EC 2012: register för utsläpp och spill), nr 32 (EU 2014c: implementering av biotavärden), nr 33 (EU 2014a: kemisk analys av biota). Även följande CIS vägledningar har avsnitt som är relevanta: nr 3 (EC 2003: påverkansanalys och riskbedömning), nr 13 (EC 2005: hur ekologisk status/potential klassificeras), nr 21 (EC 2009b, reviderad genom EC 2015: rapportering).

¹³ Se t.ex. WCA (2014), Batty et al (2012), EU (2014b).

¹⁴ <https://circabc.europa.eu>

rapporter/dossiers med information om hur gränsvärdena i direktivet tagits fram, rapporter om källor för respektive ämne osv.).

I denna vägledning har Havs- och vattenmyndigheten beaktat de europeiska vägledningar och rapporter som är framtagna, utifrån de nationella förut-sättningarna och hur direktiven har införts i Sverige.

3.3. Avgränsningar

Denna vägledning är inriktad på utvärdering av resultat i samband med statusklassificering av vattenförekomster. En utgångspunkt är att undersökningarna redan från början har lagts upp på ett sådant sätt att det t.ex. är känt vad provena representerar. En annan utgångspunkt är att nödvändiga stödparametrar¹⁵ har analyserats parallellt. Dokumentet omfattar därför inte någon detaljerad vägledning kring hur man avgör lämplig övervakningsfrekvens, hur man väljer representativa övervakningsstationer eller hur man grupperar vattenförekomster. I många fall behöver dock klassificeringen baseras på underlag som inte primärt tagits fram för detta syfte. Vägledningen går därför även in på hur man klassificerar status i några sådana situationer. Bedömning av geografisk representativitet hos ett prov beskrivs dock främst principiellt.

Dokumentet omfattar viss vägledning kring den bedömning av rimlighet och osäkerhet som behöver göras i samband med klassificeringen (i enlighet med 2 kap. 9 § HVMFS 2013:19), men ger inte någon detaljerad vägledning kring indelning i olika tillförlitlighetsklasser inför rapportering.

Vägledning kring naturlig bakgrundshalt hos metaller avgränsar sig till hur bakgrundshalten bör beaktas i samband med klassificeringen men inte på vilka nivåer dessa bakgrundshalter ligger för olika ämnen eller områden i Sverige eller hur man tar fram sådan information.

Eftersom modellerade koncentrationer i miljön framför allt är lämpliga att använda vid riskbedömningar snarare än vid klassificering omfattar den här vägledningen inte någon närmre beskrivning av den typen av verktyg¹⁶.

Vägledningen ska ses som ett levande dokument och kan komma att revideras.

3.4. Läsanvisning

Vägledningen är uppdelad i två huvudsakliga delar. I den första delen beskrivs arbetsgång, de olika delmomenten i klassificeringen och vissa begrepp på en övergripande nivå. Den andra delen av vägledningen beskriver sedan vissa av de metoder och bedömningar som kan behöva göras på en mer teknisk nivå och i huvudsak indelat utifrån vilken matris (vatten, sediment eller biota) som ska bedömas.

Det är HVMFS 2013:19 som avses, när en hänvisning görs till ”föreskrifterna”. I de fall några andra föreskrifter avses, skrivs referens till dessa ut

¹⁵ Gäller t.ex. vattenkemi (pH, DOC, Ca) vid utvärdering av vissa metaller, lipidvikt vid utvärdering av fettlösliga ämnen i biota och organisk kolhalt vid utvärdering av organiska ämnen i sediment.

¹⁶ Här avses t.ex. spridningsmodeller för att uppskatta halter i vattenfas i en recipient utifrån uppmätta halter på ett utsläpp.

tydligt. I de flesta fall inleds varje kapitel eller avsnitt med en faktaruta av juridisk karaktär (*"Bestämmelser"*) där de för avsnittet mest relevanta delarna i förordning, föreskrifter eller direktiv återges. Vägledningen har också med faktarutor som ger fördjupande information (*"Fördjupad information"*) och förtydligar vissa begrepp och rutor för att göra läsaren extra uppmärksam på viss text (*"Observera"*).

De anvisningar som ges i denna vägledning avser bedömningar i vattenförekomsten. Avsnitten som gäller bedömning av biotillgänglighet hos metaller i vatten avser således lämpligt förfarande för att bedöma biotillgänglig metallkoncentration i prover tagna i exempelvis en sjö och inte på ett utsläpp. Andel löst eller biotillgänglig metallfraktion kan ändras, när ett utsläpp når en annan miljö, med andra vattenkemiska förhållanden.

För ytterligare vägledning inom vattenförvaltningen såsom framtagande av övervakningsprogram, bedömning av åtgärdsbehov, påverkansanalys och riskbedömning samt bedömning av undantag i samband med normsättning hänvisas till andra föreskrifter och vägledningsdokument¹⁷ (se även 3.2.).

¹⁷ Se Havs- och vattenmyndighetens hemsida; <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning-lagar/vagledningar/vattenforvaltning/nationell-vagledning-och-foreskrifter-for-vattenforvaltning.html>

DEL 1.

STATUSKLASSIFICERING – ARBETSGÅNG

Denna del av vägledningen beskriver övergripande de delmoment samt den terminologi som direkt berör statusklassificering med avseende på miljögifter, se även *Bestämmelser 1*.

Inledningsvis jämförs uppmätta koncentrationer med värdena i bedömningsgrunderna för de ämnen som ska utvärderas (se *kapitel 4* och *5*).

Om uppmätt koncentration överskrider värdet i bedömningsgrunderna i föreskrifterna bedöms statusen inte som god. Detta gäller normalt oavsett graden av överskridande. Även det omvända gäller, dvs. om koncentrationerna inte överskrider värdena i bedömningsgrunderna så bedöms status som god, även om uppmätta koncentrationer t.ex. ligger precis under aktuella bedömningsgrunder.

Därefter bedöms rimlighet och osäkerhet hos klassificeringen och tillförlitligheten beskrivs (se *kapitel 6*). I vissa fall behöver expertbedömningar tillämpas vid klassificeringen (se *kapitel 7*).

Bestämmelser 1.

2 kap. Klassificering

1 § Vattenmyndigheten ska klassificera ekologisk status eller potential och kemisk ytvattenstatus för ytvattenförekomster i syfte att avgöra vilka miljö kvalitetsnormer som ska fastställas.

Ekologisk status och potential

2 § Vid klassificering av ekologisk status ska de biologiska kvalitetsfaktorerna vägas samman för ytvattenförekomsten. Klassificeringen kan baseras på underlagsdata från grupp av ytvattenförekomster.

I de fall de biologiska kvalitetsfaktorerna ger resultatet god eller hög status ska därutöver de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna vägas samman. I de fall de biologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna ger resultatet hög status ska därutöver de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna vägas samman. Vid sammanvägning av kvalitetsfaktorer är den kvalitetsfaktor utslagsgivande som klassificerats till sämst status.

De fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna kan försämra den ekologiska statusen endast från hög till god eller från god till måttlig. De hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna kan försämra den ekologiska statusen endast från hög till god.

3 § Vid klassificering av ekologisk status ska bedömningsgrunderna i *bilaga 1–5* tillämpas, om inte annat medges i 9-13 §§ i detta kapitel.

6 § Vid klassificering av ekologisk status eller potential ska kvalitetsfaktorn särskilda förorenande ämnen klassificeras enligt förfarandet i *bilaga 2* avsnitt 7 eller *bilaga 5* avsnitt 4, om inte annat medges i 9 § eller 13 § i detta kapitel.

Kemisk ytvattenstatus

7 § Klassificering av kemisk ytvattenstatus ska ske för de ämnen och ämnesgrupper som är upptagna i *bilaga 6* och släpps ut i ytvattenförekomsten eller tillförs på annat sätt.

8 § Vid klassificering ska de gränsvärden som anges i tabell 1 *bilaga 6* tillämpas för ytvattenförekomsten, med beaktande av 8 a §, om inte annat medges i 9 § eller 14 § i detta kapitel. Klassificeringen kan baseras på underlagsdata från en grupp av ytvattenförekomster när det gäller ämnena nr 5, 21, 28, 30, 35, 37, 43 och 44.

En ytvattenförekomst ska klassificeras med *god kemisk ytvattenstatus* om övervakningsresultat visar att gränsvärdena för tillämpbara matriser inte överskrider vid någon övervakningsstation i ytvattenförekomsten och med *uppnår ej god kemisk ytvattenstatus* om tillämpligt gränsvärde för minst ett av ämnena överskrider för någon övervakningsstation.

Klassificering för ämnena nr 34-45 ska ske första gången senast den 22 december 2018.

8 a § I de fall det förekommer gränsvärden för biota i tabell 1 i *bilaga 6* ska dessa användas vid klassificering enligt 8 §. Om gränsvärde för biota inte överskrider men gränsvärde för maximal tillåten koncentration för ytvatten i tabell 1 i *bilaga 6* överskrider vid någon övervakningsstation, ska klassificering göras utifrån det senare gränsvärdet.

4. Övervakningsdata är grunden

4.1. Datatillgänglighet

Denna vägledning är inriktad på utvärdering av övervakningsresultat i samband med statusklassificering av vattenförekomster. En utgångspunkt är att övervakningsdata, även för nödvändiga stödparametrar (t.ex. pH, organisk kolhalt och lipidvikt), finns tillgängliga.

Övervakningsdata för miljögifter och dessa stödparametrar erhålls bland annat via olika databaser, se t.ex. Naturvårdsverkets hemsida¹⁸.

Utöver de data som har rapporterats in till datavärdarna kan det finnas ytterligare data som har tagits fram t.ex. inom ramen för verksamhetsutövares recipientkontroll, i samband med undersökningar på förorenade områden, forskningsprojekt eller vattenverksamheter (inför t.ex. muddringar och dumpning av massor).

Det är viktigt att vara medveten om att data kan ha tagits fram för helt andra syften än för statusklassificering utifrån vattenförvaltningsförordningen. Det är därför viktigt att i varje enskilt fall bedöma om sådana data kan användas inom ramen för en klassificering. Det är t.ex. viktigt att kontrollera när och var (t.ex. utifrån koordinatangivelser) provet har tagits för att kunna avgöra representativiteten i tid och rum (se 5.1. och 5.2.).

4.2. Kvalitetsgranskning

De data som levererats till datavärd ska ha kvalitetsgranskats innan leverans. Även datavärden gör en viss kontroll. Trots detta kan det förekomma att data kan vara bristfällig. En första kontroll av t.ex. enhet¹⁹ och om det kan tänkas röra sig om extremvärden är därför lämplig att göra. Skulle tänkbara felaktigheter upptäckas ombeds användaren vända sig till dataleverantören men även informera datavärden.

Uppgifter om analysosäkerhet (se 6.2.1.) framgår inte alltid av dessa utdrag och kan därför behöva kontrolleras genom kontakt med dataleverantören.

¹⁸ <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Miljoovervakning/Miljodata/>

¹⁹ Om t.ex. enheten mg/l anges för matrisen sediment, bör uppgiften kontrolleras.

5. Bedömningsgrunder vid klassificering av ytvattenstatus

Vattenmyndigheterna ska klassificera ekologisk status och kemisk ytvattenstatus hos samtliga ytvattenförekomster. Dessa klassificeringar ligger sedan till grund för de miljö kvalitetsnormer som de ska fastställa.

För ytvatten anges bedömningsgrunder, det vill säga naturvetenskapliga kriterier till stöd för att klassificera ekologisk status och kemisk ytvattenstatus, i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Bedömningsgrunderna är av biologisk, fysikalisk-kemisk eller hydromorfologisk karaktär. Ytvattenförekomstens status anges som ekologisk status och kemisk ytvattenstatus. För ekologisk status finns fem statusklasser. Bedömningsgrunderna framgår av bilaga 2–5 till HVMFS 2013:19. För kemisk ytvattenstatus finns två klasser. Bedömningsgrunderna framgår av bilaga 6 till HVMFS 2013:19. I *bilaga 1* till denna vägledning, ges några förklaringar på detaljnivå, utöver de som framgår av föreskrifterna.

De kemiska bedömningsgrunderna för miljögifter tas i huvudsak fram enligt europeisk vägledning (EC 2011)²⁰, oavsett om de beaktas vid klassificering av kemisk ytvattenstatus eller ekologisk status. Värdena bygger på en uppskattning av vilka koncentrationer som inte innebär någon oacceptabel risk för effekter i eller via vattenmiljön (se även *bilaga 2* till denna vägledning). Värdena kan skilja sig mellan inlandsvatten (sjöar, vattendrag) och andra ytvatten (marin miljö). För koppar och zink har dessutom olika bedömningsgrunder för Västerhavet respektive Östersjön införts i föreskrifterna. Ett och samma ämne kan även ha bedömningsgrunder för olika matriser (sediment, vatten, biota). För vattenfasen finns bedömningsgrunder uttryckta som årsmedelvärden och i vissa fall maximal tillåten koncentration (se *8.1. och 8.2*). Vissa bedömningsgrunder är uttryckta för t.ex. löst eller biotillgänglig vattenfraktion, vissa sedimentvärden avser sediment med 5 procent organiskt kol och biotavärdena uttrycks för ett visst biotataxon (t.ex. fisk) (se *kapitel 9, 11 och 12*).

²⁰ För ämnen som bedöms vid klassificering av kemisk ytvattenstatus är bedömningsgrunderna, dvs. de koncentrationer som inte får överskridas, benämnda gränsvärden, och anges i bilaga 6 till HVMFS 2013:19. I direktivet om prioriterade ämnen kallas värdena på engelska för "EQS", Environmental Quality Standards, och detta har i den svenska versionen av direktivet översatts till "MKN", miljö kvalitetsnormer. Begreppet miljö kvalitetsnormer i svensk rätt har dock en delvis utvidgad betydelse jämfört med begreppet miljö kvalitetsnorm i direktivet och omfattar de kvalitetskrav som vattenmyndigheterna fastställer för respektive vattenförekomst, och som t.ex. uttrycks som "god kemisk ytvattenstatus". I denna vägledning används "bedömningsgrunder" för de värden som används vid ekologisk statusklassificering, men även då texten avser *både* bedömningsgrunder för kvalitetsfaktorn SFÄ och gränsvärdena i bilaga 6 (se även definitioner och förklaringar i *kapitel 2*).

5.1. Var gäller bedömningsgrunderna?

En utgångspunkt i denna vägledning är att den information som finns som underlag vid klassificering, i första hand har tagits fram enligt de krav som ställs på kontrollerande och operativ övervakning och vid övervakningsstationer som representerar den aktuella vattenförekomsten enligt definitionen av övervakningsstation (se 1 kap. 2§ HVMFS 2013:19). Övervakningens geografiska (spatiella/rumsliga) täckning och representativitet för vattenförekomsten är ett exempel på en aspekt som därför bör ha beaktats redan i samband med att övervakningsprogrammet etablerades.

Representativiteten hos provtagningslokalerna kan dock också behöva bedömas i efterhand i de fall klassificeringen behöver baseras på data som tagits fram för andra syften eller vid tidigare tidpunkter. Bedömningen av provtagningslokalernas representativitet, i tid och rum, bör i detta fall följa samma principer som vid etablerandet av övervakningsprogram. Notera att vad som är att betrakta som representativt kan variera beroende på vilken matris som har provtagits (se *kapitel 8, 11 och 12*).

Vid klassificering av en vattenförekomsts ytvattenstatus är det viktigt att få en helhetsbild av tillståndet i den aktuella vattenförekomsten. Som generell princip vid bedömning av geografisk representativitet gäller därför att för vatten och sediment är det viktigt att man utifrån aktuella data kan bedöma om de akvatiska organismerna i vattenförekomsten riskerar att påverkas negativt – på populationsnivå och på kort eller lång sikt – till följd av de koncentrationer som förekommer.

Sedimentprover tagna på en dumpningsplats representerar t.ex. i normalfallet inte vattenförekomsten. Det gäller så länge dumpningsplatsen utgör en liten avgränsad del av vattenförekomsten och förhållandena på platsen inte innebär en oacceptabel risk för de populationer av bottenlevande och pelagiska organismer som finns i vattenförekomsten och organismer t.ex. högre upp i näringskedjan.

Förhöjda koncentrationer även i ett förhållandevis avgränsat område av en vattenförekomst kan däremot riskera att påverka på populationsnivå om det t.ex. här förekommer ett yngelområde av betydelse.

För biota är det viktigt att kunna bedöma risk via den akvatiska miljön, för oss människor eller t.ex. fiskätande fåglar och däggdjur. När man tolkar uppmätta halter i biota behöver man tänka på att vilket geografiskt område en provtagningsplats representerar bl.a. beror på rörligheten hos organismen (se även *12.2*).

5.1.1. Övervakningsstationer utvärderas var för sig

Om det finns flera övervakningsstationer får uppmätta koncentrationer inte överskrida de värden som anges i föreskrifterna vid någon av dessa övervakningsstationer (2 kap. 8 § samt bilaga 2 avsnitt 7.1. och bilaga 5 avsnitt 4.1. HVMFS 2013:19). För miljögifter räknar man således vid klassificeringen t.ex. inte ut ett medelvärde för uppmätta koncentrationer vid samtliga övervakningsstationer, utan det är ”sämst som styr” (se *Observera 1*). Detta gäller oavsett matris. Notera dock att övervakningsstationerna ska kunna anses vara representativa för vattenförekomsten.

Observera 1.

Om det finns flera representativa övervakningsstationer inom samma vattenförekomst räknar man för miljögifter inte ut ett medelvärde för dessa. Resultaten hanteras separat och uppmätta koncentrationer får inte överskrida värdena i bedömningsgrunderna vid någon av dessa övervakningsstationer.

5.1.2. Gruppering

Vid statusklassificering kan man i vissa fall utgå utifrån uppmätta koncentrationer i andra vattenförekomster, med t.ex. liknande påverkanstryck. Det behöver således inte alltid finnas övervakningsdata för just den aktuella vattenförekomsten, utan i dessa situationer får man gruppera vattenförekomster och utgå från uppmätta koncentrationer från en eller flera andra vattenförekomster. Ytvattenförekomsterna bör, då det är relevant, ha grupperats redan i samband med att övervakningsprogrammen togs fram. Denna vägledning går därför inte in på hur man grupperar vattenförekomster.

5.2. Tidsperiod som avses

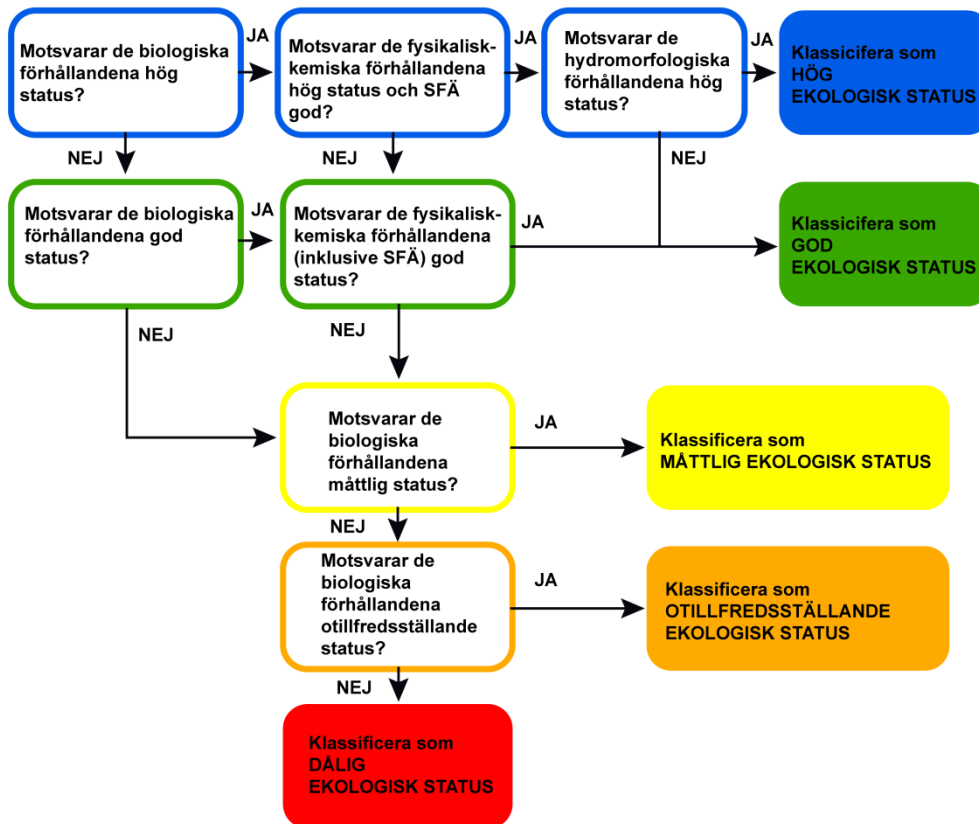
Av föreskrifterna framgår inte i detalj vilken tidsperiod som avses. Generellt gäller dock att den tidsperiod för vilken status ska bedömas är innevarande förvaltningscykel. Därför bör man i första hand utgå från mätdata som representerar denna period. Det är särskilt viktigt i de fall då det är troligt att dagens koncentrationer avviker signifikant från tidigare uppmätta koncentrationer. Här kan påverkansanalys och riskbedömning ge viktig information. Vilken tidsperiod prover tagna vid en viss tidpunkt representerar varierar dock i hög grad beroende på vilken matris (vatten, sediment eller biota) som analyserats och hur provet har tagits. Stickprover på vatten ger t.ex. en ögonblicksbild av situationen medan prover på sediment ger en betydligt mer tidsintegrerad bild och representerar normalt belastningen under flera års tid (se även *del 2* för ytterligare vägledning relaterad till respektive matris).

5.3. Bedömningsgrunder för ekologisk status

För de biologiska kvalitetsfaktorerna uttrycks bedömningsgrunderna för fem olika klasser, se figur 1. För att klassificera en vattenförekomst till god status behöver även fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer uppvisa minst samma status. Vid klassificering till hög status behöver både fysikalisk-kemiska och hydro-morfologiska kvalitetsfaktorer uppvisa hög status²¹. Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer kan däremot bara sänka ner till ”måttlig” status, medan

²¹ Om orsaken till att god ekologisk status inte nås kan kopplas till påverkan på hydro-morfologiska förhållanden kan det bli aktuellt att utreda om vattenförekomsten kan vara ett KMV (Kraftigt Modifierat Vatten). I dessa fall talar man inte längre om ”status” utan ”potential” när det gäller ekologisk status. Klassificeringen med avseende på SFÅ påverkas dock inte utan det är samma bedömningsgrunder som gäller. KMV är inte heller av relevans vid klassificering av kemisk ytvattenstatus.

biologiska kvalitetsfaktorer även kan motivera att status sätts till otillfredsställande eller dålig.



Figur 1. Resultaten av bedömningar på kvalitetsfaktornivå vägs samman vid ekologisk statusklassificering. Figuren visar en något förenklad bild av tillvägagångssättet, se 2 kap. 9 och 13 §§ HVMFS 2013:19.

För miljögifter baseras bedömning av ekologisk status på uppmätta koncentrationer av enskilda ämnen, så kallade särskilda förorenande ämnen, SFÄ. Bedömningsgrunderna för dessa ämnen är framtagna för att ange koncentrationer där risken för negativa effekter, i eller via vattenmiljön, är liten (se även *bilaga 2* till denna vägledning).

Havs- och vattenmyndigheten har inte fastställt några biologiska bedömningsgrunder som är utvecklade för att kunna svara på effekter av miljögifter. De flesta biologiska bedömningsgrunder som är med i HVMFS 2013:19 är istället utvecklade för att t.ex. bedöma effekter som uppstår till följd av övergödning och försurning. För vissa parametrar inom de befintliga biologiska kvalitetsfaktorerna skulle möjligen även en betydande miljögiftsstress kunna ge utslag (se även *Fördjupad information 1*).

5.3.1. Särskilda Förorenande Ämnen (SFÄ)

Vid klassificering av ekologisk status bedöms bl.a. fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer. Kvalitetsfaktorn ”Särskilda förorenande ämnen” (SFÄ) är en fysikalisk-kemisk kvalitetsfaktor och omfattar andra miljögifter än de som anges i bilaga 6, och för vilka det har visats att de släpps ut eller tillförs på annat sätt i

betydande mängder i vattenförekomsten (bilaga 2 avsnitt 7.1. och bilaga 5 avsnitt 4.1. till HVMFS 2013:19)²². Se även *Bestämmelser 2*.

Vid statusklassificering tillämpas de bedömningsgrunder som finns i bilaga 2 (inlandsvatten, dvs. sjöar och vattendrag) och 5 (andra ytvatten, dvs. marin miljö) till HVMFS 2013:19.

Fördjupad information 1.

Varför beaktas inte biologin vid klassificering med avseende på miljögifter?

Det finns inget krav på att man ska kunna observera effekter på biologin för att kunna ta hänsyn till några fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer, inklusive SFÄ.

Några biologiska kvalitetsfaktorer för att bedöma effekter av miljögifter har ännu inte kunnat fastställas för användning inom vattenförvaltningen. Man kan därför inte heller förvänta sig någon koppling mellan en klassificering baserad på SFÄ och en klassificering baserad på biologiska kvalitetsfaktorer.

Vissa typer av effekter av miljögifter upptäcks dessutom svårigen genom undersökningar av biologiska effekter i den specifika vattenförekomsten. Om halter av ämnen som utgör störst risk för människor (via intag av fisk och skaldjur) eller t.ex. fiskätande fåglar och däggdjur tillåts öka så pass mycket att effekter uppstår på dessa trofinivåer kan det ta lång tid att vända utvecklingen i positiv riktning.

Bestämmelser 2.

Bilaga 2 avsnitt 7.1 Klassificering respektive Bilaga 5 avsnitt 4.1 Klassificering

Klassificering av särskilda förorenande ämnen ska göras för de ämnen angivna i tabell 1 och 2 som släpps ut i betydande mängd i ytvattenförekomsten, eller i betydande mängd tillförs på annat sätt.

Vid klassificering ska de värden för respektive ämne användas som anges i samma tabeller.

Kvalitetsfaktorn särskilda förorenande ämnen ska klassificeras som god status om övervakningsresultat visar att värdet angivet i tabell 1 eller 2 för det aktuella ämnet inte överskrider vid någon övervakningsstation och med måttlig status om värdet överskrider.

För det fall vattenmyndigheten identifierar ytterligare ämnen som släpps ut i betydande mängd i en ytvattenförekomst, eller tillförs i betydande mängd på annat sätt, ska detta rapporteras till Havs- och vattenmyndigheten för ställningstagande till om dessa ska föras in i tabell 1.

Bedömningsgrunderna som används för att klassificera kvalitetsfaktorn SFÄ tas fram på nationell nivå och ingår i HVMFS 2013:19. Om något eller några av dessa ämnen identifieras (dvs. pekats ut) som ett SFÄ kommer dock att variera mellan olika vattenförekomster. Det beror på att klassificeringen bara behöver göras för det eller de av dessa ämnen som släpps ut eller på annat sätt tillförs²³ i

²² Enligt bilaga V i vattendirektivet ska även s.k. prioriterade ämnen beaktas inom ramen för ekologisk statusklassificering. 2008 antogs dock EU-gemensamma kriterier för prioriterade ämnen genom dotterdirektivet om prioriterade ämnen (2008/105/EG). Av EC (2005) framgår att dessa ämnen då inte längre ska beaktas vid ekologisk statusklassificering: *"once environmental standards have been adopted at Community level for the priority substances listed in Annex X, these substances should only be taken into account in the classification of surface water chemical status and should not be used as supporting elements for the classification of ecological status"*.

²³ Havs- och vattenmyndigheten vill med tillägget "eller tillförs på annat sätt" betona att även utsläpp på annat sätt än via punktkällor behöver räknas in, t.ex. även atmosfärisk deposition och läckage från diffusa källor. Detta är i enlighet med bl.a. CIS 3, vägledningsdokument för påverkansanalys och riskbedömning (EC 2003). Se även NFS 2006:1.

betydande mängd i respektive vattenförekomst. Ett ämne som koppar ska därför bara ingå i kvalitetsfaktorn SFÄ i vattenförekomster där detta ämne släpps ut eller tillförs i betydande mängd och inte vid klassificeringen för en vattenförekomst som saknar utsläpp eller annan tillförsel i betydande mängd av ämnet.

Med betydande mängd menas här till sådana koncentrationer att det kan hindra att den ekologiska statusen eller potentialen bedöms som god, dvs. att värdet i bedömningsgrunderna överskrids för respektive ämne. Att en substans släpps ut i "betydande mängd" ska sättas i relation till bedömningsgrunderna (se *Observera 2*). I detta sammanhang avses således inte t.ex. utsläppt mängd från en enskild källa i jämförelse med andra källor.

När det gäller vilka ämnen vattenmyndigheterna behöver övervaka och klassificera för respektive vattenförekomst finns en stark koppling till den påverkansanalys och riskbedömning som ska föregå klassificeringen. Vattenmyndigheterna behöver först avgöra för vilka vattenförekomster det föreligger en risk för att värdena i bedömningsgrunderna för SFÄ överskrids, för ett eller flera ämnen. Det är bara dessa ämnen och dessa vattenförekomster som behöver övervakas och klassificeras med avseende på kvalitetsfaktorn SFÄ.

Alla ämnen i bilagorna 2 och 5 är således inte per automatik att betrakta som SFÄ. Att ett ämne har identifierats utgöra ett SFÄ för en viss vattenförekomst innebär inte heller att det då automatiskt är ett SFÄ även för andra vattenförekomster.

SFÄ identifieras av vattenmyndigheterna för en viss vattenförekomst, men i vissa fall kan statusen bedömas utifrån övervakningsdata från andra vattenförekomster av samma typ och med liknande påverkanstryck (se 5.1.2.).

Observera 2.



Klassificering av kvalitetsfaktorn SFÄ behöver göras för det eller de ämnen med bedömningsgrunder i bilaga 2.7. respektive 5.4. och som släpps ut eller på annat sätt tillförs i betydande mängd till respektive vattenförekomst.

Med begreppet "betydande mängd" avses i detta sammanhang till sådana koncentrationer att värdet i bedömningsgrunderna för de aktuella ämnena riskerar att överskridas i vattenförekomsten. Risk för att detta ska ske behöver bedömas inom ramen för en påverkansanalys och riskbedömning.

Det eller de ämnen som identifieras (dvs. pekas ut) som SFÄ i samband med riskbedömningen behöver övervakas och dessa övervakningsresultat ligger till grund för klassificeringen.

5.3.2. Sammanvägning vid ekologisk statusklassificering

I samband med ekologisk statusklassificering ska resultaten av de olika bedömningarna på kvalitetsfaktornivå vägas samman, se figur 1. I de fall biologiska kvalitetsfaktorer tyder på hög eller god status ska även fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer beaktas i den övergripande klassificeringen.

För att status för en vattenförekomst ska kunna klassificeras som god eller hög behöver de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna också uppvisa minst samma status. För SFÄ räcker det dock med att statusen bedömts som god, eftersom

det idag saknas bedömningsgrunder för att kunna avgöra om det är hög status²⁴. Vattenmyndigheterna behöver därför, precis som för övriga fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer, beakta SFÄ, även om vattenförekomsten anses ha god eller hög status med avseende på biologiska kvalitetsfaktorer (se *Fördjupad information 1*).

Det räcker med att ett ämne förekommer i koncentrationer som överstiger de värden som anges i föreskrifterna för att status ska bedömas som ”måttlig”. SFÄ kan dock bara motivera en sänkning ner till ”måttlig” status. Däremot kan vattenmyndigheterna inte klassificera ekologisk status till vare sig hög eller god om kvalitetsfaktorn SFÄ klassificeras till ”måttlig” status. Det gäller oavsett vad de biologiska kvalitetsfaktorerna visar (se även *Observera 3*).

Observera 3.



Om några SFÄ har pekats ut för en vattenförekomst, klassificeras kvalitetsfaktorn SFÄ oavsett vad de biologiska kvalitetsfaktorerna visar.

Det räcker med att ett ämne förekommer i koncentrationer som överstiger de värden som anges i föreskrifterna för att kvalitetsfaktorn SFÄ ska bedömas som måttlig.

Man kan inte klassificera ekologisk status som hög eller god, om SFÄ samtidigt klassificeras som måttlig status. SFÄ kan dock bara motivera en sänkning ner till måttlig status.

²⁴ Enligt vattendirektivets bilaga V ska vattenförekomster där SFÄ detekteras eller förekommer i halter över naturlig bakgrund klassificeras som högst god, dvs. man kan då egentligen inte sätta hög status även om biologin visar på det. Havs- och vattenmyndigheten har dock inte etablerat några sådana ”kvalitativa” bedömningsgrunder, då t.ex. detektionsgränserna kan bero på analystekniska förutsättningar. Bedömningsgrunder för att sänka från hög till god status med avseende på SFÄ finns därför inte i dagsläget.

5.4. Gränsvärden för kemisk ytvattenstatus

Bestämmelser 3.

Klassificering av kemisk ytvattenstatus 4 kap VFF Miljökvalitetsnormer

4 § Kvalitetskraven för ytvatten ska

1. fastställas så att ytvattenförekomsterna senast den 22 december 2015 uppnår en sådan god ytvattenstatus som enligt bilaga V till direktiv 2000/60/EG samt artiklarna 3, 4 och 6 i och bilaga I till direktiv 2008/105/EG ska ha nåtts vid den tidpunkten,

2. senast den 22 december 2015 fastställas så att ytvattenförekomsterna i fråga om ämnena 2, 5, 15, 20, 22, 23 och 28 i del A i bilaga I till direktiv 2008/105/EG senast den 22 december 2021 uppnår en sådan god kemisk ytvattenstatus som enligt direktivet ska ha nåtts vid den tidpunkten, och

3. senast den 22 december 2018 fastställas så att ytvattenförekomsterna i fråga om ämnena 34–45 i del A i bilaga I till direktiv 2008/105/EG senast den 22 december 2027 uppnår en sådan god kemisk ytvattenstatus som enligt direktivet ska ha nåtts vid den tidpunkten.

Första stycket gäller inte ytvattenförekomster som har förklarats som konstgjorda eller kraftigt modifierade.

Bilaga 6 till HVMFS 2013:19

1. Gränsvärden för kemisk ytvattenstatus

Gränsvärdena som anges för vatten i tabell 1 uttrycks som totala koncentrationer i hela vattenprovet, med undantag av metallerna kadmium, bly, kvicksilver och nickel. Gränsvärdena för metaller avser upplöst koncentration, det vill säga den upplösta fasen i ett vattenprov som erhållits genom filtrering genom ett 0,45 µm-filter eller motsvarande förbehandling. För metallerna nickel och bly avses biotillgänglig koncentration när det gäller årsmedelvärden för inlandsvatten.

Gränsvärden för biota avser fisk om inget annat anges.

Gränsvärden för sediment avser, med undantag för ämnena 6 och 20, sediment med 5 % organiskt kol. Vid avvikande kolhalt hos sedimentet multipliceras analyserad koncentration med $[5/(\text{aktuell organisk kolhalt i \%})]$ före jämförelsen med gränsvärdet.

2 Tillämpning av de gränsvärden som anges i tabell 1

1. Vattenmyndigheten får vid utvärdering av övervakningsresultaten i jämförelse med gränsvärdena ta hänsyn till

- den naturliga bakgrundskoncentrationen för metaller och deras föreningar i vatten och sediment, om den hindrar efterlevnad av gränsvärdena, och
- vattnets hårdhet, dess pH-värde, löst organiskt kol eller andra parametrar för vattenkvalitet som påverkar metallers biotillgänglighet i vatten; de biotillgängliga koncentrationerna ska i så fall fastställas med hjälp av lämpliga modeller för biotillgänglighet, och
- ämnenas biotillgänglighet i sediment.

2. Ämnena som anges i tabell 1 ska ha analyserats enligt det förfarande inkluderat beräkning av medelvärde som anges i Naturvårdsverkets föreskrifter (2006:11) om övervakning av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön, ändrad genom NFS 2008:10 och 2011:4. I de fall det beräknade medelvärdet underskrider kvantifieringsgränsen, och denna är högre än gränsvärdet, ska resultatet för det uppmätta ämnet inte beaktas vid bedömning av övergripande kemisk status för den aktuella vattenförekomsten.

För klassificering av kemisk ytvattenstatus finns bara två klasser, ”god” respektive ”uppnår ej god”. Man ska utgå från de ämnen som ingår i bilaga 6 till HVMFS 2013:19. Dessa har fastställts på EU-nivå genom dotterdirektivet

om prioriterade ämnen (2008/105/EG reviderat genom 2013/39/EU)²⁵. Det rör sig således om andra ämnen än de som bedöms inom ramen för kvalitetsfaktorn SFÅ.

Samtliga dessa ämnen, med etablerade gränsvärden på EU-nivå, har förts in i bilaga 6 till HVMFS 2013:19. Några av ämnena²⁶ i bilaga 6 till föreskrifterna ska dock beaktas först vid 2018 års klassificering (4 kap. 4 § VFF, se även *Bestämmelser 3*). Havs- och vattenmyndigheten har i HVMFS 2013:19 dessutom lagt till gränsvärden för sediment, för följande ämnen: kadmium, bly, antracen, fluoranten och TBT genom HVMFS 2015:4. För biota har värden för pentaklorbensen, DEHP och C10-13 kloralkaner lagts till. I de fall klassificeringarna baseras på dessa värden behöver detta framgå av förvaltningsplanen, liksom övrig information som efterfrågas med anledning av detta, se VFF bilaga 1 p. 19.

Gränsvärden för sediment är framtagna för några av de substanser som kan ackumuleras i sediment eller biota (men då inte främst i fisk utan exempelvis kräftdjur och blötdjur). De är framtagna för att skydda bottenlevande organismer, men de värden som ingår i föreskrifterna bedöms också ge minst eller ungefär samma skydds nivå som motsvarande vattenvärden. Vid klassificering räcker det med att antingen gränsvärde för sediment eller gränsvärde för vatten överskrids för att motivera en sänkning till ”uppnår ej god” kemisk ytvattenstatus.

När det gäller biota och årsmedelvärden för vatten för samma ämne är gränsvärdena för vatten framräknade ur värdena för biota. Dessa vattenvärden är därför förknippade med en del osäkerheter. Om en klassificering baserad på vatten (årsmedelvärde) och biota visar på olika status, ska man därför i normalfallet enligt 2 kap. 8 a § HVMFS 2013:19 utgå ifrån biotavärdet (se även *kapitel 12*). Om uppmätt vattenkoncentration överstiger maximal tillåten koncentration ska dock status inte heller klassificeras som god (se 8.1.).

För ämnen som specificeras i 2 kap. 8 § HVMFS 2013:19, så kallade allmänt förekommande PBT ämnen, får vattenmyndigheterna basera klassificeringen på underlagsdata från en eller flera förekomster med liknande vattenkemiska förhållanden, påverkanstryck och påverkansgrad (2 kap. 8 § HVMFS 2013:19), se *Fördjupad information 2* och *Bestämmelser 1*.

²⁵ Av de totalt 52 ämnena och ämnesgrupperna betecknas 45 som prioriterade ämnen eller prioriterade farliga ämnen. Övriga ämnen i bilaga 6 (dvs. de ämnen som betecknas med a eller b, såsom 29a tetrakloretylen och 29b triklöretylen) brukar ibland kallas för just ”övriga” ämnen för vilka det finns EU gemensamma gränsvärden, men som rent formellt inte utgör ”prioriterade ämnen”. Värt att notera är att begreppet ”prioriterade ämnen” emellertid inte används eller är definierat i föreskrifterna. I bilaga 6 till HVMFS 2013:19 görs således ingen åtskillnad mellan ämnen utifrån om de är prioriterade, farliga prioriterade eller övriga ämnen, då detta inte inverkar på klassificeringen.

²⁶ Det handlar här om de nya prioriterade ämnen som infördes genom 2013/39/EU i samband med revidering av det ursprungliga direktivet om prioriterade ämnen (2008/105/EG). Ämnena har samma nummer i HVMFS 2013:19 som i direktivet: dikofol (34), PFOS (35), kinoxifen (36), dioxiner och dioxinlika föreningar (37), aklonifen (38), bifenox (39), cybutryn (=irgarol; 40), cypermetrin (41), diklorvos (42), HBCDD (43), heptaklor och heptakloreoxid (44) samt terbutryn (45).

Fördjupad information 2.

Varför särbehandlas vissa ämnen i samband med gruppering?

Klassificeringen av kemisk ytvattenstatus ska i normalfallet baseras på halter uppmätta i aktuell förekomst. Av föreskrifterna framgår dock att vattenmyndigheterna för bromerade difenyletrar, kvicksilver, PAH, TBT, PFOS, HBCDD och heptakloreoxid får gruppera data vid klassificeringen (se *Bestämmelser 1*). För dessa ämnen kan man gruppera data utifrån påverkanstryck och typ av vattenförekomst för att med detta som utgångspunkt kunna klassificera fler vattenförekomster än de för vilka det finns data.

Dessa ämnen tillförs troligen alla, eller väldigt många, vattenförekomster i landet och internationellt. Flera av de aktuella ämnena kan spridas långväga via bl.a. luften. och ansamlas i biota på högre trofinivåer. Andra, såsom TBT, förekommer också på många platser, till följd av ämnets omfattande historiska användning i bland annat båtbottenfärg och den relativt långa nedbrytningstiden i syrefattig miljö (såsom anoxiska sediment).

För några ämnen, såsom kvicksilver och PBDE är det extra angeläget att gruppera vattenförekomsterna vid klassificeringen, vilket beror på att halterna i fisk överskrider gränsvärdena i hela Sverige. Även för TBT är det motiverat att utgå från grupperade vattenförekomster i samband med klassificering. Gränsvärdet för TBT i sediment överskrids troligen vid ett stort antal vattenförekomster i Sverige, i synnerhet i områden som är påverkade av hamnverksamhet. Skulle man klassificera status som "ej god" enbart i de vattenförekomster där det finns data för Hg, PBDE och TBT, blir statuskartan missvisande och illustrerar istället var den här typen av ämnen övervakas.

Ur skäl 21 till 2013/39/EU:

Långlivade, bioackumulerande och toxiska ämnen (nedan kallade PBT-ämnen) och andra ämnen som uppträder som PBT-ämnen kan i årtionden finnas kvar i vattenmiljön i halter som medför en betydande risk, även om omfattande åtgärder för att minska eller eliminera utsläpp av sådana ämnen redan har vidtagits. Vissa kan också spridas långt och är till stor del allmänt förekommande i miljön.

5.5. Trenden för ackumulerande ämnen

Trenden för ämnen som ackumuleras (lagras upp med tiden) i sediment eller biota behöver bedömas²⁷. Resultaten påverkar inte statusklassificeringen men en ökande trend indikerar en risk för att statusen försämras, vilket behöver beaktas i riskbedömning och framtagande av åtgärdsprogram. Trenden för ämnen som ackumuleras och styr kemisk ytvattenstatus behöver också rapporteras (se EC 2015)²⁸.

²⁷ Se 15 § i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om övervakning av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön, HVMFS 2015:26. Här avses i synnerhet antracen, bromerade difenyletrar, kadmium och kadmiumföreningar, C10-13 kloralkaner, Di(2-etylhexyl)ftalat, fluoranten, hexaklorbensen, hexaklorbutadien, hexaklorcyklohexan, bly och blyföreningar, kvicksilver och kvicksilverföreningar, pentaklorbensen, polyaromatiska kolväten, tributyltennföreningar, dikofol, perfluoroktansulfonsyra och dess derivat, kinoxifen, dioxiner och dioxinlika föreningar, hexabrom-cyklohexan samt heptaklor och heptakloreoxid. (se HVMFS 2015:26).

²⁸ "Prioriterade ämnen som visar en uppåtgående trend i biota eller sediment, med matris" ska rapporteras in, utifrån "aggregering av information som rapporteras på vattenförekomstnivå", se t.ex. rad 18 i tabell i avsnitt 4.2. i rapporteringsvägledningen. Vidare nämns t.ex. på sid 165 i samma dokument att förvaltningsplanerna ska innehålla information om "trendövervakning på nivån för avrinningsdistrikt".

6. Bedömning av rimlighet och osäkerhet

Bestämmelser 4.

2 kap HVMFS 2013:19

Bedömning av rimlighet och osäkerhet vid klassificeringen

9 § Bedömning av rimlighet och osäkerhet vid klassificeringen ska genomföras. Tillförlitligheten ska beskrivas. Bedömningen ska genomföras på de data som finns från ytvattenförekomsten eller från grupp av ytvattenförekomster.

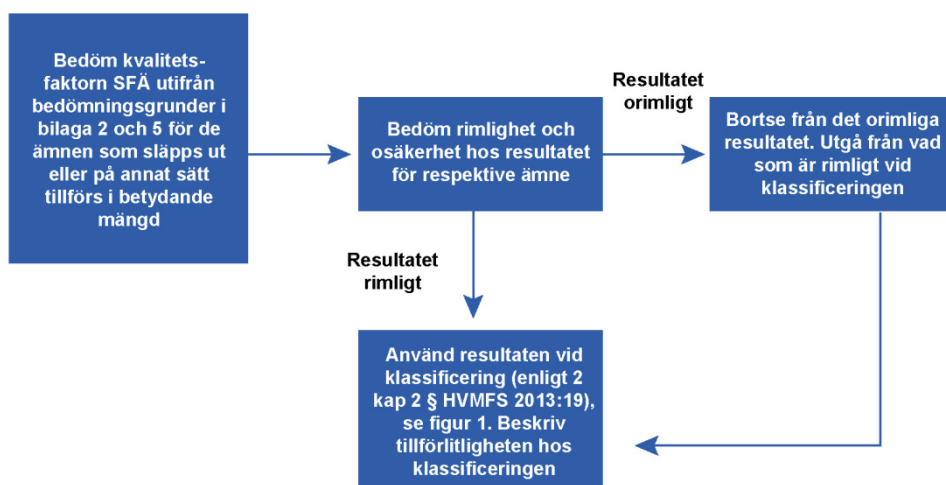
Om resultatet av bedömningen enligt första stycket ger anledning att anta att klassificeringen för en parameter inte är rimlig eller har stor osäkerhet ska orsakerna till detta utredas. Om utredningen bekräftar att resultatet inte är rimligt eller har stor osäkerhet får vattenmyndigheten bortse från resultatet av klassificeringen för berörd parameter.

Genomförandet och resultatet av utredningen ska dokumenteras.

Vattenmyndigheterna behöver bedöma rimlighet och osäkerhet samt beskriva tillförlitligheten vid klassificeringen (2 kap. 9 § HVMFS 2013:19) (se *Bestämmelser 4*).

I det här sammanhanget innebär det att vattenmyndigheterna först behöver avgöra om uppmätta koncentrationer överskrider värdena i bedömningsgrunderna för de ämnen som ska utvärderas. Om uppmätt koncentration överskrider värdena i föreskrifterna klassificeras statusen inte som ”god”. Detta gäller normalt oavsett graden av överskridande. Även det omvända gäller, dvs. om koncentrationerna inte överskrider bedömningsgrunderna så bedöms status som ”god”, även om de ligger precis under aktuella bedömningsgrunder.

Därefter bedöms om klassificeringen, med dessa resultat som utgångspunkt, blir rimlig. Vid orimliga resultat (oavsett åt vilket håll) utgår vattenmyndigheterna istället ifrån vad som är rimligt, se figur 2 nedan. Samtidigt som rimligheten bedöms, bedöms även osäkerheten hos klassificeringen. Slutligen beskrivs tillförlitligheten, utifrån bedömningen av rimlighet och osäkerhet.



Figur 2. Illustration av hur rimlighets- och osäkerhetsbedömning görs vid klassificering av status med avseende på kvalitetsfaktorn SFÅ.

6.1. Rimlighetsbedömning

Ibland kan det vara lämpligt att bortse från resultatet av en klassificering. Vattenmyndigheterna kan behöva utesluta vissa data. Det kan t.ex. handla om extremvärden²⁹ hos mätdata. Om värden utesluts behöver detta motiveras. Det kan exempelvis röra sig om prover som troligen har kontaminerats vid filtrering eller i samband med provtagning.

De faktiska mätvärdena kan i hög grad avvika från en normalfördelning, varför aritmetiska medelvärden vid utvärdering av årsmedelvärde för vatten kan bli missvisande. Istället för årsmedelvärden kan det då vara lämpligt att utgå från medianhalter (se 8.2.3.1.).

Ett annat exempel är då biotillgänglighet hos metaller ska beräknas. Vid väldigt höga metallkoncentrationer kan det vara orimligt att klassificera status som ”god”, även om medelvärdet för beräknade biotillgängliga koncentrationer vid direktupptag inte överskrider bedömningsgrunderna uttryckta som årsmedelvärden. Det är då lämpligt att inte enbart utgå från den beräknade biotillgängliga koncentrationen (se 9.1.1.6. och 9.3.).

6.2. Osäkerhetsbedömning

En osäkerhetsbedömning av resultatet för respektive ämne kan i detta sammanhang t.ex. beakta:

- graden av överskridande
- analysosäkerheten för den kemiska analysen
- kvantifieringsgränser
- antalet prover man bygger sin bedömning på
- variationen hos mätdata
- var och när proverna har tagits.

Osäkerheten i en bedömning är större då antalet stickprover är färre. För halter som ligger nära en statusgräns blir det därmed viktigt att ha ett tillräckligt stort antal prover. Antalet prover som behövs för att nå en viss statistisk säkerhet beror i sin tur på variabiliteten mellan prover.

Notera att det man ska bedöma är osäkerheten hos uppmätta koncentrationer i jämförelse med värdena som ingår i bedömningsgrunderna i föreskrifterna. Osäkerheter hos bedömningsgrunderna i sig behöver därför normalt inte bedömas, så länge värdena ingår i HVMFS 2013:19.

Nedan beskrivs några generella aspekter relaterade främst till kemisk analysosäkerhet och i *del 2* beskrivs ytterligare aspekter relaterade till bedömningar som görs för respektive matris (se t.ex. *kapitel 10*). Påverkansanalys och riskbedömningar för vattenförekomsten utgör också viktigt stöd vid bedömning av rimlighet och osäkerheter hos klassificeringen, men beskrivs inte närmare i detta vägledningsdokument.

²⁹ Ibland kallat ”outliers” eller avvikande, troligen felaktiga eller icke representativa resultat.

6.2.1. Kemiska analyser

Begreppen mätosäkerhet³⁰, konfidensnivå³¹ och noggrannhetsnivå³² definieras i HVMFS 2015:26. Här finns således en koppling mellan osäkerhetsbedömningen vid klassificeringen och de bedömningar av konfidens- och noggrannhetsnivå som behöver göras för de resultat som erhålls genom övervakningsprogrammen, se 5 § i HVMFS 2015:26.

Specifikt för miljögifter gäller att det bl.a. ställs krav på att osäkerheten i den kemiska analysen högst får vara 50 procent vid nivån för gällande kvalitetskrav (26 § i HVMFS 2015:26). Kvantifieringsgränsen för kemiska analyser behöver också vara lika med eller under ett värde som är 30 procent av nivån för kvalitetskraven. Därutöver ska analysmetoderna ha validerats och det ställs även krav på de laboratorier som utför analyserna (se 27 § i HVMFS 2015:26).

Om det t.ex. inte finns någon analysmetod som uppfyller kraven som ställs, ska övervakningen utföras med bästa tillgängliga teknik som inte medför orimliga kostnader. Detta innebär att man kan behöva bedöma status utifrån analysresultat med högre mätosäkerhet eller högre kvantifieringsgränser. Klassificeringarna kan i dessa fall därför vara förknippade med större osäkerheter.

6.2.1.1. Kvantifieringsgränser

Många uppmätta koncentrationer rapporteras som ”under kvantifieringsgränsen”. Om man utgår från övervakningsdata där vissa värden anges till ”under kvantifieringsgränsen” sätter man dessa värden till den aktuella kvantifieringsgränsen³³ delat med två när medelvärden sedan räknas fram. Detta gäller dock inte för sådana bedömningsgrunder som avser en summa för flera ingående ämnen, såsom dioxiner och dioxinlika föreningar (se *bilaga 1* till denna vägledning). I det senare fallet sätter man värdet noll för de enskilda kongener som inte kan kvantifieras, innan medelvärdet räknas ut (se HVMFS 2015:26)³⁴.

Så länge ämnena har kvantifierats, dvs. halterna överstiger kvantifieringsgränsen, är det inte nödvändigt att beakta kvantifieringsgränserna i samband med osäkerhetsbedömningen. För t.ex. PBDE är uppmätta koncentrationer ofta så pass

³⁰ ”En parameter som är förbunden med mätresultatet och som kännetecknar spridningen av värden som kan tillskrivas mätstorheten”

³¹ ”Sannolikheten uttryckt i procent att det sanna värdet för en viss parameter ligger inom de beräknade gränser (konfidensintervall) som fås för det värde som beräknas fram”

³² ”Ett mått på den statistiska osäkerheten lika med halva bredden av konfidensintervallet. Vid all typ av övervakning är det uppskattade felet skillnaden mellan det beräknade värdet och det sanna värdet. Noggrannhetsnivån är då storleken på det uppskattade felet som uppnås vid en specifik andel av tillfällena (konfidensnivån).”

³³ Notera att kvantifieringsgränsen kan variera mellan de enskilda proverna.

³⁴ Bestämmelsen härstammar från direktiv 2009/90/EG av den 31 juli 2009 om bestämmelser, i enlighet med Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG, om tekniska specifikationer och standardmetoder för kemisk analys och övervakning av vattenstatus.

höga i jämförelse med gränsvärdet i biota att klassificeringen inte blir mindre säker bara för att kvantifieringsgränsen kanske inte klarar de krav som ställs.

Om medelvärdet för uppmätta koncentrationer hamnar under kvantifieringsgränsen, och kvantifieringsgränsen samtidigt är högre än bedömningsgrunden, går det inte att avgöra vilken status som råder. Enligt direktiv och föreskrifter ska resultaten då inte beaktas vid statusklassificeringen (bilaga 6 avsnitt 2.2 HVMFS 2013:19).

I de fall det förekommer flera mätvärden under kvantifieringsgränsen, blir medelvärdesberäkningen osäkrare (oavsett om kvantifieringsgränsen klarar de kvalitetskrav som ställs). Vid många mätvärden under kvantifieringsgränsen kan medelvärdesberäkningar baserade på halva kvantifieringsgränsen ge missvisande (orimliga) resultat. Det gäller även vid beräkning av median om över hälften av proverna uppvisar koncentrationer under kvantifieringsgränsen. Det finns dock särskilda statistiska metoder för att beräkna medelvärden i sådana situationer (se t.ex. Helsel, 2005).

Observera 4.



Värden under kvantifieringsgränserna ersätts med aktuell kvantifieringsgräns dividerad med två när man räknar ut medelvärden. Detta gäller dock inte för bedömningsgrunder som uttrycks för en summa av flera ingående ämnen. Då ersätter man istället värden under kvantifieringsgränserna med värdet noll.

Om medelvärdet för uppmätta koncentrationer hamnar under kvantifieringsgränsen och kvantifieringsgränsen samtidigt är högre än gränsvärdet ska resultaten inte beaktas vid statusklassificeringen.

Om uppmätta halter tydligt avviker från en normalfördelning är det rimligt att utgå ifrån median istället för aritmetiskt medelvärde vid klassificeringen.

6.3. Tillförlitlighet

Slutligen ska vattenmyndigheterna beskriva tillförlitligheten, utifrån rimlighets- och osäkerhetsbedömningen. Viktigt att komma ihåg är att det är tillförlitligheten hos klassificeringen som ska beskrivas. Även om det förekommer en del osäkerheter i det underliggande materialet, och expertbedömningar har tillämpats (se *kapitel 7*), behöver tillförlitligheten hos själva klassificeringen inte påverkas negativt. Detta gäller t.ex. om man vid stora osäkerheter så långt det är möjligt, har utgått från konservativa men realistiska antaganden i underliggande bedömningar, och statusen ändå bedöms som ”god”.

Kommissionen anger i den nyligen reviderade rapporteringsvägledningen (EC 2015) att tillförlitligheten vid klassificeringen ska rapporteras in i fyra klasser: 0 (ingen uppgift), 1 (låg), 2 (medelhög) och 3 (hög tillförlitlighet). Den

övergripande vägledning för kemisk ytvattenstatus som ges med avseende på indelningen i de olika klasserna är dock mycket vag.³⁵ Någon indelning i olika tillförlitlighetsklasser föreskrivs för närvarande inte i HVMFS 2013:19. I detta dokument ges heller ingen ytterligare vägledning kring indelning i olika tillförlitlighetsklasser inför rapporteringen.

6.4. Dokumentera väl

Det behöver vara tydligt vad rimlighets- och osäkerhetsbedömningen grundar sig på i det enskilda fallet. Det är därför viktigt att det finns tillräcklig dokumentation om hur denna har gjorts och att informationen hålls tillgänglig, se även 2 kap. 15 § HVMFS 2013:19.

I den andra delen av detta dokument ges ytterligare vägledning vid bedömning av rimlighet och osäkerhet vid utvärdering av uppmätta koncentrationer i respektive matriser.

³⁵ Den allmänna vägledning som ges är att tillförlitligheten (i svensk översättning av CIS dokumentet benämnd "förtroendet", i engelsk version benämnd "confidence") hos den tilldelade kemiska ytvattenstatusen är: "Lågt = inga övervakningsuppgifter, medelhögt = begränsade eller inte tillräckligt stabila övervakningsuppgifter för några eller alla prioriterade ämnen som släpps ut i avrinningsdistriktet, högt = bra uppgifter för samtliga prioriterade ämnen som släpps ut i avrinningsdistriktet".

7. Expertbedömning

Bestämmelser 5.

2 kap HVMFS 2013:19

Expertbedömning

13 § Om det vid klassificering av ekologisk status eller potential inte är möjligt att tillämpa en eller flera bedömningsgrunder enligt *bilaga 1-5* på grund av att underlagsdata som krävs enligt bedömningsgrunden saknas för ytvattenförekomsten, eller om det inte är möjligt att modellera biotillgänglighet avseende särskilda förorenande ämnen¹, ska vattenmyndigheten göra en expertbedömning av ytvattenförekomstens status eller potential. Även för enskilda kvalitetsfaktorer kan expertbedömning av status eller potential göras.

Expertbedömningen ska utgå från bedömningsgrunderna och göras utifrån bästa tillgängliga kunskap om tillstånd och påverkan.

¹ Avser koppar och zink i inlandsytvatten.

14 § Om det vid klassificering av kemisk ytvattenstatus inte är möjligt att tillämpa de gränsvärden som anges i tabell 1 i *bilaga 6*, med beaktande av 8 a §, på grund av att underlagsdata saknas för den matris som gränsvärdet som ska tillämpas avser, eller om det inte är möjligt att modellera biotillgänglighet¹, ska vattenmyndigheten göra en expertbedömning av ytvattenförekomstens status.

Expertbedömningen ska göras utifrån i tabell 1 i *bilaga 6* angivna gränsvärden för alternativa matriser, då sådana finns, och i övrigt utifrån bästa tillgängliga kunskap om tillstånd och påverkan.

¹ Avser nickel och bly i inlandsytvatten.

Ibland är det inte möjligt att tillämpa bedömningsgrunderna i HVMFS 2013:19. I dessa fall ska vattenmyndigheterna göra en expertbedömning av status (2 kap. 13 § och 14 § HVMFS 2013:19). Se även *Bestämmelser 5*.

Expertbedömningar kan göras på ett antal olika sätt. Nedan beskrivs några olika typer av expertbedömningar, utifrån om det finns data eller inte. Ytterligare några exempel på expertbedömningar i samband med utvärdering av data ges under respektive matris i del 2.

Notera att vattenmyndigheterna ska klassificera ekologisk status och kemisk ytvattenstatus för samtliga ytvattenförekomster (2 kap. 1 § HVMFS 2013:19). Som huvudregel är det övervakningsresultat som ska ligga till grund för denna klassificering³⁶. I vissa fall kan man däremot utgå från övervakningsresultat från andra vattenförekomster, som representerar aktuell vattenförekomst (se 5.1.2.).

7.1. Om övervakningsdata finns

Expertbedömning kan tillämpas, när det finns analysresultat från mätningar som representerar vattenförekomsten i fråga men inte för den eller de matriser som anges i föreskrifterna eller som utpekats som de som ska tillämpas primärt. Det kan t.ex. handla om att klassificeringen behöver baseras på halter i vatten när det egentligen är biota som ska användas. Eller att mätvärden finns för en annan trofinivå än den som anges i föreskrifterna (se *kapitel 12*). Andra exempel är då det finns metalldata men inte data för vattenkemi, eller då

³⁶ Se t.ex. 2 kap. 8 § HVMFS 2013:19.

vattenkemin befinner sig utanför valideringsgränser för det verktyg som används för att beräkna biotillgänglig koncentration. Eller då data finns fast från icke representativ plats.

7.1.1. Beräkning av biotillgänglighet

Om det inte är möjligt att modellera biotillgänglighet kan vattenmyndigheterna enligt 2 kap. 13–14 §§ expertbedöma status. Vid beräkning av biotillgänglighet hos vissa metaller (nickel, bly, zink, koppar) krävs en del data även för vattenkemiska parametrar, men dessa är kanske inte tillgängliga. Dessutom förekommer i Sverige ofta vattenkemiska förhållanden som avviker från de test- och valideringsintervall som ligger till grund för de beräkningsverktyg och modeller som finns för att beräkna biotillgänglig koncentration för en viss lokal.

I 9.4. ges en mer detaljerad vägledning kring expertbedömning av biotillgänglighet hos metaller.

7.1.2. Data från icke representativ plats

Prover har eventuellt inte tagits på en plats som representerar vattenförekomsten, t.ex. i direkt anslutning till ett utsläpp. Det behövs då en bedömning av om data är lämplig att använda som grund vid en klassificering, men efter omräkning till koncentrationer som kan tänkas uppstå vid representativa platser. I vissa fall kan det vara lämpligt att utgå ifrån uppmätta koncentrationer på platser som inte är representativa, men med hjälp av spridningsmodeller uppskatta halter på för vattenförekomsten representativa platser (se 8.3.1.). Ett sådant angreppssätt kan vara motiverat särskilt vid utvärdering av uppmätta koncentrationer av kemiskt svåranalyserade ämnen, men för vilka det med relativt god säkerhet går att tillämpa modellering för att uppskatta koncentrationer på representativa platser. Men i normalfallet bör sådana modellerade halter enbart ligga till grund för en riskbedömning.

7.2. Om övervakningsdata saknas

Ibland saknas data som kan representera vattenförekomsten helt och hållet. För miljögifter bör man inte klassificera status till ”uppnår ej god” eller ”måttlig” enbart med utgångspunkt från ett identifierat påverkanstryck, såsom närvaro av en utläppskälla. Det beror på att en sådan klassificering skulle vila på alltför osäkra grunder och snarare indikerar än visar att det kan förekomma en påverkan på tillståndet.

7.3. Osäkerhetsbedömning och dokumentation

För att bedömningarna t.ex. ska kunna jämföras mellan tillfällen, behöver expertbedömningar alltid dokumenteras. Det behöver framgå av VISS vilka metoder för expertbedömning som har använts. Även i de fall vattenmyndigheterna inom ramen för en expertbedömning utgår ifrån årsmedelvärden för vatten som ingår i föreskrifterna, när det även finns biotavärden, kan osäkerheterna öka. Det bör i dessa fall därför framgå av t.ex. VISS, vilket gränsvärde som legat till grund för klassificeringen.

Även om det inte uttryckligen framgår av HVMFS 2013:19 bör även osäkerheten för klassificeringar som baseras på expertbedömningar bedömas och

tillförlitligheten beskrivas. För vissa typer av expertbedömningar behöver tillvägagångssättet och osäkerheterna dokumenteras särskilt tydligt. Detta gäller t.ex. då vattenmyndigheterna expertbedömt status utifrån koncentrationer uppmätta i matriser för vilka det helt saknas bedömningsgrunder i föreskrifterna. Osäkerheterna hos de värden som har använts behöver framgå, tillsammans med uppgifter om i hur hög grad uppmätta koncentrationer avviker från dessa (se även *kapitel 13*). Om statusklassificeringen t.ex. baseras på modellerade koncentrationer (se 8.3.) är det också extra viktigt att tydligt redogöra för de beräkningar som har gjorts och vilka osäkerheter klassificeringen är förknippad med.

Om man har identifierat en risk för att statusen inte är ”god” utifrån en bedömning av påverkan och känslighet, men saknar övervakningsdata och har klassificerat status som god, är det viktigt att den identifierade risken – liksom bristen på data och tillförlitligheten hos klassificeringen – tydligt framgår av VISS. Skälet är att vattenmyndigheterna ska utforma åtgärder utifrån riskbedömningen. Tillförlitligheten hos en sådan klassificering bör bedömas som låg. Den låga tillförlitligheten hos en sådan klassificering indikerar, tillsammans med den identifierade risken, ett behov av operativ övervakning för att ta reda på vilken status som råder.

DEL 2.

STATUSKLASSIFICERING – TEKNISK FÖRDJUPNING

Denna del av vägledningen tar upp några delmoment inom klassificeringen av miljögifter på en mer detaljerad och teknisk nivå och är indelad utifrån vilken matris – vatten, sediment eller biota – som utvärderas.

8. Utvärdering av halter i vatten

Koncentrationer av miljögifter i vattenfas kan variera i hög grad, både rumsligt och över tiden. Underlaget vid klassificeringen behöver vara tillräckligt för att man ska kunna bedöma om de akvatiska populationerna i vattenförekomsten riskerar att påverkas negativt, på kort eller lång sikt (se även 5.1.).

Om det finns flera representativa övervakningsstationer, får uppmätta koncentrationer inte överskrida bedömningsgrunderna vid någon av dessa. Detta innebär för miljögifter t.ex. att man vid klassificering av status inte räknar ut ett medelvärde för uppmätta koncentrationer vid samtliga övervakningsstationer. Det är istället ”sämst som styr” (se även 5.1.1.). Samma princip gäller vid prover tagna t.ex. ovan och under språngskikt (t.ex. termoklin och haloklin). Då både ytliga och djupare provtagningspunkter speglar förhållandena i vattenförekomsten, bör data från respektive punkt inte slås ihop vid framräkning av årsmedelvärden. Det finns annars en risk för att t.ex. lägre koncentrationer ovanför språngskiktet ”spär ut” högre koncentrationer under språngskiktet.

Nedan utvecklas den tidsmässiga aspekten. Vid statusklassificeringen bedöms risk för både akuta och kroniska effekter av miljögifter.

8.1. Maximal tillåten koncentration för att beakta akut exponering

Det råder stora variationer i vattenflödet i Sverige under året, bl.a. beroende på snösmältningen. Tillsammans med variation hos utsläppen påverkar detta haltvariationen i vatten.

Vid tillräckligt höga koncentrationstoppar kan akuta effekter, såsom dödlighet, uppstå. För att beakta risk för akuta effekter jämförs uppmätt koncentration med ”maximal tillåten koncentration”.

Maximal tillåten koncentration anges för flera av de ämnen som regleras vid klassificering av kemisk ytvattenstatus³⁷, men även i några fall för ämnen som regleras vid ekologisk³⁸ statusklassificering.

För ämnen i bilaga 6 klassificeras kemisk ytvattenstatus som ”uppnår ej god” om tillämpligt gränsvärde för minst ett av ämnena överskrider (se 2 kap. 8 § i HVMFS 2013:19). På motsvarande sätt ska kvalitetsfaktorn särskilda förorenande ämnen klassificeras som måttlig om något av de värden som anges för respektive ämne i bilaga 2 (avsnitt 7.1.) eller 5 (avsnitt 4.1.) till HVMFS 2013:19 överskrider. Om uppmätt koncentration överskrider en bedömningsgrund uttryckt som maximal tillåten koncentration klassificeras därför inte status som god, även om t.ex. uppmätt medelkoncentration inte överskrider en bedömningsgrund uttryckt som årsmedelvärde för vatten eller om uppmätt sedimentkoncentration inte överskrider gränsvärdet för sediment.

Vid klassificering av kemisk ytvattenstatus har gränsvärden för biota normalt företräde framför övriga gränsvärden (se även *kapitel 12*). Men eftersom gränsvärden för biota är till för att skydda vid kronisk exponering snarare än akut, gäller gränsvärden uttryckta som maximal tillåten koncentration parallellt (se även 2 kap. 8 a §). Det räcker därför med att maximal tillåten koncentration överskrider för att status inte ska klassificeras som ”god”, dvs. här är det ”sämst som styr”.

Observera 5.



Om övervakningsdata visar att värdet för maximal tillåten koncentration för ytvatten överskrider klassificeras status inte som god. Detta gäller även om gränsvärdet för biota, sediment eller årsmedelvärdet i vatten inte överskrider.

8.2. Årsmedelvärden för att beakta kronisk exponering

Exponeringen kan pågå en längre tid i jämförelse med de vattenlevande organismernas livscykel, även kallat kronisk exponering. Sådan ihållande exponering för relativt låga koncentrationer kan ge upphov till kroniska effekter, som nedsatt reproduktion och tillväxt. Vilken faktisk tid som avses när man använder begreppet kronisk exponering varierar, eftersom det är tid i jämförelse med organismernas livscykel som avses. För att kunna beakta risk för effekter av kronisk exponering ingår för de allra flesta miljögifter i föreskrifterna bedömningsgrunder uttryckta som årsmedelvärden för vattenfas.

³⁷ Se t.ex. HVMFS 2013:19 Bilaga 6, Tabell 1, fotnot 4: ”Denna parameter är ett gränsvärde uttryckt som maximal tillåten koncentration, uppmätt vid ett enskilt mätillfälle. Vattenmyndigheten får, i enlighet med förfarande uttryckt i bilaga I del B punkt 2 stycke 2 i direktiv 2008/105/EG, dock tillämpa statistiska metoder för bedömning av efterlevnaden av dessa värden. Där gränsvärdet anges som ”ej tillämpligt” anses gränsvärdena på årsnivå utgöra skydd mot kortvariga föroreningsstoppar vid kontinuerliga utsläpp eftersom de är avsevärt lägre än de värden som härletts utifrån akut toxicitet.”

³⁸ Ammoniak, arsenik och uran samt för inlandsvatten bentazon och bisfenol A.

8.2.1. Hur många prover måste medelvärdet baseras på?

För att avgöra om bedömningsgrunder uttryckta som årsmedelvärden överskrids räknar man ut medelvärden för respektive station.

I de flesta fall kommer klassificeringsunderlag för vatten att vara baserade på stickprover. Dessa ger en ögonblicksbild av förhållandena i vattenförekomsten. Eftersom någon exakt mätfrekvens för övervakningen normalt inte föreskrivs³⁹, anges här inte heller någon minimivå när det gäller antalet mätvärden som ska ligga till grund för klassificeringen utifrån årsmedelvärden.

Exakt hur många prover som man bör utgå ifrån vid klassificeringen varierar. Det beror t.ex. på

- variationen på platsen (indirekt kopplat till t.ex. flöden och utsläppet)
- hur långt ifrån aktuell bedömningsgrund uppmätta koncentrationer ligger
- analysosäkerheten.

Man behöver bedöma lämplig övervakningsfrekvens från fall till fall och i samband med att övervakningsprogrammen etableras (se HVMFS 2015:26). Även glesare frekvens än den som anges som vägledande i vattendirektivet⁴⁰ kan ofta räcka för att kunna räkna ut ett relativt säkert medelvärde. I synnerhet då koncentrationerna ligger långt över eller under bedömningsgrunderna.

8.2.2. Tidsperiod som avses

8.2.2.1. Avses data från ett eller flera år?

Vattenkoncentrationer kan variera relativt mycket i jämförelse med halter uppmätta på andra matriser. Halterna påverkas också snabbare av förändringar i tillförseln. Eftersom bedömningsgrunderna är uttryckta som årsmedelvärden antyder det att man t.ex. årligen räknar fram ett medelvärde baserat på senaste årets mätningar, och att man löpande ser över klassificeringen. En årlig översyn är troligen också motiverad i synnerhet om påverkanstryck mm. skiljer sig åt mellan åren för att klassificeringen ska vara så uppdaterad som möjligt.

Klassificering görs dock i praktiken normalt en gång per förvaltningscykel och en förvaltningscykel varar i sex år. Även bedömning av påverkan och risk samt normsättning görs normalt en gång per år. Kontrollerande övervakning behöver inte heller göras årligen, och data från denna typ av övervakning – dvs. data från bara ett år under förvaltningscykeln – behöver kunna ligga till grund för en klassificering.

Om det inte förekommer några troliga skillnader i belastning mellan åren kan det av statistiska skäl vara lämpligt att basera statusklassificeringen på data från samtliga år för vilka det finns data – inom innevarande förvaltningscykel. I vissa fall kan även data från slutet av föregående förvaltningscykel vara

³⁹ Undantag gäller för skyddade områden som avser dricksvatten, se 24 § HVMFS 2015:26.

⁴⁰ Se tabell i vattendirektivets bilaga V. 1.3.4.

lämpliga att ta med, så att man baserar klassificeringen på ett tre- eller sexårsmedelvärde, beroende på förutsättningarna.

Motsvarande förfarande kan tillämpas vid bedömningar av om maximal tillåten koncentration överskrids. Det betyder att man i första hand utgår från det senaste årets mätningar men annars – i synnerhet vid få data – koncentrationer uppmätta inom innevarande förvaltningscykel.

8.2.2.2. Behöver proverna vara tagna jämnt fördelade över året?

Syftet med årsmedelvärdena är att kunna bedöma risken för kroniska effekter (se t.ex. EC 2011 och vattendirektivet bil V. 1.2.6.). Så länge de organismer som exponeras kan förväntas påverkas under en förhållandevis lång tid under sin livscykel, kan det även vara motiverat att räkna ut medelvärden baserade på perioder som är kortare än ett år.

Av EC (2011, fotnot 6 sidan 30 i det dokumentet) framgår att när exponeringsmönstret för en substans är känt för att vara episodiskt, som för många bekämpningsmedel, är det lämpligt att räkna ut medelvärden baserade på perioder kortare än ett år. I dessa fall kan en klassificering utifrån ett medelvärde baserat även på mätningar utförda då substansen t.ex. inte kan detekteras – och inte heller förväntas släppas ut eller tillföras – leda till att risk för kroniska effekter underskattas (se 8.2.3. och *Observera 5*). Enskilda toppar utvärderas dock hellre mot maximal tillåten koncentration för respektive ämne än mot ett årsmedelvärde.

Observera 6.



Beräknade medelvärden behöver inte alltid baseras på mätningar under hela året. I vissa fall kan det vara motiverat att räkna ut medelvärden baserade på perioder som är kortare än ett år. Det gäller t.ex. flera bekämpningsmedel som förekommer ihållande under en förhållandevis lång period i jämförelse med förväntad livscykel hos de organismer som finns på platsen, men endast en viss säsong eller årstid.

8.2.3. Beräkning av medelvärden

Årsmedelvärdena i direktiv och föreskrifter är uttryckta som just medelvärden, och det är troligen underförstått att det är aritmetiska medelvärden som avses. Om uppmätta koncentrationer på ett betydande sätt avviker från en normalfördelning kan det dock bli missvisande (orimligt) att utgå ifrån det aritmetiska medelvärdet. I dessa fall är det därför lämpligt att istället basera klassificeringen på medianvärdet för uppmätta koncentrationer. Förfarandet dokumenteras och behöver motiveras.

Att basera en klassificering på ett enstaka värde (stickprov) är inte lämpligt. Om det bara finns enstaka mätvärden är det istället oftast lämpligare att beakta dessa i samband med en påverkansanalys och riskbedömning än att utvärdera årsmedelvärden. I de fall ett enstaka uppmätt värde överskrider maximal tillåten koncentration kan man bara ”fälla”, dvs. dra slutsatsen att det inte är god status. Även om det enda uppmätta värdet inte överskrider maximal tillåten koncentration kan man inte dra slutsatsen att det därmed inte före-

kommer någon risk för akuttoxiska effekter. Även vid utvärdering av maximal tillåten koncentration bör man utgå från flera mätvärden.

8.3. Expertbedömning utifrån data från alternativa mätmetoder

8.3.1. Modeller av halter efter spädning

Som huvudregel gäller att en klassificering bör baseras på i vattenförekomsten uppmätta koncentrationer. För vissa ämnen är det dock tillåtet att gruppera, dvs. basera klassificeringen av vattenförekomst X på data uppmätta i vattenförekomst Y, så länge de senare värdena kan anses representera även förhållandena i den förra (se även 5.1.2.).

Det finns också situationer där det visserligen finns övervakningsdata ifrån vattenförekomsten men proverna är inte tagna på platser som kan anses vara representativa för vattenförekomsten, utan t.ex. i direkt anslutning till ett punktutsläpp. I vissa fall kanske det bara finns data för själva utsläppet. En möjlighet är då att beräkna vilka koncentrationer som kan tänkas uppstå i recipienten med hjälp av spridningsmodeller. Generellt kan sägas att sådana beräknade koncentrationer kan vara förknippade med stora osäkerheter, eftersom det är så många olika tänkbara faktorer som kan komma att avgöra vilka koncentrationer av en viss substans som uppkommer i en recipient till följd av ett utsläpp. Om utsläppen pågår en längre tid och substansen är persistent kan även högre halter uppstå med tiden. Den här typen av data bör därför i första hand användas för att identifiera vattenförekomster där det kan finnas en risk för att statusen inte är ”god”.

I vissa fall kan det dock vara motiverat att – inom ramen för en expertbedömning – utgå från modellerade snarare än uppmätta halter. Det gäller i synnerhet för kemiskt svåranalyserade substanser och om lämpliga spridningsmodeller kan användas. För vissa substanser är t.ex. kvantifieringsgränserna så pass höga i jämförelse med värdena i bedömningsgrunderna att det är lättare att analysera sådana ämnen på ett utsläpp. En sådan expertbedömning behöver dokumenteras och motiveras väl, särskilt om vattenförekomsten därmed inte bedöms uppnå god status (se även 2 kap. 13–15 §§ HVMFS 2013:19).

8.3.2. Passiv provtagning

Passiv provtagning är en provtagningsmetodik för att bland annat undersöka förekomst och koncentrationer av miljögifter i vatten. Provtagningsmekniken möjliggör att tidsintegrerade prover tas. Passiv provtagning omnämns i EC (2009a) som en komplementär metod vid statusklassificering; se även t.ex. Booij et al (2016).

Om enbart data från passiv provtagning finns att tillgå i samband med klassificeringen bör denna göras med försiktighet. En passiv provtagare tar inte upp den andel som är partikelbunden, vilket gör att den främst lämpar sig för sådana ämnen där bedömningsgrunder uttrycks för löst⁴¹ koncentration, dvs. metaller.

⁴¹ Eller snarare tillgänglig koncentration, se *kapitel 9*.

För andra ämnen kan resultaten som sådana främst användas för att ”fälla” i de fall uppmätta koncentrationer överskrider värdena i bedömningsgrunderna. Detta gäller i synnerhet för sådana organiska ämnen som i hög grad även binder till partiklar. Därutöver finns en del tekniska aspekter som behöver beaktas, såsom om provtagaren har validerats för den aktuella substansen.

8.3.3. Bioanalytiska metoder

Det finns ännu inte några biologiska bedömningsgrunder för miljögifter i HVMFS 2013:19 (se 5.3) men det finns flera s.k. bioanalytiska eller effektbaserade övervakningsmetoder och som mäter vissa typer av effekter av miljögifter. Dessa effekter kan vara av olika typ och några är mer ”substansspecifika”. Sådana effektbaserade metoder kan specifikt svara på t.ex. östrogena ämnen eller dioxinlika ämnen och kan vara användbara vid klassificering av t.ex. kemiskt svåranalyserade substanser.

Kvantifieringsgränsen för kemisk analys av det östrogena ämnet 17- α -etinylostradiol är ofta hög i jämförelse med de bedömningsgrunder som har etablerats i föreskrifterna. Analys av dioxiner och dioxinlika ämnen är flera gånger dyrare än s.k. *in vitro*-analyser av induktion av dioxinreceptorn. Inom livsmedelskontrollen av dioxiner och dioxinlika PCB är den typen av analyser accepterade för att i ett första steg avgöra om gränsvärde för dioxiner och dioxinlika ämnen i fisk överskrider. Det är samma gränsvärde som ingår i HVMFS 2013:19.

Om kemiska analysdata saknas kan data ifrån bioanalytiska metoder som t.ex. mäter östrogenicitet, eller induktion av dioxinreceptorn vara användbara vid klassificeringen inom ramen för en expertbedömning. Man bör dock kunna utesluta att analysen inte på ett betydande sätt svarar även på andra ämnen än just de man ska utvärdera. Effektbaserade metoder nämns i flera CIS dokument, såsom EC (2009a: avsnittet om komplementära metoder) och EC (2011: som ett andra steg vid utvärdering av sedimentdata) men framför allt i EU (2014b: om effektbaserade metoder och nuvarande tillämpningsmöjligheter inom vattendirektivet).

9. Särskilda aspekter vid utvärdering av metaller i vatten

För metaller finns några särskilda aspekter som behöver beaktas i samband med klassificeringen. Bedömningsgrunderna avser löst koncentration och inte totalhalter. För några av de metaller som ingår i föreskrifterna behöver dessutom biotillgänglighet i vatten respektive naturlig bakgrund beaktas.

En relativt utförlig beskrivning av bakgrunden och motiv till hur vattenmyndigheten behöver hantera metallerna vid klassificeringen ges i 9.1. Därefter följer mer handfasta instruktioner (se 9.2.–9.4.). Vid kännedom om terminologin kan de senare läsas fristående.

9.1. Bakgrund

9.1.1. Metaller förekommer i olika former

Metaller kan förekomma i olika former i vattenmiljön, såsom i jonform, komplexbundet eller bundet till partiklar. Förekomstformen påverkar bland annat hur metallen sprids. Metaller bundna till partiklar kommer t.ex. att kunna sedimentera lättare.

För att uppskatta belastningen av metaller och andra ämnen mäts ofta total halt. Det gäller både på utsläpp ifrån punktkällor och i flodmynningar när man vill veta den totala belastningsmängden. Kännedom om den totala belastningen är viktig för att kunna bedöma risken för upplagring i sediment, sedimentlevande organismer eller i t.ex. fisk och skaldjur.

Förekomstformen påverkar hur lätt metallen kan tas upp direkt ifrån vattenfasen. Metaller som är komplexbundna till organiskt material kan t.ex. inte passera gälars membran. Vattenkemin i övrigt, såsom kalciumhalt och pH, påverkar dessutom vilken andel som kan binda till cellernas receptorer och ge upphov till en toxisk effekt. Den koncentration som beräknas tas upp av organismer direkt kallas här för biotillgänglig koncentration (se även *Fördjupad information 3*).

Fördjupad information 3.

Vad skiljer löst från biotillgänglig metallhalt?

Totalhalter omfattar alla förekomstformer av ett ämne, dvs. både löst och partikelbunden fraktion. För andra ämnen än metaller är det just total halt som avses i föreskrifterna. För metaller (dock inte organometaller, dvs. TBT, tributyltenn) avses däremot löst koncentration i föreskrifterna.

Löst koncentration definieras här som den koncentration som erhållits genom filtrering genom ett 0,45 µm-filter, eller genomgått motsvarande förbehandling, dvs. den koncentration som inte är bunden eller adsorberad till partiklar (som är $\geq 0,45$ µm). Fria jonformer men också vissa metaller som är associerade till bakterier och olika kolloider kan passera filter av denna storlek, men inte ämnen eller former av ämnen som är bundna till partiklar större än 0,45 µm.

I dotterdirektivet om prioriterade ämnen avser gränsvärdena för nickel och bly i sötvatten s.k. "biotillgängliga koncentrationer". Dessa har kompletterats med svenska bedömningsgrunder uttryckta för biotillgängliga koncentrationer även för zink och koppar.

Någon definition av biotillgänglighet ingår inte i direktivet, men baserat på hur begreppet används i bl.a. underlagsmaterial till direktivet ges en definition i en fotnot till HVMFS 2013:19 ("Med biotillgänglig avses här den del av den lösta halten som beräknas tas upp av vattenlevande organismer."). Med biotillgänglig koncentration menas därför i detta kapitel den koncentration som är tillgänglig för direktupptag och t.ex. kan tas upp via fiskgälar, passera cellernas receptorer och ge upphov till toxiska effekter. I andra sammanhang kan begreppet dock även omfatta andra upptagsvägar.

För att beräkna biotillgänglig koncentration behöver vattenprovets kemiska sammansättning beaktas, och eftersom sambanden är komplexa görs detta med hjälp av modellering.

9.1.1.1. Biotillgänglighet hos metaller i vatten

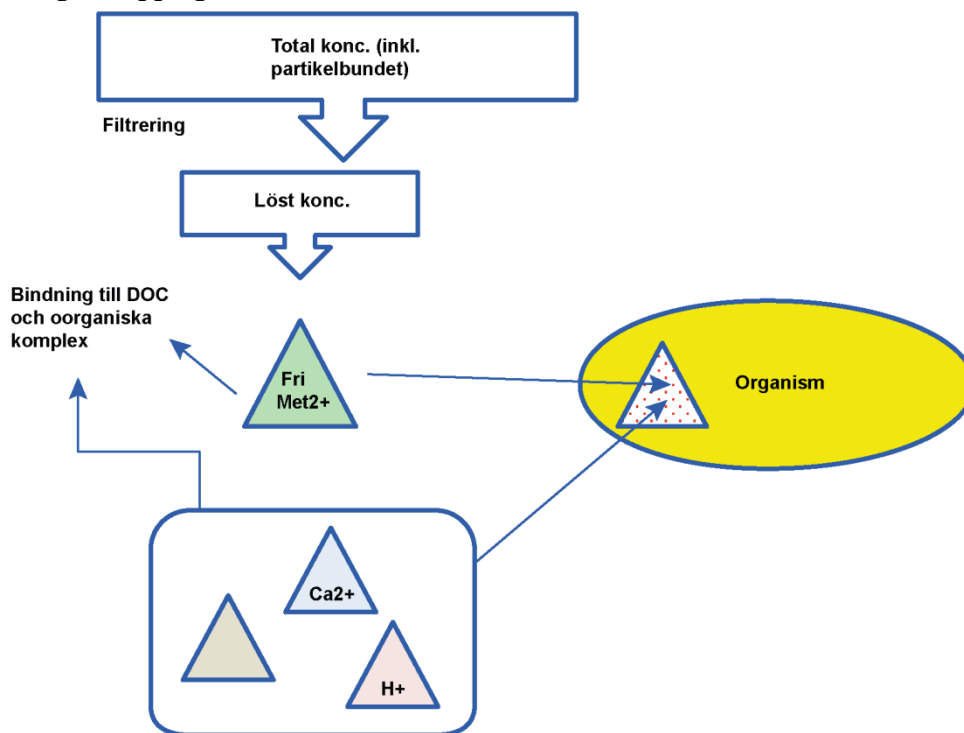
Hur en viss vattenkemi (t.ex. pH och kalciumhalt) påverkar biotillgängligheten och toxiciteten, skiljer mellan olika metaller och kombinationen av de vattenkemiska parametrarna. Sambanden kan vara relativt komplexa men en schematisk och mycket förenklad bild ges i figur 3.

Metaller komplexbinds till löst organiskt kol, DOC⁴². Vid ökande DOC-halter minskar därför generellt biotillgängligheten av t.ex. Cu, Ni, Zn och Pb, eftersom andelen metall som är fritt tillgänglig minskar. Metaller inbindning till DOC kan påverkas negativt av t.ex. vätejoner, vilket leder till att biotillgängligheten kan öka vid lägre pH. Detta gäller exempelvis för zink. Samtidigt kan vätejoner konkurrera med vissa metaller vid inbindning till organismers receptorer. För t.ex. nickel ökar därför biotillgängligheten istället med ökande pH⁴³. Även kalcium kan konkurrera vid organismers receptorer, vilket gör att kalciumjoner t.ex. skyddar mot upptag av zinkjoner. Därtill kan det finnas negativt laddade

⁴² DOC avser upplöst koncentration organiskt kol, och som erhållits genom filtrering genom ett 0,45 µm filter.

⁴³ Se t.ex. "Nickel EQS dossier 2011", http://ec.europa.eu/environment/water/water-dangersub/pri_substances.htm

joner (t.ex. karbonater) som kan bilda oorganiska komplex med de positivt laddade metalljonerna, t.ex. CuCO_3 . Dessa är inte heller tillgängliga för biologiskt upptag.



Figur 3. Förenklad bild av förhållandet mellan total, löst (eller filtrerad) och biotillgänglig metallkoncentration. Metall bunden till DOC eller i oorganiska komplex är inte tillgänglig för organismen via direktupptag. Inbindning till DOC kan i sin tur påverkas av t.ex. pH (H^+). Ca^{2+} , H^+ m.fl. joner kan även påverka metallers inbindning till cellmembranens receptorer och därmed upptag av organismer (biotillgängligheten).

Ytterligare litteratur i ämnet samt diskussion kring tillämpning av BLM inom kemikalielagstiftning och vattenförvaltning finns t.ex. i Hoppe (2016), Sternbeck (2000), ECHA (2008), WCA (2014), Ahlf et al (2009), McGeer et al (2004) och Merrington et al (2016).

Modeller för att beräkna biotillgänglig koncentration (Cu, Zn, Ni)

Eftersom det är relativt komplexa samband och många variabler har modeller – BLM (Biotic Ligand Models) – utvecklats för några metaller för att beräkna biotillgänglig koncentration (se *Fördjupad information 4*).

Modellerna för att beräkna biotillgänglig koncentration baseras på toxicitetstester utförda inom vissa intervall för de vattenkemiska parametrarna. Att man inte har utfört tester utanför dessa intervall har ofta att göra med att testorganismerna kan ha svårt att tolerera sådana förhållanden i sig, såsom alltför lågt pH eller mjukt vatten. Valideringsintervallen för modellerna kan sedan avvika något ifrån testintervallen hos toxicitetstesterna⁴⁴.

⁴⁴ I underlagsmaterialet för koppar ("VRAR, Voluntary risk assessment report") anges t.ex. att testförhållandena varierar mellan 5,5 och 9,0 för pH; 0,1-20,4 mg/l för DOC; samt 7,9-486 mg/l för CaCO_3 . Valideringsintervallet för koppar-BLM är däremot pH 6,0-8,5 och 3,1-93,0 mg Ca/l (se tabell 2).

Fördjupad information 4.

Modellering för att beräkna biotillgänglig koncentration koppar, zink och nickel

Inom ramen för bland annat europeisk kemikalielagstiftning har s.k. BLM, Biotic Ligand Models, utvecklats för att kunna beräkna biotillgängliga koncentrationer för kroniska effekter, för metallerna nickel, koppar och zink i limnisk miljö. Syftet är att kunna normalisera ekotoxikologiska data utifrån vilka vattenkemiska förhållanden som rådde i testerna. Dessa modeller utvecklades ursprungligen som artspecifika BLMs. För nickel finns t.ex. en BLM för fisk, två för evertebrater och en för alger.

Genom att slå ihop hela dataunderlaget skapades BLM-modeller som kan beräkna platsspecifika artkänslighetskurvor (även kallat SSD, Species Sensitivity Distribution) utifrån rådande vattenkemi. Utifrån dessa kurvor kan man sedan identifiera HC5 (Hazard Concentration 5 %), dvs. den koncentration (uttryckt som löst halt) som kan ge en effekt på 5 procent av arterna i ekosystemet. Dessa används i sin tur som grund för att beräkna PNEC (Predicted No Effect Concentration). Sådana BLMs brukar kallas "full BLM", eftersom de, till skillnad från de ursprungliga BLMs, tar hänsyn till data för samtliga arter.

Full BLM kan användas för att beräkna platsspecifika bedömningsgrunder ("local EQS") för löst koncentration, platsspecifik biotillgänglig fraktion och platsspecifika biotillgängliga koncentrationer. Modellerna omfattar relativt många vattenkemiska parametrar (pH, DOC, Ca, Na, Cl, Alkalinitet, K, Mg, temperatur och sulfat). Därutöver görs en del antaganden, såsom att man räknar med att en viss andel av DOC utgörs av fulvosyra och bindningskonstanter till denna (t.ex. 2,1 för Cu, 1,8 för Zn och 1,75 för Ni). Full BLM för nickel beaktar t.ex. inbindning av järn och aluminium till DOC genom att utgå ifrån att deras aktivitet i löst fas kontrolleras genom utfällning inom den kemiska specieringskomponenten hos modellen.

Full BLMs har validerats genom ytterligare ekotoxikologiska tester (Simpson et al 2014). Utöver valideringsintervallen för de vanliga parametrarna (Ca, DOC och pH) (se tabell 2) kan sådana intervall anges t.ex. för Fe och Al (i Cu BLM t.ex. ca 300 µg/l).

Inga av dessa tre "full BLMs" är särskilt användarvänliga och är därför inte lämpliga att använda inom vattenförvaltningen, åtminstone inte som ett första steg för att beräkna biotillgänglighet. De skulle bli för otympliga att tillämpa på en så pass stor mängd data. För att kunna använda dessa modeller behövs dessutom, för nickel och zink, tillgång till bl.a. ett geokemiskt modellverktyg, WHAM (Windermere Humic Aqueous Model). För koppar finns dock ett Excel-baserat makro (Cu PNEC Estimator ver 1.3.2).

9.1.1.2. Förenklade verktyg används inom vattenförvaltningen

De viktigaste vattenkemiska parametrarna att beakta vid beräkning av biotillgänglighet i detta sammanhang har bedömts vara innehållet av löst organiskt kol (DOC), vattnets pH och koncentrationen av löst kalcium (Ca). För att förenkla processen och därmed kunna tillämpa bedömningsgrunder uttryckta som biotillgänglig koncentration även inom vattenförvaltningen, har förenklade, mer användarvänliga, verktyg tagits fram (se *Fördjupad information 5*).

Fördjupad information 5.

Förenklade verktyg har utvecklats för att beräkna biotillgänglig koncentration koppar, zink och nickel, baserat på pH, DOC och Ca

Tre användarvänliga verktyg

Det finns idag flera användarvänliga verktyg för att beräkna biotillgänglig koncentration med avseende på kronisk toxicitet, för koppar, zink och nickel. Tre sådana beskrivs nedan:

1. Bio-met togs fram av WCA och ARCHE med finansiering av metall-industrin (www.bio-met.net). Bio-met bygger på tabell-uppslagning från motsvarande "full BLM" (se *Fördjupad information 4*). Bio-met är således kopplad till en databas med ett stort antal platsspecifika beräknade biotillgängliga fraktioner (BioF) (ca 12 000 för Cu, 5000 för Zn och 400 för Ni). Om användaren matar in en viss vattenkemi-kombination som inte ingår i detta set görs en jämförelse mellan platsspecifik vattenkemi och de uträkningar som är tillgängliga. Verktöget läser från det testintervall som bäst motsvarar aktuell kombination och väljer det mest konservativa värdet (interpoleringsalgoritm). Verktöget hålls uppdaterat och har använts vid framtagandet av gränsvärdet för nickel (kallades då "screening tool").
2. M-BAT (Metal-Bioavailability Assessment Tool) togs sedan fram av WCA med finansiering av UK Environment Agency (www.wfduk.org/resources/rivers-lakes-metal-bioavailability-assessment-tool-m-bat). Till skillnad från Bio-met är M-BAT inte kopplad till någon databas med BLM-prediktioner utan baseras på ett matematiskt samband (multivariat polynomfunktion). Algoritmerna i M-BAT bygger dock även de på ett "training dataset" från full BLMs. Syftet med att ta fram M-BAT var att Storbritannien avsåg att automatisera bedömningen av biotillgänglighet, och beräkningarna går snabbare än med Bio-met. Det har dock inte uppdaterats sedan Zn-full BLM reviderades.
3. Även Holland (Deltares) utvecklade ett eget verktyg, PNECpro (www.pnec-pro.com). PNECpro är också algoritmbaserad (multivariat linjär funktion).

De två första (Bio-met och M-BAT) baseras på samma uppsättning toxicitetsdata som ligger till grund för bedömningsgrunderna för dessa metaller. För PNECpro har däremot toxicitetsdata för känsligaste organismen uteslutits när det gäller nickel.

Jämförelse mot full BLM

Bio-met, M-BAT och PNECpro (2013 års versioner) har jämförts mot motsvarande "full BLM" (Simpson et al 2014) för samtliga tre metaller. De ger inte riktigt lika säkra prediktioner som motsvarande full BLM men resultaten tenderar generellt att snarare överskatta än underskatta riskerna i jämförelse med full BLM. För nickel gjordes dessutom en liknande jämförelse av Peters et al (2016) mellan Bio-met ver. 2.3., M-BAT v.31. och PNECpro ver. 5. PNECpro uppvisade störst avvikelse från de prediktioner som görs genom respektive full BLM (testat med data från Holland, Storbritannien och Frankrike; för koppar även från Österrike).

Jämförelse M-BAT och Bio-met utifrån svenska data

I samband med den här vägledningens framtagande har platsspecifika bedömningsgrunder och biotillgängliga fraktioner (bioF) beräknats utifrån svenska vattenkemi-data med både Bio-met ver. 3.04. (se *bilaga 3*) och M-BAT. Kvoten mellan BioF-värden beräknade med hjälp av Bio-met respektive M-BAT indikerar om något verktyg generellt är mer "konservativt". I genomsnitt är M-BAT något mer konservativt för koppar (mediankvot 0,9) medan det är tvärtom för nickel (mediankvot 1,1). Förhållandet har inte testats för zink eftersom M-BAT inte reviderats. För vissa kombinationer på de vattenkemiska parametrarna kan dock M-BAT ge väldigt avvikande resultat gentemot Bio-met (och full BLM) i form av kraftig överskattning av riskerna. Förklaringen ligger i att M-BAT är algoritmbaserad, medan Bio-met återger de faktiska BLM-resultaten, när man utgår från full BLM för ett visst intervall. Problemet tycks uppstå då DOC, pH och Ca är höga parallellt, och i synnerhet för koppar. M-BAT tillämpas generellt som ett första automatiserat steg i Storbritannien, och en uppföljning med full BLM rekommenderas då vid överskridanden.

Bio-met bedöms för närvarande vara det användarvänliga verktyg som är mest lämpligt att använda i Sverige för att beräkna biotillgänglig koncentration av följande skäl:

- Bio-met uppdateras regelbundet.
- Det bygger på faktiskt beräknade biotillgängliga fraktioner med hjälp av full BLM, dvs. samma data som bedömningsgrunderna och gränsvärdena i föreskrifterna baseras på.
- Det har redan använts för att ta fram gränsvärdet för nickel.
- Det är tillräckligt snabbt för att kunna tillämpas på en stor mängd data.
- Ingen risk för felprediktioner introduceras genom tillämpning av beräkningar, då verktyget bygger på tabelluppslagning. Någon uppföljande kontroll med hjälp av full BLM vid överskridanden bedöms därför normalt inte behöva göras.

Särskilt DOC har stor betydelse för biotillgängligheten. Vid minskande DOC ökar biotillgängligheten hos Ni, Cu, Zn och Pb. Värdet för bly i direktivet och föreskrifterna är egentligen endast framtaget som en DOC-normaliserad koncentration, se *Fördjupad information 6*.

Fördjupad information 6.

Blyvärdet för inlandsvatten och kopparvärdet för marina vatten avser tillgänglig koncentration – uppmätta halter normaliseras mot DOC

Ibland används begreppet "tillgänglig koncentration" istället för "biotillgänglig koncentration" för att särskilja mellan gränsvärden där man endast delvis tagit hänsyn till vattenkemin i samband med framtagandet av värdet. Värdet för bly i direktivet och föreskrifterna avser egentligen "tillgänglig koncentration", eftersom man bara har uttryckt det som en DOC-normaliserad koncentration. Man har för bly ännu inte utvecklat en modell för att kunna ta hänsyn till övrig vattenkemi (såsom pH och Ca) men arbete pågår med att ta fram en full BLM även för bly (se <http://www.leadblm.com>).

Liknande gäller för koppar i marin miljö. I föreskrifterna och detta dokument görs dock för enkelhetens skull ingen åtskillnad, utan begreppet "biotillgänglig koncentration" används även om värdet för bly (i inlandsvatten) och koppar i marin miljö.

Tills vidare är det således meningen att man i samband med utvärdering av övervakningsdata även ska normalisera uppmätt löst Pb-koncentration mot plats-specifika DOC-halter genom att utgå ifrån en ekvation som finns i underlagsmaterialet. För att underlätta har man också tagit fram ett beräkningsverktyg i Excel, se *bilaga 5*. Verktyget bygger på den ekvation som ingår i dossiern för bly (nr 7.1. i det dokumentet):

$$\text{PNEC}_{\text{site}} = \text{PNEC}_{\text{reference}} + (1.2 \times (\text{DOC} - \text{DOC}_{\text{reference}})).$$

Inbyggt i verktyget finns också en "cut off" vid DOC-halter under 1 mg/l. Vid DOC-koncentrationer < 1 mg/l är BioF = 1, dvs. man utgår då ifrån att allt bly är biotillgängligt.

För koppar i marina vatten, se 9.3.1.2.

Även för kadmium tas viss hänsyn till ämnets förekomstform genom att gränsvärdet i sötvatten varierar beroende på hårdhetsgrad. Effekter av kadmium är starkt relaterade till hårdhet (se t.ex. Verbost et al., 1989). Gränsvärdet för kadmium i vatten beror därför på vattnets hårdhet (se bilaga 6

till HVMFS 2013:19). Detta är ett relativt förenklat sätt att ta hänsyn till skillnader i vattenkemi och därför också åtminstone till viss del det biologiska upptaget av ämnet. Man beaktar dock inte metallens biotillgänglighet fullt ut och några modellverktyg för att beräkna biotillgängligheten hos kadmium i vatten har ännu inte etablerats.

9.1.1.3. Kritiska valideringsgränser

I svenska vatten befinner sig både pH och kalciumhalter ofta utanför valideringsintervallen för modellerna, främst pga. frekvent förekommande låga pH-värden och kalciumhalter. Jämför tabell 1 nedan (summerande statistik för nationella övervakningsdata) med tabell 2 för valideringsgränser; se även Hoppe et al (2015).

Tabell 1 Percentilvärden för de viktigaste vattenkemiska stödparametrarna vid beräkning av biotillgängliga koncentrationer, för sjöar (SJÖ; N = 6761) respektive vattendrag (VDR; N = 11 868) som övervakas nationellt⁴⁵

	Ca (mg/l) ⁴⁶		TOC (mg/l)		pH	
	SJÖ	VDR	SJÖ	VDR	SJÖ	VDR
5 percentil	0,76	0,96	2,1	1,8	5,0	4,7
10 percentil	1,1	1,7	3,6	2,7	5,4	5,2
25 percentil	2,0	2,8	6,7	5,8	6,2	6,4
50 percentil	3,3	4,6	11	9,7	6,7	6,8
75 percentil	5,9	8,6	17	14	7,0	7,2
90 percentil	11	21	23	20	7,3	7,5
95 percentil	20	71	29	23	7,5	7,8

⁴⁵ Data från åren 2007 och framåt ingår (trendvattendrag: t.o.m. 2014; trendsjöar: t.o.m. 2010; omdrevssjöar: t.o.m. 2012 och flodmynningar: t.o.m. 2015) som har erhållits från SLU. Äldre data än från 2007 har uteslutits för att få ökad homogenitet hos tidsspännet hos underlaget. Dessutom uppvisar TOC-halter en generellt uppåtgående trend (Monteith et al 2007; Erlandsson et al 2008).

⁴⁶ Har beräknats från mekv/l genom multiplikation med 20.

Tabell 2. Valideringsintervall för Bio-met ver. 3.04.

Metall	pH	Ca
Koppar	6,0–8,5	3,1–93,0 mg/l
Nickel	6,5–8,7	3,8–88 mg/l
Zink	5,5–8,5	5,0–160 mg/l

Vid en konservativ hållning (dvs. då man hellre överskattar än underskattar biotillgänglig koncentration) är det dock inte alla valideringsgränser som är av lika stor betydelse, eftersom biotillgängligheten inte bedöms öka utanför just dessa. Vissa valideringsgränser är således mer *kritiska* än andra.

För zink ökar biotillgängligheten generellt vid minskande pH, kalciumhalt respektive DOC-halt. Om pH eller Ca är utanför de övre valideringsgränserna kan man därför ändå tillämpa modellerna för att beräkna biotillgänglighet, med bibehållen säkerhet, om status ändå bedöms som ”god”. Om den bedöms som ”måttlig” har man möjligen överskattat risken något.

När det gäller nickel har DOC en stor inverkan på andelen biotillgängliga nickeljoner, medan kalciumhalterna knappt påverkar alls. Biotillgängligheten hos nickel ökar däremot vid ökande pH. Den enda kritiska valideringsgränsen för nickel bedöms därför vara det övre pH-värdet (8,7). Sådana situationer är dock ovanliga i Sverige⁴⁷.

Även när det gäller koppar har DOC en stor inverkan på biotillgängligheten. Men också pH påverkar biotillgängligheten med lägst biotillgänglighet vid ungefär neutralt pH. Biotillgängligheten ökar således både med ökande pH och minskande pH. Ca som ”ensam variabel” påverkar däremot inte alls lika mycket som pH, men ofta samvarierar pH och kalciumhalter.

9.1.1.4. Känsliga förhållanden

Under vissa förhållanden kan s.k. ”känsliga förhållanden” uppstå. Biotillgängligheten blir då väldigt hög, ibland 100 procent. Dessa känsliga förhållanden med avseende på pH och Ca, påverkas i hög grad av vilken DOC-halt som råder. Lite förenklat gäller att ju lägre DOC, desto större betydelse har övriga vattenkemiska parametrar för biotillgängligheten.

För nickel är det, som nämnts ovan, sällan vattenkemiparametrar hamnar utanför den *kritiska* valideringsgränsen (pH>8,7). För koppar är det däremot drygt hälften av sjöarna som hamnar utanför kritiska gränser (om både övre och nedre gränserna för kalciumhalt respektive pH räknas som kritiska) och för zink drygt 70 procent, bedömt utifrån nationella övervakningsdata (för trendsjöar, trendvattendrag, omdrevssjöar och flodmynningar). Det är dock inte troligt att biotillgängligheten i samtliga dessa fall är 100 procent. Det är främst då även låga DOC-halter råder som det tycks kunna föreligga s.k. ”känsliga förhållanden”. För de svenska sjödata för koppar och nickel beräknade t.ex. Bio-met 3.04 att 100 procent är biotillgängligt endast då DOC-

⁴⁷ Inte ett enda mätvärde hamnade över pH 8,7 av de över 20 000 vattenkemianalyser av vattendrag som gjorts inom den nationella övervakningen mellan åren 2000 och 2014, och för sjöar låg bara ca 10 mätvärden över pH 8,7 (av totalt mer än 9000 data).

halterna var lägre än ca 1 mg/l. Mellan 50 och 100 procent biotillgänglighet rådde endast då DOC $\leq 1,5$ mg/l. För vattendrag var motsvarande siffror $\leq 0,7$ mg/l respektive $\leq 1,8$ mg/l.

Simuleringar där pH och DOC hålls konstanta och bara Ca varierar antyder att biotillgänglig fraktion inte påverkas nämnvärt. För koppar anses dock tills vidare, av försiktighetsskäl, valideringsgränserna även för kalcium vara kritiska, om DOC-halten samtidigt är relativt låg (ca 2 mg/l eller lägre).

9.1.1.5. Generiska värden som komplement vid expertbedömning

Platsspecifika bedömningsgrunder (uttryckta för löst koncentration) har beräknats utifrån faktisk vattenkemidata från en 7 årsperiod (2007–2014), se *bilaga 3* till denna vägledning. Den 5:e percentilen för dessa platsspecifika bedömningsgrunder anger lösta koncentrationer som bedöms skydda ungefär 95 procent av alla svenska sjöar respektive vattendrag. Sådana värden kallas ibland även för ”generiska värden” och motsvarar de förslag på bedömningsgrunder (uttryckta för löst halt) som tidigare tagits fram för koppar och zink (Naturvårdsverket, 2008).

Värdena i *bilaga 3* till denna vägledning bygger på ett mycket stort antal vattenkemiska data och har beräknats för koppar, nickel, zink och bly. Separata värden har beräknats för sjöar respektive vattendrag. Eftersom TOC istället för DOC har analyserats har en relativt konservativ bedömning gjorts genom att anta att $\text{DOC} = 0,8 * \text{TOC}$. Materialet omfattar även vattenkemidata som ligger utanför valideringsintervallen⁴⁸. Beräkningarna gjordes i Bio-met ver 3.04.

Dessa generiska värden kan användas som tumregler för bedömning av status, då vattenkemidata är utanför kritiska valideringsgränser, dvs. då det är troligt att biotillgänglig fraktion är relativt hög. Om uppmätt löst koncentration överstiger de generiska värdena, kan man med relativt hög sannolikhet utgå ifrån att status inte är ”god”. De kan också användas då vattenkemidata saknas, i synnerhet då det är troligt att biotillgängligheten är förhållandevis hög.

De generiska värdena bör dock bara användas som *komplement* till beräkningar av biotillgänglig koncentration i det enskilda fallet. Det betyder att de inte bör ersätta beräkningar av biotillgängliga koncentrationer, särskilt inte i de fall då vattenkemidata är tillgängliga (även om de hamnar utanför valideringsintervallen). Skulle beräknade biotillgängliga koncentrationer överskrida värdena i föreskrifterna bedöms status inte heller som ”god”, även om löst koncentration inte överskrider aktuellt generiskt värde.

På detta sätt erhålls en så konservativ men ändå realistisk bedömning som möjligt, genom att ”sämst styr”, i de fall då vattenkemin är utanför kritiska valideringsgränser. Detta tillvägagångssätt framgår mer i detalj och för respektive metall av 9.4.1.

⁴⁸ Genom att även inkludera vattenkemidata som ligger utanför valideringsintervallen vid beräkning av dessa percentiler tillämpas ytterligare försiktighet. Det beror på att de beräknade värdena i dessa fall är lägre i jämförelse med om data utanför valideringsintervallen utesluts.

9.1.1.6. Medianvärden för platsspecifika bedömningsgrunder som stöd vid bedömning av rimlighet

Vid beräkning av biotillgänglig koncentration finns, som alltid vid tillämpning av modeller, en del osäkerheter som är förknippade med modellerna som sådana. Det kan t.ex. handla om osäkerheter i bakomliggande ekvationer och modeller, men även testintervall och osäkerheter i de data som används som utgångspunkt vid beräkningarna. Dessutom kan indirekt upptag, via mag-tarmkanalen hos organismer som äter suspenderat material, bidra till toxiska effekter (se t.ex. Ahlf et al, 2009). Det vore orimligt att ange att ett vatten har god status utifrån kronisk toxicitet om det samtidigt finns risk för akuta effekter (bedömt utifrån maximal tillåten löst koncentration). Sådana värden finns emellertid inte för alla metaller.

Medianvärdena för de beräknade platsspecifika bedömningsgrunderna i bilaga 3 till denna vägledning, bedöms skydda hälften av våra svenska vatten. De kan därför användas som tumregler för när uppmätta lösta koncentrationer är så pass höga att det inte längre är rimligt att sätta ”god” status med avseende på årsmedelvärdena. Av föreskrifterna framgår det att vattenmyndigheterna ”får” beakta biotillgänglighet hos metaller (se bilaga 2 avsnitt 7.2 och bilaga 6 avsnitt 2.1 b till HVMFS 2013:19). I normalfallet bör detta också göras (se även *Fördjupad information* 7) men vid så här pass höga lösta koncentrationer bör man inte längre *enbart* utgå ifrån beräknade *biotillgängliga* koncentrationer.

Bly

För bly t.ex. är biotillgängligt gränsvärde 1,2 µg/l och uppskattade generiska värden 2,8 respektive 2,5 µg/l (löst koncentration), se 9.1.1.5. Medianvärdena för platsspecifika bedömningsgrunder är däremot 12 respektive 13 µg/l (löst koncentration) för vattendrag respektive sjöar. Som jämförelse kan t.ex. nämnas att maximal tillåten (löst) koncentration är 14 µg/l (för att skydda mot akuta effekter) och för att beakta risk via dricksvatten bör inte 10 µg/l (totalhalt)⁴⁹ överskridas.

Faktiskt uppmätta koncentrationer av bly i svenska vatten (inom nationell övervakning) är oftast betydligt lägre än så (se *bilaga 4*). Den 95:e percentilen för uppmätta blyhalter i svenska sjöar i det nationella övervakningsprogrammet är t.ex. 1,4 µg/l (dekanterad halt) och i flodmynningarna 1,1 µg/l. 95 procent av de svenska undersökta vattnen har därför koncentrationer långt under medianvärdena för beräknade platsspecifika gränsvärden. Om uppmätt löst medelkoncentration är 12 µg Pb/l eller högre, är det mycket sannolikt att vattenförekomsten är tydligt påverkad av en lokal källa eller källor, det finns risk för effekter på vattenlevande organismer och det är otjänligt att dricka.

Nickel

För nickel är det biotillgängliga gränsvärdet 4 µg/l och de generiska värdena 8,2 respektive 8,4 µg/l (löst koncentration) för vattendrag respektive sjöar.

⁴⁹ Värdena gäller egentligen inte råvatten utan man ska utgå ifrån prov som representerar genomsnittligt veckointag (LIVSFS 2001:30). En så enkel rening för dricksvattenproduktion som möjligt är dock eftersträvanvärt och en viss metalltillförsel kan ske via ledningsnät. Dricksvattenvärdena är inte uttryckta för löst utan total koncentration.

Maximal tillåten (löst) koncentration är 34 µg/l, och för dricksvatten anges värdet 20 µg/l (totalhalt). Medianvärden för platsspecifika gränsvärden är 16 respektive 19 µg/l. 95 procent av sjöarna har koncentrationer under 1,4 µg/l och flodmynningarna under 2,3 µg/l (se *bilaga 4*). Om uppmätt löst medelkoncentration är 16 µg Ni/l (löst koncentration) eller högre, är det därför mycket sannolikt att vattenförekomsten är tydligt påverkad av lokal källa eller källor och det finns risk för effekter.

Koppar

För koppar är biotillgängligt värde 0,5 µg/l och generiska (lösta) värden 3,3 respektive 2,4 µg/l (vattendrag respektive sjöar). Medianvärdet för de platsspecifika bedömningsgrunderna är 12 µg/l (löst koncentration). Den 95:e percentilen för uppmätta koncentrationer är däremot 1,7 µg/l för sjöar och för flodmynningar 3,5 µg/l (dekanterade prover) (se *bilaga 4*). Om uppmätt löst koncentration är över 12 µg/l är vattenförekomsten sannolikt påverkad av lokal källa eller källor och det är troligen risk för effekter på vattenlevande organismer⁵⁰.

Zink

Biotillgängligt värde för zink är 5,5 µg/l och generiska värden 6,8 respektive 7,0 µg/l (löst koncentration). Medianvärdet för platsspecifika bedömningsgrunder för zink är på motsvarande sätt 19 respektive 20 µg/l (löst koncentration, men hänsyn har inte tagits till naturlig bakgrund). Den 95:e percentilen för uppmätta koncentrationer för sjöar respektive flodmynningar är 8,8 respektive 11 µg/l (dekanterad koncentration) (se *bilaga 4*). Det saknas dricksvattenkriterium och bedömningsgrund uttryckt som maximal tillåten koncentration.

9.1.2. Metaller förekommer naturligt

Genom vittring av berggrund och jordlager kan grundämnen såsom metaller frigöras och förekomma i den akvatiska miljön. Vittring kan påskyndas t.ex. vid sura förhållanden och höga humushalter. Metaller kan också ha deponerats i marken till följd av atmosfäriskt nedfall och sedan nå vattenmiljön.

Man brukar särskilja mellan ”naturliga bakgrundshalter”⁵¹ och ”nutida bakgrundshalter”⁵². I samband med klassificering kan naturlig bakgrund behöva beaktas för några metaller (t.ex. zink). Även nutida bakgrund kan dock behöva beaktas när man bedömer vad som är rimliga mål för åtgärdsarbetet.

9.1.2.1. Essentiella metaller

Vissa metaller är livsnödvändiga (essentiella), dvs. behöver av många organismer tas upp i små mängder. Hit hör t.ex. Cr, Cu, Ni och Zn. För dessa

⁵⁰ Dricksvatten anses dock inte otjänligt att dricka förrän kopparhalterna överstiger 2000 µg/l (totalhalt). Något värde för maximal tillåten koncentration finns inte i HVMFS 2013:19.

⁵¹ Här avses de halter som kan förekomma till följd av naturliga geologiska processer men även pga. icke antropogena källor, som skogsbränder, vulkanutbrott m.m.

⁵² Här ingår även antropogent bidrag via atmosfärsdeposition och diffus belastning via t.ex. jord- och skogsbruk.

metaller kan bristsymtom uppstå vid mycket låga halter, men vid högre halter kan toxiska effekter uppstå. Till skillnad ifrån många andra ämnen är det därmed inte automatiskt så att ju lägre koncentration desto bättre (se *Fördjupad information* 7). För några metaller (såsom As, Cd, Hg och Pb) har man inte kunnat konstatera att det finns något behov av att de tas upp av levande organismer. Dessa ämnen kan dock ibland tas upp bl.a. genom de upptagsmekanismer som finns för essentiella metaller.

9.1.2.2. Toleransutveckling

Organismer kan i olika hög grad anpassa sig till förhöjda koncentrationer av metaller. Eftersom de naturliga metallkoncentrationerna varierar har många organismer utvecklat upptags-, lagrings- och utsöndringsmekanismer, så att t.ex. en optimal intern koncentration av essentiella metaller kan hållas. Även om akvatiska organismer kan ha avgiftningsmekanismer för metaller, krävs dock energi för sådana processer. Detta kan leda till att andra processer som kräver energi (såsom rörlighet, tillväxt, reproduktion) drabbas, vilket i sin tur kan leda till minskad överlevnad på lång sikt. Vid förhöjda metallkoncentrationer kan därför känsliga arter försvinna, och toleranta arter dominera. Genpoolen kan utarmas och populationen kan därmed bli känsligare för andra stressfaktorer.

9.1.2.3. Hantering av naturlig bakgrundshalt vid klassificering

Bedömningsgrunderna för zink, arsenik och uran är s.k. ”added risk”-värden. I de toxicitetsstudier som ligger till grund för värdena har man dragit ifrån eventuella bakgrundshalter av respektive metall⁵³ (ECHA, 2008). Därför ska man, i de fall uppmätta koncentrationer överskrider värdet i föreskrifterna, dra ifrån naturlig bakgrundshalt från uppmätt koncentration innan man gör en jämförelse mot värdet i bedömningsgrunderna.

För vissa ämnen är den lokala och regionala spridningen av naturliga bakgrundshalter stor. Naturlig bakgrund kan också variera över tiden. Det är därför förknippat med en del osäkerheter när sådana värden uppskattas och det kan vara problematiskt att identifiera vilken bakgrundshalt man ska räkna med. Bakgrunden för zink bör därför beaktas efter det att man har beräknat biotillgänglig koncentration. Biotillgänglighet är också mer toxikologiskt relevant än bakgrundshalt.

Bedömningsgrunderna för övriga metaller i HVMFS 2013:19 har inte tagits fram enligt ”added risk approach”. För nickel och bly *får* vattenmyndigheterna ändå beakta bakgrundshalten eftersom denna öppning finns med i direktivet om prioriterade ämnen. Den toxikologiska relevansen kan dock ifrågasättas och bakgrunden för dessa metaller bör bara beaktas i undantagsfall, t.ex. då det saknas vattenkemiska data för att kunna beräkna biotillgänglighet på ett säkert sätt. För koppar och krom har bakgrunden inte heller beaktats när värdena togs fram. Värdena har införts på nationell nivå och man ska inte beakta den naturliga bakgrunden vid klassificeringen.

⁵³ Beräknas enligt $PNEC_{add} = NOEC_{tot} - cb_{culture\ medium}$.

Fördjupad information 7.

Vissa metaller behövs i låga halter – men hur låga?

Många organismer behöver ta upp små mängder av vissa metaller, såsom koppar, nickel, krom och zink. För dessa ämnen gäller därför att det inte automatiskt är bäst med så låga halter som möjligt. Vid tillräckligt låga halter kan istället bristsymtom uppstå. Vid högre halter uppstår å andra sidan toxiska effekter. Det finns därför ett för organismen optimalt koncentrationsintervall för dessa metaller, ofta kallat OCEE (optimal concentration range of essential elements).

Det är inte helt oproblematiskt att fastställa OCEE för pelagiska organismer, eftersom metaller också kan tas upp via födan. Dessutom har man i den här typen av studier inte alltid beaktat att upptaget och biotillgängligheten hos metallen kan variera beroende på andra vattenkemiska parametrar. OCEE kan också avvika lokalt, beroende på vilka halter som normalt förekommer (pga. anpassning hos organismen).

Hittills gjorda uppskattningar av OCEE för koppar varierar. För regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*) uppskattades t.ex. OCEE (uttryckt som löst koncentration) till 8 – 16 µg/l (Seim et al 1984), för klogroda (*Xenopus laevis*) till 1–10 µg/l (Fort et al 2000) och för hinnkräfta (*Daphnia magna*) till 1 – 35 µg/l (Bossuyt et al 2004). Notera dock att det är oklart vad dessa koncentrationer motsvarar i biotillgängliga halter. För *Daphnia* blir det t.ex. tydligt att det beräknade OCEE överlappar med de koncentrationer som även ger toxiska effekter.

I samband med att koppar-VRAR togs fram gjordes en omräkning och både OCEE data och toxicitetsdata för *Daphnia* normaliserades utifrån biotillgänglighet. Man kom då fram till att bristsymtom kan uppstå vid (lösta) halter lägre än 1,1 µg/l men toxicitet vid (lösta) halter högre än 23 µg/l vid en kombination av vattenkemiska parametrar som bedöms motsvara "europeiskt realistiskt värsta scenario" (där biotillgänglig kopparfraktion är 12 procent). Om istället all koppar är biotillgänglig skulle detta motsvara en koncentration på 0,13 µg/l. Det svenska värdet för koppar (0,5 µg/l vid 100 procent biotillgänglighet) i HVMFS 2013:15 är således högre än de halter som, om de underskreds, bedömts kunna ge upphov till bristsymtom hos *Daphnia*.

Kamunde *et al.* (2001 & 2005) och Bossuyt *et al.* (2004) har också påvisat att vid "normala kopparkoncentrationer" är upptag via födan av stor betydelse för att essentiella nivåer ska uppnås inuti organismer. Det innebär att även om det är vanligt med lägre halter än 0,1 µg/l biotillgänglig koncentration i svenska vatten, förekommer det troligen inte någon utbredd kopparbrist. Åtgärds mål bör dock inte sättas allt för snävt (t.ex. <0,5 µg/l som biotillgänglig koncentration för koppar), vilket tyder på vikten av att försöka beräkna vilken biotillgänglig koncentration som råder lokalt.

Bestämmelser 6.

Bilaga 2.7.2. HVMFS 2013:19

Bedömningsgrunder för särskilda förorenande ämnen i inlandsytvatten

Värdena uttrycks i tabell 1 som totala koncentrationer i hela vattenprovet, med undantag för koppar, zink, krom, arsenik och uran; dessa avser upplöst koncentration, det vill säga den upplösta fasen i ett vattenprov som erhållits genom filtrering genom ett 0,45 µm-filter, eller motsvarande förbehandling. För metallerna koppar och zink avses biotillgänglig¹ koncentration. Vattenmyndigheten får därför ta hänsyn till vattnets hårdhet, dess pH-värde, löst organiskt kol eller andra parametrar för vattenkvalitet som påverkar dessa ämnens biotillgänglighet i vatten. De biotillgängliga koncentrationerna ska i så fall fastställas med hjälp av lämpliga modeller för biotillgänglighet. För arsenik, uran och zink är värdena framtagna för att hänsyn ska tas till naturlig bakgrund, om den naturliga bakgrunden hindrar efterlevnad av värdena i tabell 1.

¹ Med biotillgänglig avses här den del av den lösta halten som beräknas tas upp av vattenlevande organismer.

Bilaga 5.4.2. HVMFS 2013:19

Bedömningsgrunder för särskilda förorenande ämnen i kustvatten och vatten i övergångszon.

Värdena uttrycks i tabell 1 som totala koncentrationer i hela vattenprovet, med undantag för koppar, zink, krom, arsenik och uran; dessa avser upplöst koncentration, det vill säga den upplösta fasen i ett vattenprov som erhållits genom filtrering genom ett 0,45 µm-filter, eller motsvarande förbehandling. För koppar avses biotillgänglig koncentration. För arsenik, uran och zink är värdena framtagna för att hänsyn ska tas till naturlig bakgrund, om den naturliga bakgrunden hindrar efterlevnad av värdena i tabell 1. I det fall värden saknas för kustvatten och vatten i övergångszon kan värdet för inlandsytvatten i bilaga 2 tabell 1 användas även för dessa.

Bilaga 6 HVMFS 2013:19

1. Gränsvärden för kemisk ytvattenstatus

Gränsvärdena som anges för vatten i tabell 1 uttrycks som totala koncentrationer i hela vattenprovet, med undantag av metallerna kadmium, bly, kvicksilver och nickel. Gränsvärdena för metaller avser upplöst koncentration, det vill säga den upplösta fasen i ett vattenprov som erhållits genom filtrering genom ett 0,45 µm-filter eller motsvarande förbehandling. För metallerna nickel och bly avses biotillgänglig koncentration¹ när det gäller årsmedelvärden för inlandsvatten.

Gränsvärden för biota avser fisk om inget annat anges.

Gränsvärden för sediment avser, med undantag för ämnena 6 och 20, sediment med 5 % organiskt kol. Vid avvikande kolhalt hos sedimentet multipliceras analyserad koncentration med $[5/(\text{aktuell organisk kolhalt i } \%)]$ före jämförelsen med gränsvärdet.

¹ Med biotillgänglig avses här den del av den lösta halten som beräknas tas upp av vattenlevande organismer.

2 Tillämpning av de gränsvärden som anges i tabell 1

1. Vattenmyndigheten får vid utvärdering av övervakningsresultaten i jämförelse med gränsvärdena ta hänsyn till

- den naturliga bakgrundskoncentrationen för metaller och deras föreningar i vatten och sediment, om den hindrar efterlevnad av gränsvärdena, och
- vattnets hårdhet, dess pH-värde, löst organiskt kol eller andra parametrar för vattenkvalitet som påverkar metallers biotillgänglighet i vatten; de biotillgängliga koncentrationerna ska i så fall fastställas med hjälp av lämpliga modeller för biotillgänglighet, och
- ämnenas biotillgänglighet i sediment.

9.2. Hur metaller i vatten klassificeras

9.2.1. Bedömningsgrunderna avser löst koncentration

Bedömningsgrunder för kadmium, bly, nickel, kvicksilver, arsenik, koppar, zink, krom och uran i vattenfas uttrycks i HVMFS 2013:19 som löst koncentration. Löst koncentration definieras i föreskrifterna som den fraktion av ett vattenprov som filtrerats genom ett 0,45 µm filter eller genomgått motsvarande förbehandling, se *Bestämmelser 6*.

I de fall totalhalt eller dekanterad halt har analyserats, se 9.4.3.

9.2.2. Biotillgänglig koncentration

För metallerna bly, nickel, koppar och zink uttrycks värdena för att bedöma kroniska effekter (årsmedelvärden) i föreskrifterna som biotillgängliga koncentrationer. Därför räcker det inte med att bara utgå ifrån löst koncentration metall. Även för kadmium tas viss hänsyn till vattenkemin, eftersom det är olika gränsvärden för olika hårdhet.

Om medelvärden för uppmätta lösta koncentrationer överskrider värdena i föreskrifterna, beräknas således biotillgänglig koncentration för koppar, nickel, bly och zink. Medelvärdet för beräknade biotillgängliga koncentrationer jämförs sedan mot värdena i föreskrifterna.

Bio-met 3.04 (eller senare versioner) bör tills vidare användas för att beräkna biotillgänglig koncentration för koppar, zink och nickel i inlandsvatten (sjöar och vattendrag). Bio-met är ett tekniskt lättanvänt verktyg i Excelformat (se *bilaga 5* till denna vägledning). Biotillgängliga koncentrationer för koppar, zink och nickel kan med detta program beräknas parallellt och samtidigt för många övervakningsstationer och tidpunkter.

Eftersom vattenkemin varierar över tiden beräknas först biotillgänglig metallkoncentration vid varje mättillfälle. Därefter beräknas årsmedelvärdet.

De enda uppgifter som behöver matas in är uppmätt (löst) koncentration av ämnet, uppmätt pH, DOC och löst kalcium. Viktigt är dock att uppmätta koncentrationer är provtagna vid samma övervakningsstation (plats) och vid samma tidpunkt (se *Observera 7*). Om så inte är fallet tillkommer osäkerheter i klassificeringen relaterat till detta (se också *9.4.2.* för ytterligare vägledning).

Observera 7.

När biotillgänglig koncentration beräknas ska man utgå från vattenkemi-data (DOC, pH och Ca) som har provtagits på samma övervakningsstationer och vid samma tidpunkter som de metallprover som ska utvärderas (data ska vara "parade").

Eftersom vattenkemin varierar över tiden beräknar man först biotillgänglig metallkoncentration vid varje mättillfälle. Därefter beräknar man årsmedelvärdet.

Kalciumhalter är ibland uttryckta som mekv/l. För att räkna om från mekv/l till mg/l (vilket är den enhet som används i verktyget) multiplicerar man med 20.

Vid statusklassificering behöver man utgå ifrån den av Bio-met beräknade biotillgängliga koncentrationen (inte "local EQS" eller "RCR") vid jämförelser mot värdet i bedömningsgrunderna (se även *bilaga 5* till denna vägledning).

Om löst koncentration överskrider medianvärdena för de beräknade lokal-specifika bedömningsgrunderna för koppar, zink, bly och nickel (se *bilaga 3* till denna vägledning), så bör man inte klassificera statusen som "god", oavsett vad den beräknade biotillgängliga koncentrationen visar (se 9.1.1.6.). Dessa medianvärden kan således användas som tumregler även då vattenkemidata är tillgänglig och befinner sig innanför valideringsintervallen, men då klassificeringen annars blir orimlig.

Om det föreskrivna värdet för zink överskrider även efter att biotillgänglig koncentration beräknas tas även hänsyn till bakgrundshalten, se 9.2.3.

9.2.3. Hänsyn till naturlig bakgrundshalt

Föreskrifterna avser den naturliga andelen, inte "nutida bakgrundshalt" (se 9.1.2.). Tills vidare anger denna vägledning främst *hur naturlig bakgrund beaktas vid klassificeringen*, inte hur naturlig bakgrund beräknas för respektive ämne, plats och tidpunkt.

För vissa metaller (zink, uran, arsenik) är bedömningsgrunderna baserade på testdata där den naturliga bakgrunden dragits bort från testkoncentrationen. För dessa metaller ska man därför dra bort den naturliga bakgrunden från det uppmätta värdet innan man jämför mot bedömningsgrunden, om uppmätta lösta koncentrationer (eller biotillgängliga koncentrationer för zink) överskrider bedömningsgrunderna. För zink kan man behöva ta hänsyn till *både* naturlig bakgrund *och* biotillgänglighet. Som ett första steg bör biotillgänglighet beaktas. Först därefter kan naturlig bakgrundshalt behöva beaktas.

För nickel, kadmium och bly kan man i undantagsfall också beakta bakgrunden (se 9.1.2.2.). I föreskrifterna anges därför för vilka grundämnen man ska (zink, arsenik, uran) respektive får (nickel, bly) beakta naturlig bakgrund i vatten, i de fall då "god" status annars inte uppnås. Notera således att naturlig bakgrund inte ska beaktas när det gäller koppar och krom.

9.3. Gör så här för att beräkna biotillgänglig koncentration

Det är lämpligt att göra stegvisa bedömningar av status, där de första stegen kräver så liten insats som möjligt, innan man går vidare till de mer resurskrävande stegen. Med detta som utgångspunkt beskrivs nedan ett lämpligt tillvägagångssätt då nödvändigt underlag finns tillgängligt och vattenkemin befinner sig inom de kritiska valideringsgränserna (se tabell 2), för respektive metall.

Tabell 2. Kritiska valideringsintervall (Bio-met ver. 3.04).

Metall	pH	Ca
Koppar	<6,0 och >8,5	<3,1 och >93,0 mg/l då DOC<2 mg/l
Nickel	>8,7	
Zink	<5,5	<5,0 mg/l

I normalfallet behöver fullständiga modeller inte användas för att beräkna biotillgänglighet hos metallerna koppar, zink och nickel i sötvatten. Endast under särskilda omständigheter, då t.ex. även andra vattenkemiska parametrar kan vara viktiga att beakta, kan uppföljande beräkningar med hjälp av ”full BLM” övervägas.

Om underlaget för vattenkemin är bristfälligt eller om de vattenkemiska förhållandena är utanför de kritiska valideringsintervallen, se istället 9.4.

9.3.1. Koppar

9.3.1.1. Sötvatten

En stegvis hantering rekommenderas (se figur 4).

För koppar i sötvatten avser värdet i föreskrifterna (0,5 µg/l) biotillgänglig koncentration. Beräknat medianvärde för platsspecifika bedömningsgrunder för svenska vatten hamnar på ca 12 µg/l (löst koncentration).

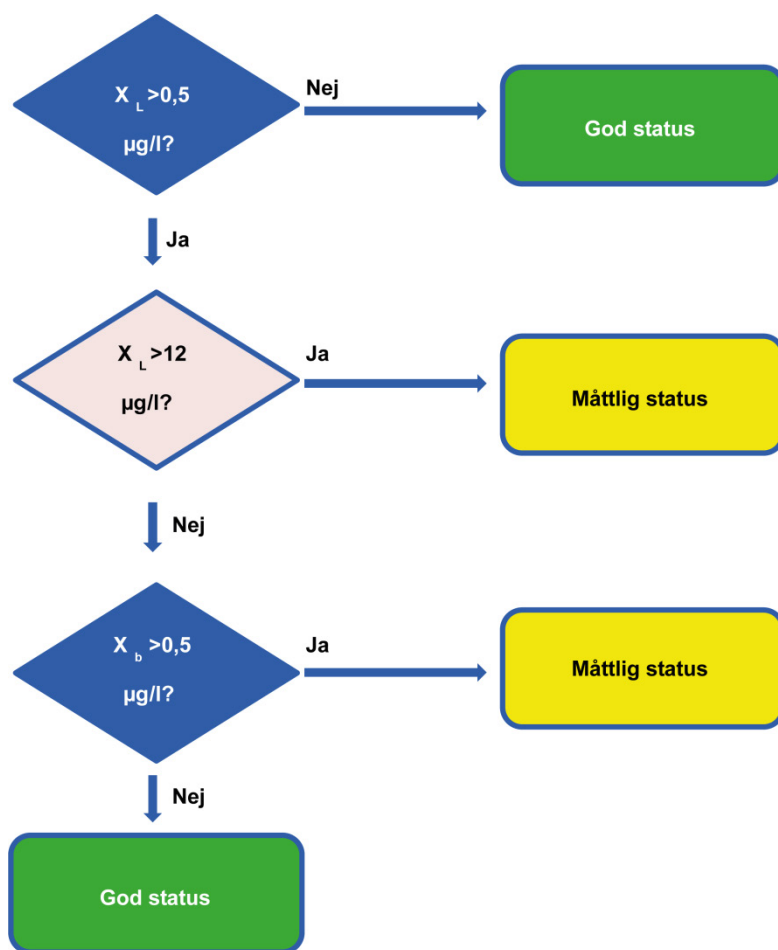
Om medelvärdet uttryckt som löst koncentration (X_L) < 0,5 µg/l behöver biotillgänglig koncentration inte beräknas utan ”god” status råder.

Om löst medelkoncentration (X_L) överskrider ca 12 µg/l bedöms status som ”måttlig”, oavsett vad beräknad biotillgänglig koncentration är.

Om däremot X_L är > 0,5 µg/l men ändå inte >ca 12 µg/l beräknas biotillgänglig koncentration koppar för varje enskilt prov (C_b). Detta görs med hjälp av Bio-met (3.04 eller senare version)⁵⁴.

Därefter jämförs medelvärdet för de biotillgängliga koncentrationerna (X_b) med 0,5 µg/l. Om $X_b > 0,5$ råder ”måttlig” status, annars ”god”.

⁵⁴ Notera att tidigare versioner kan ge felaktiga resultat. Detta pga. vissa tidigare felaktiga beräkningar. Dessa korrigerades i samband med att Bio-met uppdaterades.



Figur 4. Tillvägagångssätt för klassificering med avseende på koppar i sötvatten. Om X_L överskrider ca 12 $\mu\text{g/l}$ är det oftast inte rimligt att bedöma status som "god" (ljuslila box). Även då $X_b > 0,5 \mu\text{g/l}$ råder "måttlig" status. X_L = årsmedelvärdet för löst koncentration; C_b = biotillgänglig koncentration hos enskilt prov; $X_b = \Sigma C_b/n$ dvs. medelvärdet för alla C_b .

9.3.1.2. Marin miljö

För andra ytvatten (marin miljö) avser värdena i föreskrifterna (2,6 respektive 0,87 $\mu\text{g/l}$ för Västerhavet respektive Östersjön) biotillgänglig koncentration, eller egentligen tillgänglig koncentration. En ekvation för hur man räknar fram biotillgänglig koncentration från DOC-halt finns i en fotnot till tabellen (fotnot 5 i bilaga 5 till HVMFS 2013:19)⁵⁵. Se även *Fördjupande information 6*.

För t.ex. Östersjön gäller därför att om exempelvis uppmätt (löst) koncentration koppar är 2 $\mu\text{g/l}$ och DOC är 1 mg/l så blir biotillgänglig kopparkoncentration $2/(0,5^{0,6136}) = 3,1 \mu\text{g/l}$. Därefter beräknas ett årsmedelvärde för samtliga beräknade biotillgängliga koncentrationer och jämförs mot värdet 0,87 $\mu\text{g/l}$.

⁵⁵ "Biotillgänglig koncentration beräknas genom att uppmätt koncentration divideras med $(\text{DOC}/2)^{0,6136}$. Om platsspecifika data för DOC saknas, ska värdet 4,3 $\mu\text{g Cu/l}$ tillämpas för Västerhavet och 1,45 $\mu\text{g Cu/l}$ för Östersjön, istället för de i tabellen angivna värdena."

9.3.2. Zink

9.3.2.1. Sötvatten

För zink i sötvatten avser värdet i föreskrifterna (5,5 µg/l) biotillgänglig koncentration. Beräknat medianvärde för platsspecifika bedömningsgrunder för svenska vatten hamnar på ca 20 µg/l (löst koncentration).

Följande stegvisa hantering rekommenderas (se figur 5):

Om medelvärdet uttryckt som löst koncentration (X_L) < 5,5 µg/l behöver biotillgänglig koncentration inte beräknas utan ”god” status råder.

Om X_L är över ca 20 µg/l, även efter det att naturlig bakgrundshalt har subtraherats från uppmätt (löst) koncentration för respektive prov (dvs. om även X_{L-B} överskrider värdet), bedöms status som ”måttlig”, oavsett vad beräknad biotillgänglig koncentration är.

Om däremot X_L är > 5,5 µg/l men ändå inte >ca 20 µg/l beräknas biotillgänglig koncentration zink för varje enskilt prov (C_b). Detta görs med hjälp av Bio-met (3.04 eller senare version)⁵⁶, men notera att kolumnen för bakgrundshalt först fylls i med värdet 0 (se *Observera 8*). Därefter jämförs medelvärdet för de biotillgängliga koncentrationerna (X_b) med bedömningsgrunden (5,5 µg/l).

Om $X_b > 5,5$ µg/l beaktas även naturlig bakgrundskoncentration. Beräkningarna av C_b upprepas men denna gång matas även aktuell bakgrund (löst koncentration) in i Bio-met. Om justerad biotillgänglig medelkoncentration, $X_{b\text{ just}}$ > 5,5 µg/l är det ”måttlig” status.

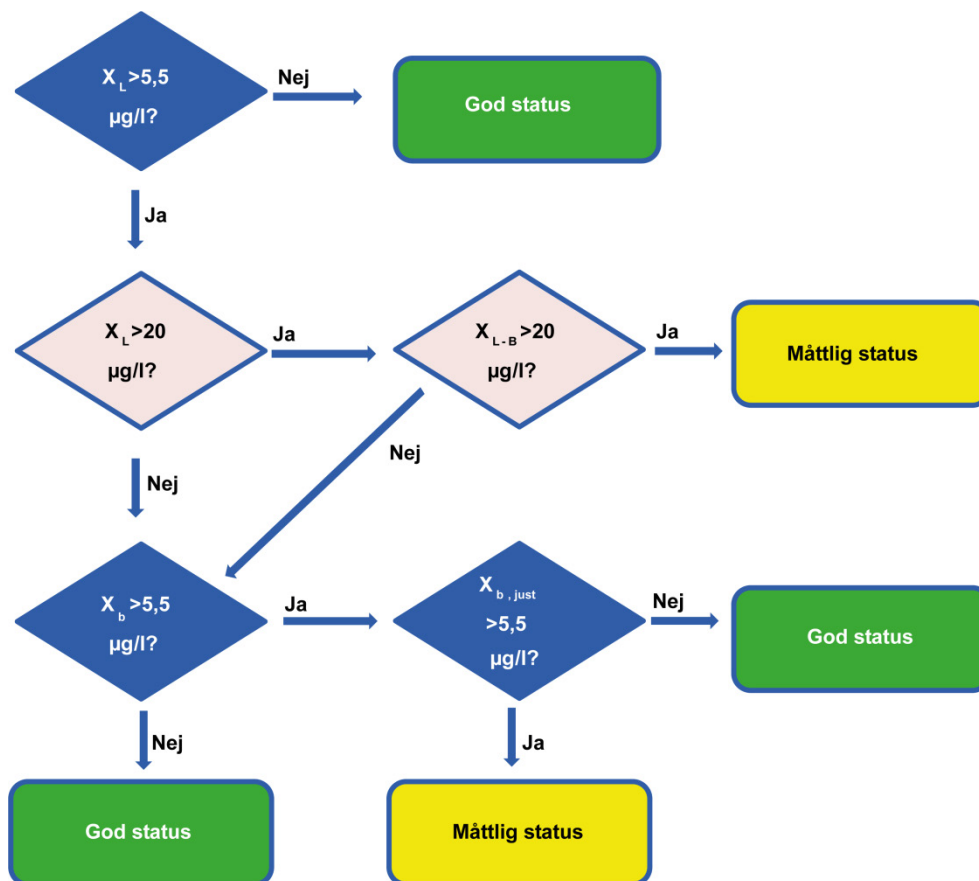
Observera 8.



För zink ska man i Bio-met först ersätta siffran 1 i kolumn för ”ambient background, ABC” med siffran 0.

Om bakgrund behöver beaktas, anges aktuell naturlig bakgrundshalt (löst koncentration) för respektive prov, innan beräkningarna görs om.

⁵⁶ Notera att tidigare versioner kan ge felaktiga resultat. Detta pga. att full BLM för Zn har reviderats.



Figur 5. Tillvägagångssätt för klassificering med avseende på zink i sötvatten. Om X_L överskrider ca 20 $\mu\text{g/l}$ är det oftast inte rimligt att bedöma status som "god" (ljuslila boxar). Även då $X_b > 5,5 \mu\text{g/l}$ råder "måttlig" status. X_L = medelvärdet för löst koncentration; C_b = biotillgänglig koncentration hos enskilt prov; $X_b = \sum C_b/n$ dvs. medelvärdet för alla C_b ; $X_{L-B} = X_L$ men beräknat efter det att bakgrund subtraherats; $X_{b,just}$ = medelvärdet för alla C_b men där bakgrund fyllts i (i Bio-met).

9.3.2.2. Marin miljö

För Zn i marin miljö har ännu ingen BLM tagits fram och biotillgänglighet beaktas därför inte. Men för Västerhavet respektive Östersjön (brackvatten) anges olika bedömningsgrunder för att ta hänsyn till varierande känslighet.

9.3.3. Nickel

För nickel i sötvatten avser värdet i föreskrifterna (4,0 $\mu\text{g/l}$) biotillgänglig koncentration. Beräknat medianvärde för platsspecifika bedömningsgrunder för svenska vatten hamnar på ca 16 $\mu\text{g/l}$ respektive 19 $\mu\text{g/l}$ (löst koncentration) för vattendrag respektive sjöar.

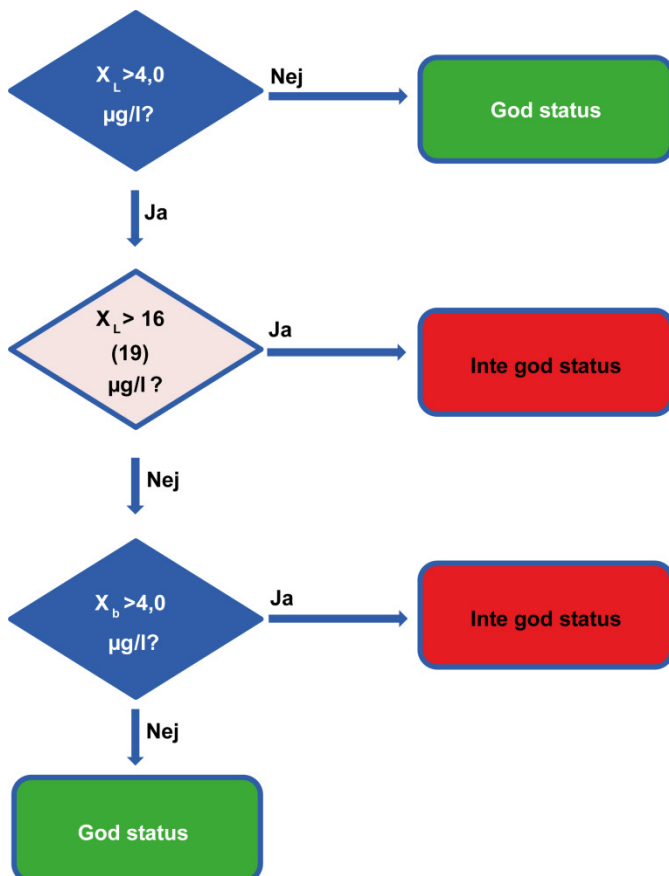
Följande stegvisa hantering (se även figur 6) rekommenderas:

Om medelvärdet uttryckt som löst koncentration (X_L) < 4,0 $\mu\text{g/l}$ behöver biotillgänglig koncentration inte beräknas utan "god" status råder.

Om löst medelkoncentration överskrider ca 16 $\mu\text{g/l}$ (vattendrag) eller >ca 19 $\mu\text{g/l}$ (sjöar) bedöms status som "uppnår ej god", oavsett vad beräknad biotillgänglig koncentration är.

Om däremot X_L är $> 4,0 \mu\text{g/l}$ men ändå inte $> \text{ca } 16 \mu\text{g/l}$ (vattendrag) eller $> \text{ca } 19 \mu\text{g/l}$ (sjöar) beräknas biotillgänglig koncentration nickel för varje enskilt prov (C_b). Detta görs med hjälp av Bio-met (3.04 eller senare version).

Om medelvärdet för uppmätt biotillgänglig koncentration (X_b) är högre än bedömningsgrunden ($4,0 \mu\text{g/l}$), klassificeras vattenförekomstens status till "uppnår ej god".



Figur 6. Tillvägagångssätt för klassificering med avseende på nickel i sötvatten. Om X_L överskrider ca $16 \mu\text{g/l}$ för vattendrag (eller ca $19 \mu\text{g/l}$ för sjöar) är det oftast inte rimligt att bedöma status som "god" (ljuslila box). Även då $X_b > 4,0 \mu\text{g/l}$ är status inte att betrakta som "god". X_L = medelvärdet för löst koncentration (värdet avser vattendrag respektive sjöar inom parentes). Värdet utanför parentes avser vattendrag; värdet inom parentes avser sjöar; C_b = biotillgänglig koncentration hos enskilt prov; $X_b = \sum C_b/n$ dvs. medelvärdet för alla C_b .

För nickel får vattenmyndigheterna enligt föreskrifterna ta hänsyn till naturlig bakgrund. Gränsvärdet för nickel är dock inte framtaget för att man ska göra detta och Bio-met har inte heller med någon kolumn för bakgrundshalt. Det bör därför bara göras i undantagsfall, t.ex. då vattenkemidata saknas (se 9.4.2.). I dessa fall görs en liknande stegvis bedömning som för zink, och bakgrunden subtraheras ifrån respektive ingående värde innan X_L respektive X_b beräknas⁵⁷.

⁵⁷ Vid beräkning av X_{L-B} utgår man ifrån löst bakgrundshalt, vid beräkning av $X_{b \text{ just}}$ utgår man ifrån biotillgänglig bakgrundshalt.

9.3.4. Bly

9.3.4.1. Sötvatten

För bly i sötvatten avser värdet i föreskrifterna (1,2 µg/l) /bio/tillgänglig koncentration. Beräknat medianvärde för platsspecifika bedömningsgrunder för svenska vatten hamnar på ca 13 µg/l (löst koncentration).

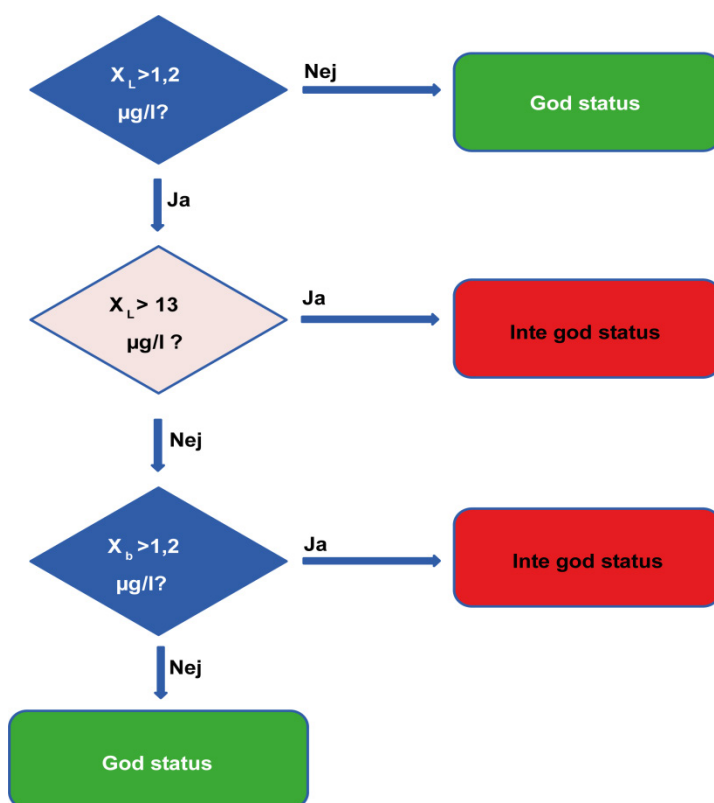
Följande stegvisa hantering (se även figur 7) rekommenderas:

Om medelvärdet uttryckt som löst koncentration (X_L) <1,2 µg/l behöver biotillgänglig koncentration inte beräknas utan ”god” status råder.

Om löst medelkoncentration överskrider ca 13 µg/l bedöms status som ”uppnår ej god”, oavsett vad beräknad biotillgänglig koncentration är.

Om däremot X_L är > 1,2 µg/l men ändå inte >ca 13 µg/l beräknas biotillgänglig koncentration bly för varje enskilt prov (C_b). Detta görs med hjälp av PNEC calculator⁵⁸.

Om medelvärdet för uppmätt biotillgänglig koncentration (X_b) är högre än bedömningsgrunden (1,2 µg/l), klassificeras vattenförekomstens status till ”uppnår ej god”.



Figur 7. Tillvägagångssätt för klassificering med avseende på bly i sötvatten. Om X_L överskrider ca 13 µg/l är det oftast inte rimligt att bedöma status som ”god” (ljuslila box). Även då $X_b > 1,2$ µg/l är status inte att betrakta som ”god”. X_L =medelvärdet för löst koncentration; C_b =biotillgänglig koncentration hos enskilt prov; $X_b = \sum C_b / n$ dvs. medelvärdet för alla C_b .

⁵⁸ Alternativt används omräkningsformel och beräkningarna görs för hand (se *Fördjupad information 6*).

För bly *får* vattenmyndigheterna enligt föreskrifterna ta hänsyn till naturlig bakgrund. Gränsvärdet för bly är dock inte framtaget för att man ska göra detta och det bör därför göras endast i undantagsfall, t.ex. då vattenkemidata saknas (se 9.4.2.). I dessa fall görs en liknande stegvis bedömning som för zink, och bakgrunden subtraheras ifrån respektive ingående värde innan X_L respektive X_b beräknas⁵⁹.

9.4. Stöd vid expertbedömningar av biotillgänglighet

9.4.1. Expertbedömning då vattenkemin är utanför valideringsintervallen

Då vattenkemin är utanför de kritiska valideringsintervallen för Bio-met, för respektive metall, kan i normalfallet 5-percentilvärdena för platsspecifika bedömningsgrunder ("generiska värden") användas som komplement vid expertbedömning av status. Om löst koncentration överskrider dessa värden **eller** om beräknad biotillgänglig koncentration är högre än värdet i föreskrifterna, bedöms vattenförekomsten inte uppnå "god" status. Se även *Observera 9*.

Observera 9.



Om vattenkemin är utanför kritiska valideringsgränser för aktuell metall görs *både* en jämförelse mot generiska värden (uttryckta för löst koncentration) *och* beräkningar av biotillgängliga koncentrationer och jämförs med respektive värde i föreskrifterna. Vid klassificeringen är det sedan "sämst som styr".

Nedan beskrivs ett lämpligt tillvägagångssätt vid expertbedömning då nödvändigt underlag finns tillgängligt men vattenkemin befinner sig utanför de kritiska valideringsgränserna (se tabell 2), för respektive metall. Samtliga fall avser sötvatten. Vid expertbedömningen används bland annat de beräknade generiska värdena i tabell 3 (se även *bilaga 3* till vägledningen).

⁵⁹ Vid beräkning av X_{L-B} utgår man ifrån löst bakgrundshalt, vid beräkning av $X_{b,just}$ utgår man ifrån biotillgänglig bakgrundshalt.

Tabell 3. Beräknade generiska värden (fetmarkerade), baserade på 5-percentiler för platsspecifika bedömningsgrunder baserade på svenska nationella övervakningsdata för sjöar respektive vattendrag. Som jämförelse anges värdena i föreskrifterna (avseende biotillgänglig koncentration) inom parentes i kolumnrubrikerna.

Koppar (biotillgängligt värde: 0,5 µg/l)		Nickel (biotillgängligt värde: 4 µg/l)		Zink (biotillgängligt värde: 5,5 µg/l)		Bly (biotillgängligt värde: 1,2 µg/l)	
Vatten- drag	Sjöar	Vatten- drag	Sjöar	Vatten- drag	Sjöar	Vatten- drag	Sjöar
3,3	2,4	8,2	8,4	6,8	7,0	2,8	2,5

9.4.1.1. Koppar

Om pH är utanför valideringsintervallet (<6,0 eller >8,5), eller om Ca är utanför valideringsintervallet och samtidigt DOC < 2 mg/l kan schemat i figur 8 användas vid expertbedömning av status⁶⁰.

Om medelvärdet uttryckt som löst koncentration (X_L) < 0,5 µg/l behöver, som vanligt, biotillgänglig koncentration inte beräknas utan ”god” status råder.

Om löst medelkoncentration (X_L) överskrider 3,3 µg/l för vattendrag eller 2,4 µg/l för sjöar klassificeras status som ”måttlig”.

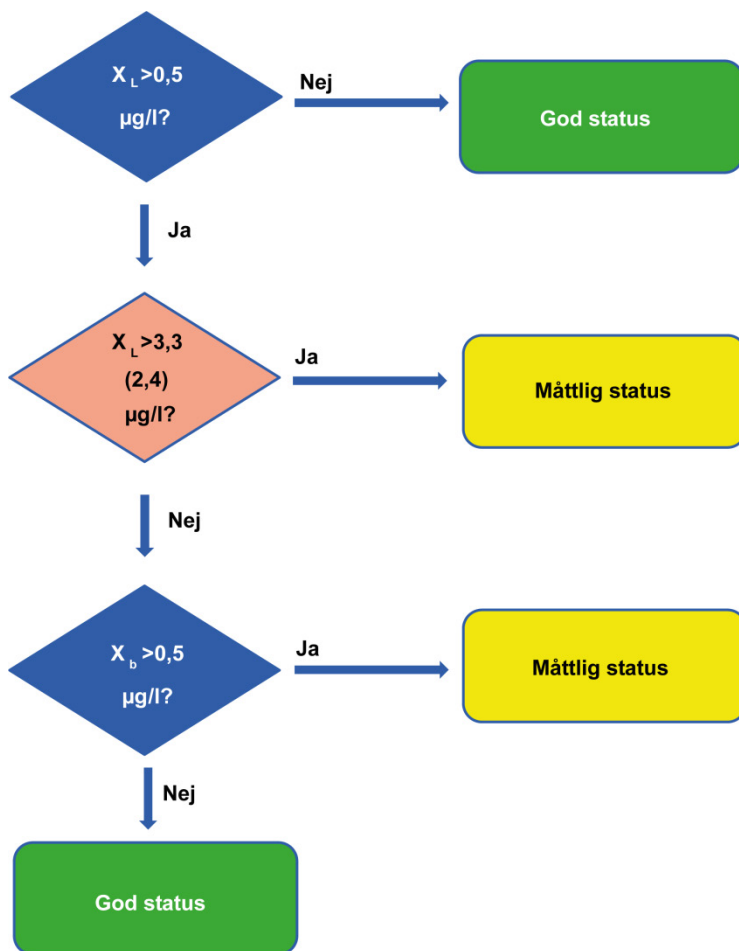
Om X_L är > 0,5 µg/l men ändå inte > 3,3 (2,4) µg/l beräknas biotillgänglig koncentration koppar för varje enskilt prov (C_b). Detta görs med hjälp av Bio-met (3.04 eller senare version)⁶¹.

Därefter jämförs medelvärdet för de biotillgängliga koncentrationerna (X_b) med bedömningsgrunden (0,5 µg/l).

Om $X_b > 0,5$ råder ”måttlig” status. Notera således att då vattenkemin är utanför kritiska valideringsgränser, görs *både* en jämförelse mot generiska värden för löst koncentration *och* beräkningar av biotillgängliga koncentrationer. Dessa värden jämförs sedan mot bedömningsgrunden i föreskrifterna, varefter ”sämst styr”.

⁶⁰ Vid högre DOC-halter än 2 mg/l har Ca sällan någon större inverkan på biotillgängligheten. Så länge pH är inom intervallet kan därför schemat i föregående kapitel användas.

⁶¹ Notera att tidigare versioner kan ge felaktiga resultat. Detta pga. vissa tidigare felaktiga beräkningar, vilka korrigerades i samband med att Bio-met uppdaterades.



Figur 8. Tillvägagångssätt för klassificering med avseende på koppar i sötvatten där expertbedömning tillämpas. Schemat tillämpas då 1) pH befinner sig utanför valideringsintervallet eller 2) då Ca befinner sig utanför intervallet samtidigt som DOC < 2,0 mg/l. X_L = medelvärde för löst koncentration (värdet avser vattendrag respektive sjöar inom parentes); C_b = biotillgänglig koncentration hos enskilt prov; $X_b = \sum C_b/n$ dvs. medelvärdet för alla C_b .

9.4.1.2. Zink

Om vattenkemin hamnar utanför någon kritisk gräns (pH < 5,5 och/eller Ca < 5,0) kan schemat i figur 9 användas vid expertbedömning av status.

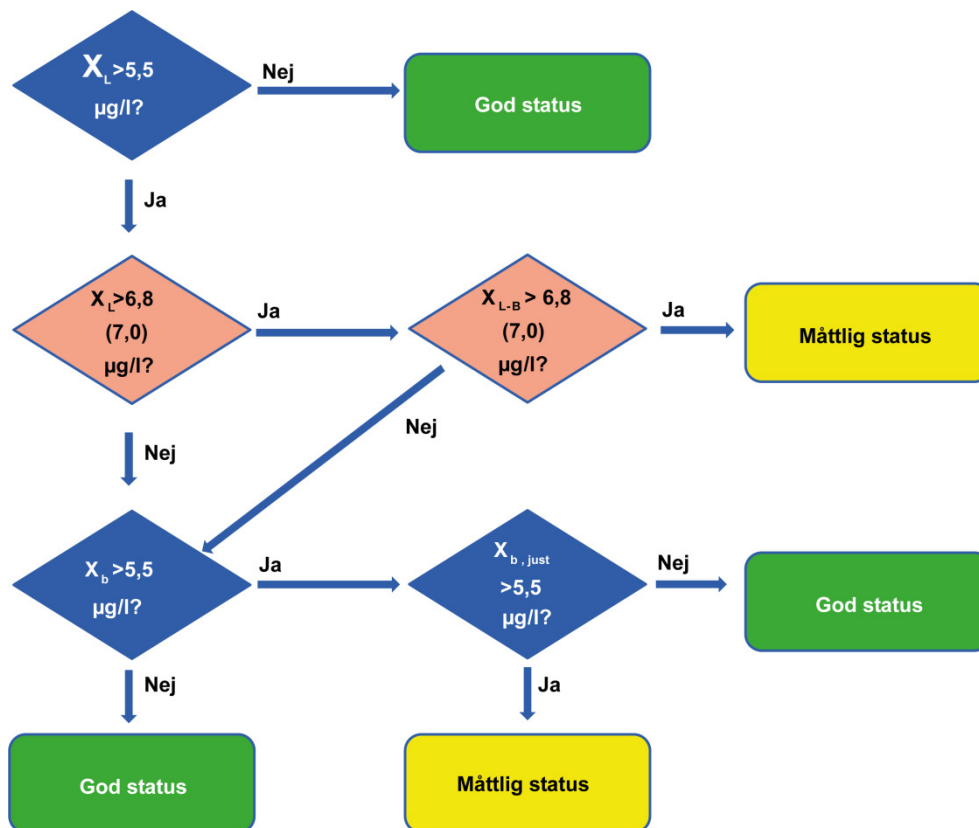
Om medelvärdet uttryckt som löst koncentration (X_L) < 5,5 µg/l behöver, som vanligt, biotillgänglig koncentration inte beräknas utan ”god” status råder.

Om löst medelkoncentration överskrider 6,8 µg/l för vattendrag och 7,0 µg/l för sjöar, även då bakgrunden har beaktats, klassificeras status som ”måttlig”.

Om däremot X_L är > 5,5 µg/l men ändå inte > 6,8 (7,0) µg/l beräknas biotillgänglig koncentration zink för varje enskilt prov (C_b). Detta görs med hjälp av Bio-met (3.04 eller senare version)⁶², men notera att kolumnen för bakgrundshalt först fylls i med värdet 0 (se *Observera 8*). Därefter jämförs medelvärdet för de biotillgängliga koncentrationerna (X_b) med bedömningsgrunden (5,5 µg/l). Om X_b > 5,5 µg/l beaktas även naturlig bakgrundskoncentration (se 9.3.2.).

⁶² Notera att tidigare versioner kan ge felaktiga resultat. Detta pga. att full BLM för Zn har reviderats.

Notera således att då vattenkemin är utanför kritiska valideringsgränser görs *både* en jämförelse mot generiska värden för löst koncentration *och* beräkningar av biotillgängliga koncentrationer. Dessa jämför man sedan mot värdet i bedömningsgrunderna i föreskrifterna, varefter ”sämst styr”.



Figur 9. Tillvägagångssätt för klassificering med avseende på zink i sötvatten, där expertbedömning tillämpas när $\text{pH} < 5,5$ och/eller $\text{Ca} < 5,0$ mg/l. X_L = medelvärdet för löst koncentration (värdet avser vattendrag respektive sjöar inom parentes); C_b = biotillgänglig koncentration hos enskilt prov; $X_b = \sum C_b/n$ dvs. medelvärdet för alla C_b ; $X_{L-B} = X_L$ men beräknat efter det att bakgrund subtraherats; $X_{b, just}$ = medelvärdet för alla C_b men där bakgrund fyllts i (i Bio-met).

9.4.1.3. Nickel

För nickel är den enda kritiska valideringsgränsen det högre pH värdet (8,7). Högre pH-värden än så förekommer sällan i sötvatten. I dessa fåtal fall, kan schemat i figur 10 användas vid expertbedömning av status.

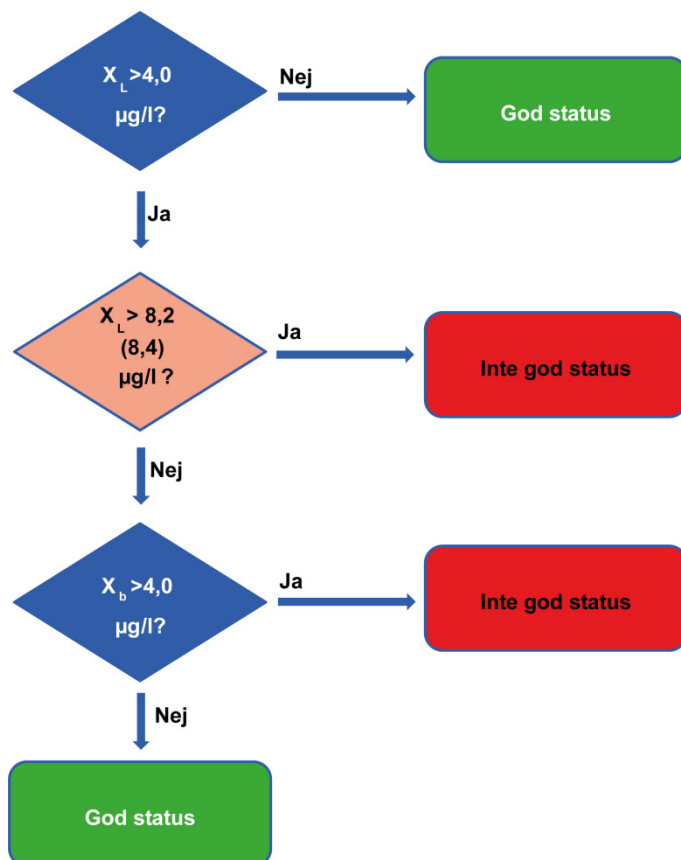
Om medelvärdet uttryckt som löst koncentration (X_L) $< 4,0$ µg/l behöver, som vanligt, biotillgänglig koncentration inte beräknas utan det råder ”god” status.

Om löst koncentration överskrider 8,2 för vattendrag och 8,4 µg/l för sjöar råder det inte ”god” status, oavsett vad beräknad biotillgänglig koncentration är.

Om däremot X_L är $> 4,0$ µg/l men ändå inte $> 8,2$ (8,4) µg/l beräknas biotillgänglig koncentration nickel för varje enskilt prov (C_b). Detta görs med hjälp av Bio-met (3.04 eller senare version).

Om medelvärdet för uppmätt biotillgänglig koncentration (X_b) är högre än bedömningsgrunden (4,0 µg/l), klassificeras vattenförekomstens status till ”uppnår ej god”. Notera således att då vattenkemin är utanför kritiska valideringsgränser görs *både* en jämförelse mot generiska värden för löst

koncentration och beräkningar av biotillgängliga koncentrationer. Dessa värden jämförs sedan mot gränsvärdet i föreskrifterna, varefter ”sämst styr”.



Figur 10. Tillvägagångssätt för klassificering med avseende på nickel i sötvatten, där expertbedömning tillämpas då $\text{pH} > 8,7$, dvs. befinner sig utanför det kritiska valideringsintervallet. X_L =medelvärdet för löst koncentration (värdet avser vattendrag respektive sjöar inom parentes); C_b =biotillgänglig koncentration hos enskilt prov; $X_b = \sum C_b/n$ dvs. medelvärdet för alla C_b .

9.4.2. Expertbedömning då vattenkemidata saknas eller är osäkra

Precis som vid alla modelleringar är osäkerheten hos de beräknade resultaten beroende av hur säkra de inmatade uppgifterna är. Vid beräkning av biotillgänglig koncentration för metallerna koppar, nickel, zink och bly är det t.ex. viktigt att alla inmatade uppgifter (metaller och nödvändiga vattenkemiska parametrar) kommer från samma provtagningsplats och har provtagits vid samma tidpunkt. I praktiken kan det dock vara så att vattenkemi helt saknas eller att proverna är tagna vid olika tidpunkter eller har tagits på andra platser. För sötvatten behöver då en expertbedömning göras.

För koppar i marin miljö anges redan i föreskrifterna hur man hanterar situationer där platsspecifika data för DOC saknas. Då ska värdet $4,3 \mu\text{g Cu/l}$ tillämpas för Västerhavet och $1,45 \mu\text{g Cu/l}$ för Östersjön. Expertbedömning behöver då inte tillämpas (se 9.3.1.2.).

Det är särskilt för vissa metaller viktigt att utgå från upplösta (filtrerade) koncentrationer av både metallen och de stödjande parametrarna vid

klassificeringen. Är det istället dekanterad eller total metallkoncentration som har analyserats, se 9.4.3.

9.4.2.1. Stegvis bedömning

Precis som vid ordinarie förfarande bör bedömningen göras stegvis, se tabell 4 nedan. Som ett första steg jämförs medelvärde för uppmätt löst koncentration mot värdet i föreskrifterna. Om uppmätta koncentrationer inte överskrider värdet uttryckt som biotillgänglig koncentration råder ”god” status.

Därefter jämförs uppmätta koncentrationer mot medianvärden för plats-specifika biotillgängliga koncentrationer (se *bilaga 3* till denna vägledning). Om dessa värden överskrids är det inte rimligt att klassificera till ”god” status. Osäkerheten hos klassificeringen påverkas då inte av att det saknas data för vattenkemiska parametrar.

Om det däremot saknas data från samma tidpunkt eller exakt samma övervakningsstation men det istället finns data från en övervakningsstation eller tidpunkt där det troligen råder ungefär samma vattenkemiska förhållanden, kan dessa uppgifter användas vid klassificeringen. Osäkerheterna i de underliggande bedömningarna ökar dock.

Om data för DOC saknas men det finns data för TOC är det oftast rimligt⁶³ att anta att $DOC = 0,8 * TOC$. Man bör dock tydligt dokumentera och redovisa att klassificeringen bygger på detta antagande.

I vissa fall saknas uppgifter om kalciumhalter men det finns information om alkalinitet. För det mesta går det då att uppskatta kalciumhalterna. Man bör dock vara medveten om att faktisk kalciumhalt kan avvika ifrån predikerad halt i t.ex. bruna vatten eller vid hög natriumvittring. I dessa situationer handlar det troligen främst om att kalciumhalten underskattas.

Om sådana indikativa data saknas för en enskild parameter kan istället nästa steg vara att ansätta ett värde som troligen ger en relativt konservativ men ändå realistisk bedömning av biotillgänglig koncentration för just den metallen. Beroende på metall har pH och Ca olika betydelse för beräknad biotillgänglig koncentration (se 9.1.). Som stöd för uppskattningar av värdet på dessa parametrar, se summerande statistik för uppmätt pH samt TOC- och kalciumhalter inom den nationella övervakningen (tabell 1).

Om det är fortsatt problematiskt att uppskatta vattenkemidata kan man inom ramen för en expertbedömning utgå ifrån de generiska värden som räknats fram. För zink beaktas även naturlig bakgrund. I dessa fall kan även bakgrunden för nickel och bly beaktas. Riskerna kan då både över- och underskattas och tillvägagångssättet behöver framgå av dokumentationen.

⁶³ Några parallella studier av TOC och DOC indikerar att de relativa DOC-halterna varierar mellan $0,7 * TOC$ och $1 * TOC$, men att DOC oftast är ungefär på samma nivå som TOC (Stephan Köhler, SLU, pers. komm., samt Wällstedt, 2016).

Tabell 4. Förslag på stegvis bedömning vid expertbedömning då värdet på en eller flera vattenkemiska data saknas eller inte är parade.

Steg	Cu	Zn	Ni	Pb
1. Jämför löst koncentration, X_L mot bedömningsgrund (se kolumner till höger)	Om $X_L > 0,5$ µg/l gå till nästa steg, annars "god" status	Om $X_L > 5,5$ µg/l gå till nästa steg, annars "god" status	Om $X_L > 4$ µg/l gå till nästa steg, annars "god" status	Om $X_L > 1,2$ µg/l gå till nästa steg, annars "god" status
2. Jämför X_L mot median för platsspecifika bedömningsgrunder (se kolumner till höger)	Om $X_L < 12$ µg/l gå till nästa steg, annars "måttlig" status	Om $X_L < 20$ µg/l gå till nästa steg, annars "måttlig" status	Om $X_L > 16$ (19) ⁶⁴ µg/l gå till nästa steg, annars "uppnår ej god" status	Om $X_L < 13$ µg/l gå till nästa steg, annars "uppnår ej god" status
3. Om värdet på nödvändig vattenkemidata kan uppskattas från annan mätdata (t.ex. TOC från DOC, Ca från alkalinitet); gör detta (se text), men dokumentera väl. Om sådana data saknas eller bedömningen är svår eller osäker att göra, gå till nästa steg.				
4. Använd data ifrån en plats med liknande förhållanden, men dokumentera väl. Om sådana data saknas eller är för osäkra, gå till nästa steg.				
5. Om värden inte kan uppskattas enligt ovan: ansätt ett värde på denna utifrån nationell statistik (tabell 1). Gör konservativ bedömning utifrån aktuell metall (om inte annan data tyder på att ett annat värde är lämpligare att tillämpa). Se kolumner till höger för de mest kritiska parametrarna. Beräkna sedan biotillgänglig koncentration.	Anta att DOC är 1,3 (1,5) mg/l Anta att pH är 4,7 (5,0) Anta att Ca är 0,96 (0,76) mg/l	Anta att DOC är 1,3 (1,5) mg/l Anta att pH är 4,7 (5,0) Anta att Ca är 0,96 (0,76) mg/l	Anta att DOC är 1,3 (1,5) mg/l Anta att pH är 7,8 (7,5) Anta att Ca är 0,96 (0,76) mg/l	Anta att DOC är 1,3 (1,5) mg/l
6. Om det är problematiskt att uppskatta vattenkemidata enligt steget ovan; jämför X_L mot generiskt värde (se även tabell 2). För zink, och eventuellt även nickel och bly beaktas också bakgrunden.	Om $X_L > 3,3$ (2,4) ⁶⁵ µg/l råder "måttlig" status, annars "god"	Om $X_L > 6,8$ (7,0) µg/l, även efter det att bakgrund har beaktats råder "måttlig" status, annars "god".	Om $X_L > 8,2$ (8,4) µg/l, eventuellt även efter det att bakgrund har beaktats råder ej "god" status, annars "god"	Om $X_L > 2,8$ (2,5) µg/l, eventuellt även efter det att bakgrund har beaktats råder ej "god" status, annars "god"

⁶⁴ Värdet inom parentes avser sjöar; värdet utanför parentes vattendrag.⁶⁵ Värdet inom parentes avser sjöar; värdet utanför parentes vattendrag.

9.4.3. Expertbedömning då total eller dekanterad halt har analyserats

9.4.3.1. Då dekanterade, surgjorda prover har analyserats

Metaller analyseras ibland på surgjorda, ofiltrerade men dekanterade vattenprov⁶⁶, vilket innebär att en del metaller som är löst adsorberade till partiklar följer med i analysen (Wallman & Andersson 2009).

Den mängd syra som används vid denna metod är inte tillräckligt stor för att bryta ner mineralpartiklar i någon nämnvärd grad. Däremot löses järn, mangan och aluminiumpartiklar upp.

Vid en jämförelse mellan analyser på dekanterade surgjorda prover och filtrerade prover visade det sig att för Cu, As, Ni och Cd kan man oftast, och med relativt god säkerhet anta att dekanterade, surgjorda prover ungefär motsvarar filtrerade (Köhler 2014).

För Zn, Pb och Cr däremot visade jämförelsen att metoden med surgörning och dekantering överskattar de lösta koncentrationerna då även delar av den partikulära fraktionen kommer med i analysen. För till exempel bly kan skillnaderna vara stora och uppmätta dekanterade koncentrationer kan vara uppemot fyra gånger högre än de lösta (filtrerade).

Betydelsen av att dekanterade och inte filtrerade prover har analyserats varierar med pH, totalhalt av metaller, turbiditet, andel partikulärt järn och mangan och ledningsförmågan. Det är således inte bara vilket ämne som avgör jämförbarheten utan även vattenkemin i övrigt (se även *Observera 10*).

pH-värdet är den variabel som ensam förklarar den största andelen av variationen. I sura vatten förekommer nästan alla metaller i fri form (dvs. kan passera ett 0,45 µm filter). I neutrala eller alkaliska vatten är istället en högre andel metaller bundna till anjoner (såsom hydroxid och karbonat), naturliga humusföreningar och naturliga kolloider (såsom aluminium, mangan- och järnhydroxider). Det innebär att det råder en förhöjd benägenhet att binda till negativt laddade partiklar vid högre pH.

Större avrinningsområden har oftast högre pH-värden eftersom bidragen av välbuffrat grundvatten är större. Områden med stor andel åkermark uppvisar högre andel metaller i partikulär form, troligen till följd av mobilisering av en större andel lerpartiklar. Förekomst av skog leder däremot till högre andel metaller i löst form. I större avrinningsområden, påverkade områden och sjöar med längre uppehållstider finns generellt en större andel metaller i partikulär form (Köhler 2014).

⁶⁶ Denna metod används t.ex. inom nationell övervakning av vattenkemi i sjöar och vattendrag. Provflaskorna förvaras under lång tid (flera veckor, ibland månader) i förvaringslådor och under denna tid bedöms allt partikulärt material hinna sedimentera. Flaskorna hanteras sedan mycket försiktigt och vattnet hålls av från övre flaskdelen till provrör. Därigenom minimeras partikulärt material som följer med delprovet. På detta sätt undviks dessutom den kontaminationsrisk som en filtrering kan innebära.

Observera 10.

För zink, bly och krom kan koncentrationer uppmätta på dekanterade prover överskatta löst koncentration och en omräkning kan behöva göras (se Köhler 2014).

Även för övriga metaller, finns generellt en större andel metaller i partikulär form, i större avrinningsområden eller områden med stor andel åkermark, och i sjöar med lång uppehållstid.

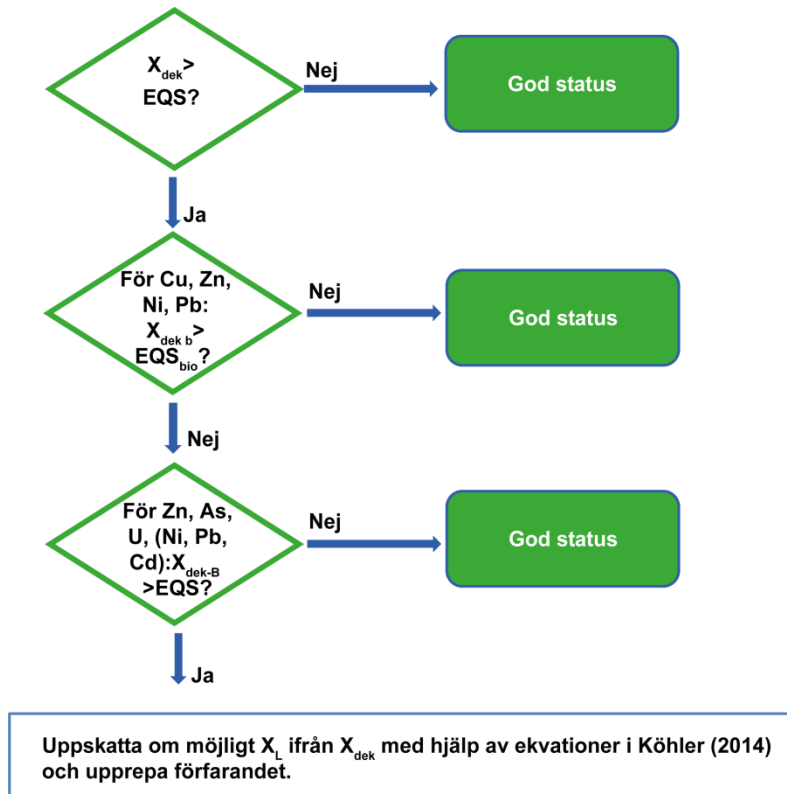
I de fall bedömningsgrunder för de aktuella metallerna inte överskrids (och för zink, bly, nickel och koppar enligt de tillvägagångssätt som beskrivs i 9.3.) har det ingen betydelse om dekanterade, surgjorda prover har analyserats. Det beror på att en filtrering skulle ge samma eller lägre koncentrationer.

Skulle det fortfarande vara så att värdena i bedömningsgrunderna överskrids, trots att man har beaktat biotillgänglighet och/eller bakgrund, kan man uppskatta löst koncentration utifrån värdet på andra parametrar. Ekvationer för beräkning av andel löst form från dekanterad halt baserade på empiriska studier för de metaller som regleras i föreskrifterna, finns i Köhler (2014)⁶⁷.

Dessa ekvationer bör dock främst användas i opåverkade områden. Man behöver annars avgöra ifrån fall till fall om det är motiverat att sänka till ”måttlig” eller ”uppnår ej god” status. Oavsett detta behöver tillförlitligheten hos den slutliga klassificeringen beskrivas. I uppföljande studier bör filtrerade prover analyseras.

Figur 11 summerar förslag på en stegvis hantering av de fall då bedömningsgrunden (uttryckt som årsmedelvärde) för en metall överskrids, och dekanterade, surgjorda prover har analyserats. Om det istället är maximal tillåten koncentration som ska utvärderas är det särskilt viktigt att tänka på att variationer i turbiditet (lerpartiklar) kan leda till ovanligt höga och icke representativa totalhalter.

⁶⁷ I rapporten ingår ekvationer för vattendrag men senare studier har visat att ekvationerna även kan användas vid utvärdering av metallhalter i sjöar; Köhler pers. komm.



Figur 11. Förslag på stegvis bedömning när årsmedelvärde ska utvärderas och data enbart finns för dekanterade halter. EQS= bedömningsgrund (uttryckt som årsmedelvärde); X_{dek} = medelvärdet baserat på dekanterade koncentrationer; $X_{dek\ bio}$ = medelvärdet för alla C_b beräknat utifrån dekanterade koncentrationer istället för lösta; X_{c-b} = medelvärdet justerat med avseende på bakgrunds-koncentration men beräknat utifrån dekanterade koncentrationer istället för lösta.

9.4.3.2. Då totalhalter har analyserats

Om totalhalter har analyserats kan tillvägagångssättet för dekanterade halter användas (se 9.4.3.1.), men det saknas omräkningsformler för att uppskatta löst koncentration ifrån totalkoncentration (se sista steget i figur 11). Även här behöver man avgöra från fall till fall huruvida det är motiverat att sänka till ”måttlig” eller ”uppnår ej god” status eller om uppmätta totalhalter snarare indikerar en risk för att status inte är ”god”. Oavsett vilket behöver tillförlitligheten hos den slutliga klassificeringen beskrivas. Exakt vilken osäkerhet som råder eller vilken approximation som har störst betydelse i den slutliga klassificeringen varierar från fall till fall.

10. Osäkerheter vid utvärdering av halter i vatten

I tabell 5 ges några exempel på underliggande bedömningar och faktorer som kan påverka osäkerheten hos klassificeringen när man utgår ifrån vattenrelaterade data (för både metaller och organiska miljögifter) samt förslag på hur man kan minska osäkerheten.

Tabell 5. Exempel på osäkerheter vid utvärdering av vattendata.

Osäkerhet	Källa till osäkerhet	Sätt att minska osäkerheten	Kommentar
Mätfrekvens (vid beräkning av årsmedelvärde) och tidpunkter för provtagning	Årstidsvariation, variation i antropogen belastning	Förtäta och förläng provtagningsinsatserna för att få en uppfattning om variationen	Kostnader ökar vid förtätad provtagning och det kan vara svårt att pricka in rätt tillfällen av praktiska skäl. Osäkerheten relaterad till t.ex. provtagningen och den naturliga variationen kan uppskattas genom en statistisk analys. Det kräver dock att flera prover har analyserats vid samma provtagningsstillfälle, vilket sällan är fallet.
Val av provtagningsplatser geografiskt (ytled) och i djupled	Osäkerheter i bedömning av representativitet på vattenförekomstnivå	Ytterligare underlagsdata införskaffas, t.ex. om det förekommer yngelområden, vattenintag, migrationsbeteende hos fisk	Kostnader ökar vid utökade undersökningar och viss bakgrundsinformation kan vara svårtillgänglig eller ta lång tid att få fram
Analysosäkerhet	Anges av laboratoriet	Kan eventuellt förbättras; öka antalet replikat	Noggrannare analyser blir eventuellt dyrare
Stödparametrar (DOC, pH, Ca-halt för vissa metaller) har inte analyserats eller är osäkra (t.ex. finns inte parade data när det gäller vattenkemi och utvärdering av biotillgängliga metallkoncentrationer).	Beräkningar av biotillgänglighet behöver göras på uppskattade värden.	Konservativ bedömning görs (realistiskt "worst case") – om status ändå är "god", är tillförlitligheten hos klassificeringen opåverkad. Analyser upprepas annars, där stödparametrar ingår.	Då vattenkemidata saknas och biotillgänglighet ska beräknas kan percentilvärden baserade på nationella data användas som stöd. Analys av stödparametrar är relativt billiga och bör läggas till i framtida undersökningar.
Användning av Bio-met för att beräkna biotillgänglighet.	Bio-met bygger på tabelluppslagning; beaktar enbart halter av DOC, pH, Ca. Beräkning av biotillgänglig koncentration överhuvudtaget är förknippat med osäkerheter.	Då vattenkemi utanför valideringsintervalle t: stegvis bedömning, med kompletterande generiska värden (se text). Bedömning av rimlighet utifrån mediankoncentrationer för platsspecifika bedömningsgrunder (se text). Fler variabler kan	Full BLM är mer svåransvänt och är bara motiverat i undantagsfall.

Osäkerhet	Källa till osäkerhet	Sätt att minska osäkerheten	Kommentar
		beaktas genom full BLM	
Naturlig bakgrund dras ifrån uppmätt koncentration (gäller vissa metaller)	Naturlig bakgrund kan vara svår att uppskatta. Det kan vara oklart vilket referensår som avses. Lokala avvikelser kan vara stora. Naturliga halter kan vara höga i jämförelse med värdet i bedömningsgrunden.	Stegvisa bedömningar där andra aspekter beaktas i första hand (t.ex. biotillgänglighet när det gäller zink).	Endast för zink, uran och arsenik ska naturlig bakgrund beaktas i de fall bedömningsgrunden överskrids.
Kvantifieringsgränser otillräckliga i förhållande till värdet i bedömningsgrunden	Anges av laboratoriet men kan också påverkas av egenskaper hos provet (matrisstörningar)	För att förbättra detektions- och kvantifieringsgränser kan i vissa fall större volym prov underlättas.	Noggrannare analyser blir eventuellt dyrare. Annan analysmetod kan dock vara extra motiverad, om kvantifieringsgränsen är högre än bedömningsgrund för ämnet
Omräkning från surgjorda och dekanterade prover till filtrerade halter eller analys av totalhalt (metaller)	Ekvationer för dekanterade prover bygger på empiriska data, lokala avvikelser kan förekomma. Totalhalter omfattas inte av dessa jämförelser.	Stegvis bedömning där förbehandling saknar betydelse. Upprepad provtagning (med efterföljande filtrering) görs i uppföljande studier.	Osäkerheten då löst koncentration uppskattas från dekanterad halt beror av metalloch övrig vattenkemi. Kostnader ökar om provtagning och analys ska upprepas på filtrerade prover. Kan dock begränsas till de situationer då status annars inte bedöms som "god".
Beräknade koncentrationer utifrån utsläpp till vatten	Bygger på beräkningar av spädning och spridning samt omvandling	Mätningar är att förorda	Kostnader ökar vid mätningar men spridnings-beräkningar är främst tänkta att användas för att bedöma risk och inte status

11. Utvärdering av halter i sediment

11.1. Bedömning av representativitet

Sedimentprover ger oftast en mer tidsintegrerad bild av belastning och risk än övriga matriser, i synnerhet i jämförelse med vattenprover där koncentrationerna kan variera mycket över tiden.

Prover tagna på samma sedimentdjup kan representera olika tidsperioder på olika platser pga. t.ex. varierande sedimenthastighet. För att harmonisera bedömningarna mellan olika vattenförekomster bör man dock utgå ifrån ytprover (sedimentdjup ner till 1 eller 2 cm)⁶⁸ tagna på ackumulationsbottnar⁶⁹. De bör helst vara provtagna under innevarande förvaltningscykel. Är proverna äldre än så eller kommer ifrån större provtagningsdjup är det viktigt att även bedöma hur den tidigare belastningen har sett ut för att kunna avgöra om de är lämpliga att utgå ifrån vid klassificeringen.

Observera 11.



Utgå från ytprover från ackumulationsbottnar.

11.2. Bedömning av biotillgänglighet

Biotillgänglighetsprocesser på den aktuella platsen påverkar vilka effekter som kan uppstå. Vattenmyndigheterna får därför beakta biotillgänglighet hos ämnen uppmätta i sediment (Bilaga 6 avsnitt 1 och avsnitt 2.1c HVMFS 2013:19, se även *Bestämmelser 6*).

11.2.1. För organiska ämnen: normalisera mot organisk kolhalt

Ett vanligt sätt att beakta biotillgänglighet hos organiska miljögifter (även organometaller) är genom att normalisera uppmätta koncentrationer mot organisk kolhalt.

För TBT, fluoranten och antracen är värdena i föreskrifterna uttryckta på organisk kolhaltsbasis (5 % TOC). För dessa ämnen görs därför en omräkning av uppmätta koncentrationer till fem procent organisk kolhalt, innan jämförelse görs mot gränsvärdena.

⁶⁸ Av rent praktiska skäl är det sällan lämpligt att ta prover på sedimentdjup mindre än 1 cm. Valet mellan 0–1 cm eller 0–2 cm sedimentdjup vid provtagningen varierar beroende på vad det är för typ av sediment (med avseende på t.ex. fasthet). 0–1 cm är det normala provtagningskiktet inom nationell övervakning av utsjösediment.

⁶⁹ Halter på erosionsbottnar varierar betydligt mer än de som kan uppmätas på ackumulationsbottnar. Proverna blir därför inte lika integrerade över tiden.

För ett sediment med t.ex. TOC-halten 2 % och en uppmätt koncentration på 1 µg TBT/kg torrsvikt kan en TOC-normaliserad koncentration räknas fram genom att multiplicera koncentrationen med $[5/(\text{aktuell TOC i \%})]$. I detta fall räknar man således om uppmätt koncentration enligt

$$1 \cdot (5/2) = 2,5 \text{ µg/kg}$$

Det är detta värde (2,5 µg/kg i exemplet) som sedan ska jämföras mot gränsvärdet i föreskrifterna (1,6 µg/kg för TBT).

Observera 12.



Gränsvärdena för TBT, fluoranten och antracen i sediment avser 5 procent organisk kolhalt. Uppmätt koncentration behöver då multipliceras med $[5/(\text{aktuell TOC i \%})]$.

För metaller (sedimentvärden finns idag för bly och kadmium i föreskrifterna) ska man däremot inte normalisera mot organisk kolhalt⁷⁰.

11.2.2. Andra sätt att bedöma biotillgänglighet

Att normalisera mot organisk kolhalt är ett rutinmässigt men förenklat sätt att bedöma biotillgängligheten hos organiska ämnen i sediment (se även Ehlers & Luthy 2003). Biotillgängligheten kan påverkas av t.ex. syresättningen hos sedimentet men även åldern och sammansättningen hos det organiska materialet (se t.ex. Bräunig *et al.* 2016).

Biotillgängligheten kan också undersökas experimentellt. Metoder för att bedöma biotillgänglig koncentration hos ämnen uppmätta i sediment varierar beroende på typ av sediment och vilka ämnen det handlar om. Någon uttömmande beskrivning av respektive metod ges inte i detta dokument men nedan nämns några sådana metoder.

Den andel som binder till porös hartspolymer, tillsammans med koncentrationer i porvatten, anses ofta vara den passivt biotillgängliga andelen⁷¹. För PAH finns t.ex. en metod som går ut på att sedimentprover placeras i flaskor belagda med polymer och sakta roteras en viss tid (Reichenberg *et al.* 2008). Därefter analyseras polymeren, och innehållet kan anses motsvara passivt biotillgänglig andel PAH i sedimentet. Även passiv provtagning, antingen på laboratoriet eller *in situ*, kan vara lämplig för analys av passivt biotillgänglig koncentration.

⁷⁰ Ibland används AVS/SEM kvoten (AVS: Acid Volatile Sulphide; SEM: Simultaneously Extracted Metal) internationellt för att uppskatta biotillgänglig andel. Detta koncept har dock inte tillämpats i någon större utsträckning i Sverige och det tycks saknas kommersiella laboratorier för sådana analyser. Gränsvärdena är inte heller uttryckta för att detta ska göras.

⁷¹ Med passivt biotillgänglig menas den andel som tas upp genom direktupptag (t.ex. via gälarna) för de organismer som lever i sediment. Den andel som kan tas upp oralt av vissa organismer som äter sedimentpartiklar beaktas således inte. Risk för det senare beaktas dock normalt genom att för ämnen med högre Kow (fördelningskoefficient mellan vatten och oktanol) tillämpas högre osäkerhetsfaktorer, dvs. detta är redan inbakat i gränsvärdet.

I EC (2011) nämns även t.ex. analys av bottenlevande organismer eller porvatten som tänkbara sätt att i uppföljande studier åtminstone delvis bedöma hur stor andel av den uppmätta koncentrationen som är biotillgänglig. I de fall det även finns ett gränsvärde uttryckt för aktuellt biotataxon⁷² eller vatten, kan dessa analysdata jämföras mot gränsvärdena och användas som grund för klassificeringen.

I EC (2011) nämns också uppföljande studier av effekter på sedimentlevande organismer (se även EU 2014b). Observerade effekter på sedimentlevande organismer och som går att koppla till de ämnen som analyserats stödjer slutsatser om att ett gränsvärde överskrids⁷³. Men det omvända gäller egentligen inte, dvs. frånvaro av effekter bör ofta inte tolkas som att ämnena inte är biotillgängliga.⁷⁴

11.3. Hänsyn till naturlig bakgrundshalt

Metaller kan förekomma i förhöjda koncentrationer i sediment av naturliga skäl. I flodmynningar är det t.ex. naturligt med förhöjda koncentrationer av metaller i sediment. För kadmium och bly får man beakta naturlig bakgrundshalt vid klassificeringen (se bilaga 6 till HVMFS 2013:19), även om värdena egentligen inte tagits fram utifrån en ”risk added approach”. Det bör därför bara göras i undantagsfall (jämför 9.1.2.3.)

⁷² Idag är det aktuellt endast för fluoranten.

⁷³ Det är inte alltid lätt att avgöra om eventuella observerade effekter är kopplade till t.ex. just de ämnen som ska utvärderas. För TBT finns dock en metod (imposex) för att undersöka relativt ämnesspecifika effekter i marin miljö.

⁷⁴ Samtliga bedömningsgrunder i föreskrifterna är försedda med vissa säkerhetsmarginaler för att ta hänsyn till t.ex. skillnader mellan olika arter. Att det inte förekommer effekter hos en viss art behöver inte innebära att inte andra arter påverkas. Och såsom tidigare nämnts (se 5.3) saknas idag bedömningsgrunder för biologiska kvalitetsfaktorer framtagna för att undersöka effekter av miljögifter.

12. Utvärdering av halter i biota

I det ursprungliga direktivet om prioriterade ämnen fanns tre biotavärden med. Genom revideringen 2013 infördes ytterligare gränsvärden för biota, och direktivet omfattar nu biotavärden för totalt elva ämnen/ämnesgrupper⁷⁵. I HVMFS 2013:19 infördes ytterligare några värden för biota på nationell nivå genom HVMFS 2015:4⁷⁶.

En tidigare vägledning om övervakning av sediment och biota (EU 2010) kompletterades under 2014 med två CIS vägledningar (EU 2014a och EU 2014c) för att underlätta införandet av värden uttryckta för biota i samband med klassificeringen.

12.1. Halter i biota används för att bedöma risk *via* vattenmiljön

För ämnen vars bedömningsgrunder uttrycks för biota, är det risk *via* vattenmiljön snarare än *i* vattenmiljön (risk för pelagiska organismer) som har bedömts vara mest kritisk. Det är således risk för t.ex. fiskätande fåglar och däggdjur eller vid human konsumtion av fisk- och skaldjur som värdena avser.

Med undantag för PAH avser bedömningsgrunderna huvudsakligen fisk⁷⁷. Av *bilaga 2* till denna vägledning framgår vilken exponeringsväg som har bedömts vara mest kritisk, dvs. om värdena i huvudsak avser fiskfilé (muskel) – för att beakta risk vid human konsumtion – eller helkropp – för att beakta risk för predatorer högt upp i näringskedjan.

Hur man lägger upp ett övervakningsprogram för biota med avseende på t.ex. placering av övervakningsstationer, art, storlek, vävnad och provtagningsfrekvens omfattas inte av denna vägledning. I vissa fall kan man emellertid behöva utgå från övervakningsdata som tagits fram för andra syften. Några av de aspekter man bör tänka på i klassificeringsskedet beskrivs därför övergripande i detta kapitel, liksom hur man bör bearbeta data.

12.1.1. Värden för biota ska användas i första hand

För vissa av de ämnen med värden för biota, finns även årsmedelvärden för vatten. De senare värdena bygger dock på omräknade koncentrationer från biota. Dessa omräkningar för in en del osäkerheter. Dessutom är gränsvärdena ofta så låga att det kan ställa till med analystekniska problem att analysera dessa ämnen i vatten. Därför föreskriver Havs- och vattenmyndigheten att i de fall det finns biotavärden ska vattenmyndigheterna utgå ifrån dessa (se 2 kap. §

⁷⁵ Bromerade difenyletrar, fluoranten, hexaklorbensen, hexaklorbutadien, kvicksilver, benzo(a)pyren, dikofol, PFOS, dioxiner och dioxinlika föreningar, HBCDD, heptaklor och heptaklorepoxid.

⁷⁶ För tre ämnen som ska beaktas vid klassificering av kemisk ytvattenstatus (DEHP, C10-13 kloralkaner och pentaklorbensen) och för en ämnesgrupp (icke dioxinlika PCB) vid ekologisk statusklassificering.

⁷⁷ För dioxiner och dioxinlika ämnen anges värdet för fisk men även blötdjur och kräftdjur.

8a HVMFS 2013:19)⁷⁸, se *Bestämmelser 1*. Detta gäller även för de ämnen där biotavärden har införts på nationell nivå.

Vattenvärdena, uttryckta som årsmedelvärden, är i dessa fall bara med i tabellen i föreskrifterna, för att kunna utgöra stöd vid en expertbedömning (2 kap. § 14 andra stycket, HVMFS 2013:19). Det är t.ex. tänkbart att det är mer praktiskt att utgå ifrån koncentrationer i vatten när det gäller vattendrag. Idag finns t.ex. inte några nationella övervakningsprogram för miljögifter i biota i vattendrag. Det kan också vara så att en klassificering utifrån ett väldigt bristfälligt underlag för biota bedöms bli mer osäker än en klassificering baserad på vatten. I dessa fall är det rimligt att utgå ifrån medelkoncentrationer uppmätta i vatten istället, och dessa jämförs då med bedömningsgrunder uttryckta som årsmedelvärden i HVMFS 2013:19. Vattenvärden uttryckta som maximal tillåten koncentration ska dock alltid beaktas (se 8.1.).

12.2. Bedömning av representativitet

I jämförelse med vatten ger prover tagna på vildfångad biota en mer tidsintegrerad bild av förhållandena i vattenförekomsten. Rörliga organismer som fisk representerar dessutom förhållandena i ett större område än den plats som har provtagits. Organismer kan dock röra sig över ännu större områden än den vattenförekomst som har provtagits, vilket kan ha en inverkan på hur man tolkar resultaten (se 12.2.1.).

En ytvattenförekomst ska klassificeras med ”god” kemisk ytvattenstatus om övervakningsresultat visar att gränsvärdena inte överskrids vid någon övervakningsstation (2 kap. 8 § HVMFS 2013:19). Sammantaget ger detta att vid klassificeringen får gränsvärdena inte överskridas, nästan oavsett var proverna har tagits⁷⁹. Det räcker dock normalt inte med att utgå ifrån uppmätt koncentration från bara en enskild individ vid klassificeringen (se även 12.3.).

12.2.1. Val av art

12.2.1.1. Rörlighet

Vilken art som har analyserats påverkar bland annat bedömning av geografisk representativitet. Här finns uppenbara skillnader mellan t.ex. fisk och musslor, men även skillnader mellan olika fiskarter. Strömming och torsk rör sig över betydligt större områden än t.ex. abborre och tånglake. Migrerande fiskar (som rör sig över flera vattenförekomster) kan används vid klassificeringen men resultaten kan både över- och underskattas om det t.ex. är stor skillnad i belastning i de olika områdena som fisken rör sig⁸⁰. Däremot kan sådana data

⁷⁸ Se även artikel 3.3.a i direktivet om prioriterade ämnen.

⁷⁹ För fastsittande organismer som musslor, görs en liknande bedömning av geografisk representativitet som för vattenprover. I jämförelse med stickprovtagning av vatten ger dock provtagning av musslor en mer tidsintegrerad bild.

⁸⁰ EU (2014c) avråder från att provta migrerande arter samtidigt som det framgår att om det troligen råder liknande halter i flera vattenförekomster så är det rimligt att välja en övervakningsstation som representerar samtliga dessa. Havs- och vattenmyndigheten anser att man behöver bedöma från fall till fall om uppmätta halter på migrerande fiskar är lämpliga att använda vid klassificeringen.

vara särskilt användbara vid gruppering om liknande påverkanstryck råder i de olika vattenförekomster som ska bedömas.

12.2.1.2. Trofinivå

CIS vägledningen (EU 2014c) anger att man uppnår rimlig säkerhet i bedömningen av status om man utgår ifrån trofinivå 3,5 för limniska data och nivå 4,5 för marina data⁸¹ vid jämförelser mot gränsvärden som avser fisk och då risk via näringskedjan avses. Detta beaktar var de högsta koncentrationerna kan förväntas och samtidigt tas hänsyn till vilka trofinivåer fåglar och däggdjur normalt hämtar sin föda ifrån. På motsvarande sätt anses trofinivå 4 vara en rimlig uppskattning av vilken nivå den fisk har som människor främst äter.

Individer av samma art kan befinna sig på olika trofinivåer beroende på vilket habitat den lever i. En och samma fisk kan också befinna sig på olika trofinivåer under sin uppväxt. Trofinivån kan kontrolleras genom isotopanalys och undersökningar av maginnehåll (se t.ex. Vander Zanden et al 1999, Post 2002). Stabila isotoper analyseras dock inte regelbundet och omräkningar mellan trofinivåer kan i dagsläget bli väldigt osäkra. Tills vidare bör man därför utgå ifrån koncentrationer i biota från åtminstone *ungefär* rätt trofinivå med avseende på art, ålder och storlek i samband med klassificeringen.

12.2.2. Tidsperiod som avses

Vid årlig övervakning genereras under en sexårscykel data från sex tillfällen. Man kan enligt EU (2014c) t.ex. utgå ifrån 3-årsmedelvärden baserade på de senaste tre åren eller så räknar man fram ett medelvärde per år. Det förstnämnda förfarandet stämmer bäst överens med hur klassificeringen i normalfallet görs vid vattenmyndigheterna – dvs. en gång per förvaltningscykel⁸². Av statistiska skäl kan det även vara lämpligt att basera statusklassificeringen på data för samtliga år för vilka det finns data inom innevarande förvaltningscykel. Men eftersom det är osannolikt att göra klassificeringen precis i slutet av förvaltningscykeln pga. den framförhållning som behöver finnas gentemot övriga moment i vattenförvaltningscykeln, är det ofta lämpligt att basera statusklassificeringen på data för de senaste sex åren. Det gäller även om man då också t.ex. har med data för de tre sista åren i föregående förvaltningscykel. Om det finns data från flera år jämför man då ett 6-årsmedelvärde mot aktuellt gränsvärde. Detta är också i linje med vad som eftersträvas inom havsmiljöförvaltningen⁸³.

Något äldre data kan också vara användbara i analysen för att inte klassificeringen ska påverkas i för hög grad av mellanårsvariationen. Detta gäller bara då det inte finns skäl att anta att belastningen har ändrats nämnvärt sedan analyserna gjordes. Särskilt för sådana ämnen som är allmänt förekommande

⁸¹ Marina näringsvävar kan vara längre än limniska. Det kan även gälla större sjöar.

⁸² Dessutom krävs inom kontrollerande övervakning bara provtagning en gång per förvaltningscykel och sådana data ska också kunna användas som utgångspunkt vid klassificeringen.

⁸³ Den uppdaterade inledande bedömningen som görs under havsmiljöförordningen (2010:1341) och som fastställs 2018, kommer främst att baseras på data från 2011–2016.

och där koncentrationerna är relativt stabila samt där lokala källor saknas, kan även äldre data vara tillräckliga för bedömningen (se även HVMFS 2015:26⁸⁴). Om det däremot förekommer trender i materialet kan man i vissa fall uppskatta aktuellt värde utifrån uppmätta koncentrationer under tidigare år, men utgå ifrån lutningen hos en trendlinje (se A.2. i EU 2014c). Lämpligheten i analysen bör dock kunna påvisas på något sätt (t.ex. genom redovisning av trender för ämnet på andra platser och en analys av vilken påverkan som förekommer i området) och osäkerheterna behöver framgå.

12.3. Datahantering

Koncentrationer av ackumulerande ämnen i biota kommer att variera beroende på t.ex. födoval och habitat, ålder⁸⁵ och kön, tid på året⁸⁶ men också organismernas förmåga att utsöndra eller metabolisera ämnet. Det är en fördel om data från flera arter och övervakningsstationer finns tillgängliga vid utvärderingen. Dessa ska dock inte slås ihop vare sig mellan stationer eller för olika arter.

Det är lämpligt att minimera den inverkan som vissa variabler har på vilka koncentrationer som uppmäts⁸⁷. Resultatet av klassificeringen av kemisk ytvattenstatus bör inte bero alltför mycket på vad som har övervakats, t.ex. val av art (fet eller mager fisk) eller vävnad. För att i möjligaste mån harmonisera statusklassificeringen inom och mellan länder framgår det av EU (2014c) att det är lämpligt att beakta lipidhalt vid utvärdering av fettlösliga ämnen i fisk.

12.3.1. Fettlösliga ämnen i fisk

Uppmätta koncentrationer bör för fettlösliga ämnen (dvs. samtliga ämnen med gränsvärden för fisk med undantag för kvicksilver och PFOS) och enligt förslag i vägledningen (EU 2014c) lipidnormaliseras (se även *Observera 13*). På detta sätt minskar inte bara inverkan på resultatet av vilken art som har analyserats

⁸⁴ Följande ämnen får övervakas mindre intensivt: bromerade difenyletrar, kvicksilver och kvicksilverföreningar, polyaromatiska kolväten, tributyltennföreningar, perfluoroktansulfonsyra och dess derivat, dioxiner och dioxinlika föreningar, hexabromcyklododekan och heptaklor och heptaklorepoxid. Se 19 § HVMFS 2015:26.

⁸⁵ Ålder kan verifieras genom studier på otoliter, men kan också oftast uppskattas utifrån storleken.

⁸⁶ Halter i biota kan variera beroende på årstidsväxlingar, inte bara som en följd av olika exponeringsmönster utan även pga. organismens livcykel. Man brukar dock t.ex. undvika att ta biota-prover under reproduktionsperioden och vid trendövervakning brukar man ta prover vid ungefär samma tidpunkt på året.

⁸⁷ Koncentrationerna i hel fisk för fettlösliga ämnen är troligen ofta något högre än i muskel eftersom det är i skinn och fettrika organ (såsom lever) som dessa ämnen kan ansamlas. Därför kan riskerna via näringskedjan underskattas om bara muskel analyseras. I samband med att EU (2014c) togs fram enades man dock om att det är lämpligt att lipidnormalisera uppmätta koncentrationer, även om värdena inte har uttryckts på lipidviktsbasis. Det underlättar jämförelser mellan uppmätta koncentrationer i olika arter med olika fetthalt. Men man minskar också skillnader som uppstår då man har analyserat på "fel" vävnad (t.ex. muskel istället för helfisk, då det är QSsec pois som ligger till grund för värdet, se *bilaga 2*).

(fet eller mager fisk) utan även t.ex. val av vävnad eller del av fisk som har analyserats (t.ex. filé eller helkropp).

För fisk görs därför en omräkning av uppmätta koncentrationer till 5 procent lipidvikt innan jämförelse görs mot gränsvärdena.

För en fisk med t.ex. lipidvikten 10 % och en uppmätt koncentration på 3 mg/kg våtvikt räknas således en lipidviktsnormaliserad koncentration fram genom att multiplicera koncentrationen med $5/[\text{lipidkoncentration i \%}]$; dvs. $3 \cdot (5/10) = 1,5$ mg/kg lipidvikt.

12.3.2. Kvicksilver

Gränsvärdet för kvicksilver avser egentligen risk via näringskedjan. Naturhistoriska riksmuseet har nyligen undersökt metallkoncentrationer i fisklever, muskel och helkropp parallellt, för abborre från sex sjöar (Faxneld et al 2015a). För **kvicksilver** var helkroppskoncentrationen signifikant korrelerad med muskelkoncentrationen. Det är i stort sett ingen skillnad mellan dessa två värden utan man kan med hög säkerhet utgå ifrån koncentrationer uppmätta i muskel, uttryckta på våtviktsbasis⁸⁸ vid utvärdering mot gränsvärdet.

Bakgrundshalter av kvicksilver ska inte beaktas vid klassificeringen⁸⁹.

12.3.3. Utvärdering av PFOS i lever

För PFOS är det viktigt att kontrollera vilken vävnad som har analyserats innan man bedömer uppmätta koncentrationer. Den nationella övervakningen av perfluorerade ämnen görs t.ex. huvudsakligen genom mätningar i lever⁹⁰. Gränsvärdet för PFOS avser däremot filé, eftersom human hälsa är mest styrande för värdet. Därför är det inte lämpligt att jämföra uppmätta koncentrationer i lever med det gränsvärde för PFOS som finns i föreskrifterna.

Vid expertbedömning baserad på utvärdering av PFOS-data för lever i abborre och strömming jämförs uppmätta koncentrationer istället mot värdet **140 µg/kg våtvikt** (Faxneld et al, 2015b). Detta värde bedöms motsvara föreskrifternas gränsvärde, **9,1 µg/kg** (avseende muskel).⁹¹

⁸⁹ Andel naturlig bakgrund av kvicksilver i fisk saknar toxikologisk relevans vid bedömning av risk för sekundär förgiftning av t.ex. fiskätande fågel och gränsvärdet har inte tagits fram för att det ska göras. Det är dessutom väldigt problematiskt att fastställa vad som är verklig naturlig bakgrund av kvicksilver i fisk.

⁹⁰ Skälet är att PFOS förekommer i högre halter i levern, då ämnet binder till proteinrika vävnader och organ. Detta underlättar vid analys och är av relevans för att bedöma risk i näringskedjan. Gränsvärdet i föreskrifterna avser dock human konsumtion och det är inte problematiskt att analysera PFOS i muskel och uppnå tillräckligt låg kvantifieringsgräns.

⁹¹ Resultaten baseras på parallella mätningar i lever och muskel från fisk som samlas in inom den löpande miljöövervakningen för sötvatten samt fisk som samlats in från potentiellt påverkade områden utefter kusten vid återkommande mätkampanj 2011. Underlagsdata presenteras även i Faxneld et al (2014) och Danielsson et al (2014). Beroende på hur resultaten analyseras statistiskt varierar uppskattningarna av värdet. I samråd med författarna har det mest strikta värdet valts, efter avrundning.

12.3.4. Om data för flera individer finns beräknas medianhalten

Till skillnad ifrån bedömningsgrunder för vatten (uttrycks antingen som medelvärden eller maximal uppmätt koncentration) anger inte bedömningsgrunderna för biota (eller sediment) om man bör utvärdera t.ex. medel- eller medianvärden.

Data från individuella analyser eller poolade prover (dvs. material från flera individer samtidigt) kan användas vid klassificeringen. Klassificeringen bör dock inte utgå från bara ett enda mätvärde för en enskild individ och ett tillfälle.

Data från analyser på flera individuella prover har den fördelen att de kan användas även för att uppskatta variationen vid en enskild station (se 12.3.5.). Om man har data från flera individer av samma art, och som är provtagna vid samma tidpunkt och plats räknar man fram ett medianvärde, innan man sedan eventuellt räknar ut ett medelvärde för flera år (se 12.2.2.). Halter uppmätta på olika individer tenderar nämligen att vara log-normalfördelade (EU 2014c). Därför lämpar sig medianhalt bättre än medelhalt. För fettlösliga ämnen bör dock lipidnormalisering göras allra först (se även 12.3.1.).

Om man utgår ifrån poolade prover ett år och medianhalt för individuella prover ett annat år, kan skillnader mellan åren bero på provhanteringen, snarare än på faktiska skillnader i koncentrationer. Poolade prover representerar nämligen snarare medelvärden än medianhalter.

Observera 13.



Lipidnormalisera uppmätta koncentrationer av fettlösliga ämnen (ej kvicksilver och PFOS) i fisk, genom att multiplicera koncentration med $[5/(\text{lipidkoncentration i } \%)]$

För PFOS uppmätt i lever jämförs uppmätta koncentrationer i strömming och abborre med värdet 140 µg/kg

Om flera individuella prover finns från samma tidpunkt, görs en eventuell lipidnormalisering på de individuella proverna, före beräkning av median.

Om prover från flera år finns, jämförs i normalfallet 6-årsmedelvärdet med värdet för aktuell bedömningsgrund.

12.3.5. Bedömning av osäkerhet

Flera prover tagna på enskilda individer kan användas för att uppskatta variation hos koncentrationer vid en viss övervakningsstation, och därmed också i förlängningen osäkerhet hos klassificeringen. Detta kan vara särskilt angeläget då uppmätt koncentration inte avviker särskilt mycket från gränsvärdet. Endast ett /poolat/ prov går inte att använda för att bedöma denna osäkerhet.

12.4. Expertbedömning utifrån annan biota än den som avses

I första hand ska man vid statusklassificeringen utgå ifrån de trofinivåer som avses. Det är dock inte alltid möjligt att göra detta, då det kanske bara finns data för annan typ av biota.

Ett exempel på den senare situationen är att tillgång till data för kräftdjur och blötdjur troligen är begränsad för vissa områden, pga. avsaknad av etablerade övervakningsprogram. Dessutom är det blötdjur som ingår i miljögiftsövervakningen, blåmussla (*Mytilus edulis*), inte praktiskt eller ekonomiskt möjligt att analysera i vissa områden⁹². Vid klassificering av t.ex. fluoranten avses inte fisk utan kräftdjur och blötdjur. I detta fall kan en klassificering baserad på högre trofiska nivåer ge missvisande resultat eftersom fisk i hög grad kan metabolisera PAHer.

Om gränsvärdet avser fisk och man har mätt på relativt låg trofinivå men halterna ändå överskrider gränsvärdet kan man klassificera som uppnår inte god status. Omvänt är svårare. För att räkna om från en nivå till en annan behövs emellertid ämnesspecifika trofiska magnifieringsfaktorer men några sådana är inte tillgängliga för närvarande. En klassificering baserad på annan matris kan övervägas om sådana data är tillgängliga och gränsvärden anges i HVMFS 2013:19 (se även nästa kapitel).

⁹² Blåmusslan finns längs med hela den svenska västkusten, i södra Östersjön och längs med Östersjökusten upp till Norra Kvarnen. Storleken på musslorna minskar dock med minskande salthalt och de är därför minst i norra Östersjön. I Bottenviken är salthalten alltför låg för blåmusslan och i delar av Bottenhavet är den både liten och förekommer i små mängder, vilket försvårar och fördröjar insamling. Som ersättningsmatris för blåmussla har skorv föreslagits, men jämförande studier mellan de två arterna skulle behövas (Gustavsson 2010).

13. Expertbedömning av status utifrån data för andra matriser

I första hand ska man vid statusklassificeringen utgå ifrån de matriser för vilka bedömningsgrunder anges i föreskrifterna. I de fall det finns värden för biota baseras vattenvärden uttryckta som årsmedelvärde i föreskrifterna på omräkningar från biota till vatten. Dessa omräkningar kan medföra ytterligare, relativt stora osäkerheter och därför föreskrivs att vattenmyndigheterna ska utgå ifrån biota vid klassificeringen om data finns (se även 12.1.1.). Saknar man däremot data för biota eller om klassificering utifrån biota ger orimliga resultat, får man inom ramen för en expertbedömning utgå från årsmedelvärden för vatten (och för fluoranten från sediment).

Ibland finns dock kanske bara data för annan matris eller annan typ av biota än de som finns i föreskrifterna. I dessa sammanhang är det tillåtet att genom expertbedömning klassificera status baserat på data från alternativ matris (t.ex. sediment även då det inte finns gränsvärde för sediment). Det är då viktigt att utgå ifrån bedömningsgrunderna i föreskrifterna. Med detta menas att värdena man utgår ifrån för alternativa matriser också ska vara baserade på en uppskattning av risk för effekter och ge ungefär samma skyddsnivå. Bedömningsgrunder som baseras på statistisk tillståndsklassning är inte lämpliga som utgångspunkt vid expertbedömningen⁹³. Värden som har tagits fram av andra länder kan följa en annan lagstiftning eller vägledning än den som finns inom EU och därför ange andra skyddsnivåer.

I EC (2011) finns omräkningsformler för att räkna från en matris till en annan (t.ex. mellan vatten och sediment). Notera dock att det kan vara olämpligt att använda sig av sådana omräknade värden vid klassificeringen, i synnerhet om uppmätta koncentrationer ligger nära dessa. Men vid betydande⁹⁴ överskridanden kan det för vissa ämnen vara rimligt att bedöma status som ”uppnår ej god” eller ”måttlig” även utifrån enbart omräknade värden. Tillvägagångssättet bör dock dokumenteras noggrant.

I detta sammanhang kan särskilt nämnas att det sällan är lämpligt att basera en klassificering på vattendata när det inte finns några värden i föreskrifterna för vatten. Vattenvärden saknas endast för några få substanser och i samtliga fall rör det sig då om ämnen som ackumuleras i sediment eller biota. Dessa ska således dessutom även trendövervakas i dessa matriser.

För ämnen som har bedömningsgrunder för biota är det risk för sekundär förgiftning eller risk vid human konsumtion som främst behöver bedömas. För

⁹³ Exempel på sådana värden utgörs av bedömningsgrunderna i Naturvårdsverkets rapport 4919. Rapporten är inte längre tillgänglig, men en av tabellerna finns med på Naturvårdsverkets hemsida. Dessa värden kan användas för att få en uppfattning om en uppmätt koncentration är hög i ett nationellt perspektiv men de baseras inte på en uppskattning av vid vilka halter effekter kan uppträda.

⁹⁴ Vad som är ett betydande överskridande behöver avgöras från fall till fall och beror bland annat på hur säkra dessa omräkningar bedöms vara. Detta beror i sin tur t.ex. på hur säkra uppskattningarna är av värden på olika jämviktsfördelningskoefficienter.

några av dessa saknas dessutom årsmedelvärden för vatten⁹⁵. Att utgå från sediment vid klassificering är då ofta inte lämpligt, eftersom stora osäkerheter introduceras om man försöker räkna om från biota (från höga trofnivåer), först till vatten och sedan vidare till sediment. Uppmätta koncentrationer i sediment kan i dessa fall istället vara lämpliga som utgångspunkt vid en riskbedömning.

⁹⁵ Detta gäller dioxiner och dioxinlika ämnen, PBDE, HCB, hexaklorbutadien och kvicksilver.

Referenser

- Ahlf, Wolfgang, Drost, Wiebke, and Heise, Susanne (2009), 'Incorporation of metal bioavailability into regulatory frameworks—metal exposure in water and sediment', *Journal of Soils and Sediments*, 9 (5), 411–19.
- Batty J, Green H, Lehman M and A Duffek. 2012. CMEP Case studies on statistical methods for assessing compliance. Final draft.
- Booij K, Robinson CD, Burgess RM, Mayerd P, Roberts CA, Ahrens L, Allan IJ, Brant J, Jones L, Kraus UR, Larsen MM, Lepom P, Petersen J, Pröfrock D, Roose P, Schäfer S, Smedesp F, Tixier C, Vorkamp K, Whitehouse P. 2016. Passive Sampling in Regulatory Chemical Monitoring of Nonpolar Organic Compounds in the Aquatic Environment. *Environ. Sci. Technol.*, 2016, 50 (1), pp 3–17.
- Bossuyt B.T.A. and Janssen C.R. (2004). Influence of multi-generation acclimation to copper on tolerance, energy reserves and homeostasis of *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(8), 2029–2037.
- Bräunig J, Tang JYM, Warne MStJ, Escher BI. 2016. Bioanalytical effect-balance model to determine the bioavailability of organic contaminants in sediments affected by black and natural carbon. *Chemosphere*, 156: 181–190.
- Danielsson S, Faxneld S, Nyberg E, Vasileiou M, Bignert A. 2014 Contaminants in fish from potentially polluted sites along the Swedish coast with the national monitoring programme as reference. Naturhistoriska Riksmuseet. Report nr 8:2014.
- EC (European Communities) 2003. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document n.o 3 Analysis of Pressures and Impacts. ISBN 92-894-5123-8.
- EC (European Communities) 2005. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document no. 13 Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential. ISBN 92-894-6968-4.
- EC (European Communities) 2009a. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document no. 19 Guidance on surface water chemical monitoring under the water framework directive. Technical report 2009 – 025. ISBN 978-92-79-11297-3.
- EC (European Communities) 2009b. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document no. 21. Guidance for reporting under the Water Framework Directive. Technical report 2009 – 029. ISBN 978-92-79-11372-7.
- EC (European Communities) 2011. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document no. 27. Technical guidance for deriving environmental quality standards. Technical report 2011 – 055. ISBN 978-92-79-16228-2.
- EC (European Communities) 2012. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document no. 28. Technical guidance on the preparation of an inventory of emissions, discharges and losses of priority and priority hazardous substances. Technical report 2012 – 058. ISBN 978-92-79-23823-9.
- EC (European Communities) 2015. Vägledning om rapporteringen i samband med ramdirektivet för vatten 2016 . Slutligt utkast 6.0.2. 15 oktober 2015.

- ECHA (European Chemicals Agency) 2008. Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Appendix R.7.13-2: Environmental risk assessment for metals and metal compounds. Guidance for the implementation of REACH.
- EU (European Union) 2010. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document no. 25. On chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive. Technical report 2010 – 041. ISBN 978-92-79-16224-4.
- EU (European Union) 2014a. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document no. 33. On analytical methods for biota monitoring under the Water Framework Directive. Technical report 2014 – 084. ISBN 978-92-79-44679-5.
- EU (European Union) 2014b. Technical report on aquatic effect based monitoring tools. Technical report 2014 – 077. Main report: ISBN 978-92-79-35787-9. Annex: 978-92-79-35788-6.
- EU (European Union) 2014c. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document no. 32. On biota monitoring (the implementation of EQSbiota) under the Water Framework Directive. Technical report 2014 – 083. ISBN 978-92-79-44634-4.
- Ehlers LJ, Luthy RG. 2003. Contaminant bioavailability in soil and sediment. Improving risk assessment and remediation rests on better understanding bioavailability. *Environ. Sci. Technol.* August 29:5A–302A.
- Erlandsson M, Buffam I, Fölster J, Laudon H, Temnerud J, Weihenmayer GA, Bishop K. 2008. Thirty-five years of synchrony in the organic matter concentrations of Swedish rivers explained by variation in flow and sulphate. *Global Change Biology*; 14, 1–8. doi: 10.1111/j.1365-2486.2008.01551.x
- Faxneld S, Danielsson S, Nyberg E. 2014. Distribution of PFAS in liver and muscle of herring, perch, cod, eelpout, arctic char, and pike from limnic and marine environments in Sweden. *Naturhistoriska Riksmuseet. Report nr 9:2014.*
- Faxneld S, Danielsson S, Nyberg E, Bignert A. 2015a. Conversion factors for metals between liver, muscle and wholebody in perch. *Naturhistoriska riksmuseet. Report nr 1:2015.*
- Faxneld S, Danielsson S, Nyberg E, Bignert A. 2015b. Conversion factors for heavy metals and PFOS for fish muscle, liver, and whole body. Poster presenterad vid SETAC Barcelona, 2015.
- Fort, D. J., E. L. Stover, C. M. Lee and W. J. Adams. 2000. Adverse developmental and reproductive effects of copper deficiency in *Xenopus laevis*. *Biol. Trace Elem. Res.* 77(2): 159–172.
- Gustavsson N. 2010. Uppföljning av oljeutsläpp till sjöss. Utredning av alternativ matris till blåmussla. Rapport nr 3:2010. *Naturhistoriska Riksmuseet.*
- Helsel 2005. *Nondetects and Data Analysis: Statistics for Censored Environmental Data.*
- Hoppe S, Gustafsson JP, Borg H, Breitholz M. 2015. Evaluation of current copper bioavailability tools for soft freshwaters in Sweden. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 114: 143–149.
- Hoppe 2016. Biotic Ligand Model. A tool for risk assessment of metals in Scandinavian freshwaters? Avhandling vid Stockholms universitet.
- Kamunde, C. N., Grosell M., Lott J., Wood C. 2001. Copper metabolism and gut morphology in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) during chronic

- sublethal dietary copper exposure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58(2), 293–305.
- Kamunde, C. N., S. Niyogi and C. M. Wood. 2005. Interaction of dietary sodium chloride and waterborne copper in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): Copper toxicity and sodium and chloride homeostasis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62(2): 390–399.
- Köhler S. 2014. Faktorer som styr skillnader mellan totalhalter och lösta halter metaller i ett antal svenska ytvatten. Rapport 2012:21. Institutionen för vatten och miljö, SLU.
- McGeer, JC et al. (2004), Issue Paper on the Bioavailability and Bioaccumulation of Metals', in Programs of the Office of the Science Advisor (OSA) (ed.), (Programs of the Office of the Science Advisor (OSA): U.S. Environmental Protection Agency).
- Merrington G, Peters A, Schlekatz CE. 2016 Accounting for Metal Bioavailability in Assessing Water Quality: A Step Change? *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35 (2), 257–265. DOI: 10.1002/etc.3252
- Monteith DT, Stoddard JL, Evans CD, de Wit HA, Forsius M, Høga°sen T, Wilander A, Skjelkva°le BL, Jeffries DS, Vuorenmaa J, Keller B, Kopa´cek J, Vesely J. 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Letter*. doi:10.1038/nature06316
- Naturvårdsverket 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Handbok 2007:4. Utgåva 1. December 2007.
- Naturvårdsverket, 2008. Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Stöd till vattenmyndigheterna vid statusklassificering och fastställande av MKN. Rapport 5799
- Peters A, Schlekat CE, Merrington G. 2016. Does the scientific underpinning of regulatory tools to estimate bioavailability of nickel in freshwaters matter? The European-wide environmental quality standard for nickel. *Environmental Toxicology and Chemistry* June 2016. doi: 10.1002/etc.3510. [Epub ahead of print]
- Post DM. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods and assumptions. *Ecology*, 83, 703–718.
- Reichenberg F, Smedes F, Jönsson J-Å and Mayer P. 2008. Determining the chemical activity of hydrophobic organic compounds in soil using polymer coated vials. *Chemistry Central Journal* 2008, 2:8. doi:10.1186/1752-153X-2-8
- Seim W.K., Curtis L.R., Glenn S.W. and Chapman G.A. (1984). Growth and survival of developing steelhead trout (*Salmo gairdneri*) continuously or intermittently exposed to copper. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41(3), 433–438.
- Simpson P, Verdonck F, van Sprang P, Peters A, Merrington G. April 2014. A systematic comparison of user friendly tools used to estimate the bioavailability of copper, nickel and zinc in the aquatic environment of Europe. Draft report to NIPERA, ICA and IZA from WCA and ARCHE. *Ej publicerad men kan erhållas genom kontakt med WCA.*
- Sternbeck, 2000. Uppträdande och effekter av koppar i vatten och mark. IVL rapport B1349.
- Verbost PM, Van Rood J, Flik G, Lock RAC, Wendelaar Bonga SE, 1989, The Movement of Cadmium Through Freshwater Trout Branchial Epithelium and its Interference with Calcium Transport, *Journal of Experimental Biology*, 145, 185–197.

- Wallman & Andersson 2009. Tungmetallanalys – Jämförelse av ICP-MS-resultat från ofiltrerade, konserverade prov och filtrerade prov. Geokemiska analyslaboratoriet, Institutionen för Vatten och Miljö, SLU Uppsala.
- 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. Review. The 2005 World Health Organization Re-evaluation of Human and mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds. *Tox. Sci.* 93(2), 223–241. Advance Access publication July 7, 2006. doi:10.1093/toxsci/kfl055
- Vander Zanden MJ, Shuter BJ, Lester N, Rasmussen JB. 1999. Patterns of Food Chain Length in Lakes: A Stable Isotope Study, *The American Naturalist*, 154: 406–416.
- Wällstedt T. 2016. Modellering av biotillgänglig halt av koppar och zink för statusklassificering inom vattenförvaltningen. Pilotprojekt om hantering av särskilda förorenande ämnen (SFÄ). Länsstyrelsens rapportserie rapport 2016:01. Länsstyrelsen Västmanlands län. Vattenmyndigheten Norra Östersjöns vattendistrikt.
- WCA. 2014. Technical guidance to implementing bioavailability based environmental quality standards for metals. Eurometaux, Brussels. *Detta dokument har tagits fram av WCA (www.wca-environment.com) på uppdrag av Eurometaux. Synpunkter och svar på frågor från bl.a. deltagare i CIS arbetsgruppen WG Chemicals (med representanter från bl.a. EUs medlemsländer och branschorganisationer) och som hanterats i samband med framtagandet, finns med i ett separat dokument: "FINAL RCOM for bioavailability guidance for metals (November 2014)".*

BILAGA 1.

GRÄNSVÄRDEN FÖR VISSA ÄMNESGRUPPER

Ämnena i bilaga 6 bedöms vid klassificering av kemisk ytvattenstatus. Några kommentarer till dessa värden, utöver de som framgår av föreskrifterna, ges nedan.

Dioxiner och dioxinlika PCB

För dioxiner och dioxinlika ämnen uttrycks gränsvärdet som ett TEQ (Toxiska ekvivalenter) enligt WHO:s toxiska ekvivalensfaktorer från 2005 (se fotnot 11 till tabell 1 i bilaga 6 till HVMFS 2013:19). Man räknar fram TEQ utifrån de ämnen och viktningsfaktorer som anges i tabell 6 nedan. Vissa värden ändrades 2005 (se även van den Berg 2006). Om TEQ har räknats ut t.ex. i samband med analysen är det därför viktigt att kontrollera vilka viktningsfaktorer som har använts.

Om uppmätt koncentration är under detektions- eller kvantifieringsgränsen sätts värdet 0 på denna kongen, före sammanräkning av summan.

Tabell 6. Viktningsfaktorer som används när TEQ ska räknas ut. Uppmätt koncentration av respektive kongen multipliceras med siffran i högerkolumnen, varefter alla produkter adderas.

2,3,7,8-TCDD	1
1,2,3,7,8-PeCDD	1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.01
OCDD	0.0003
2,3,7,8-TCDF	0.1
1,2,3,7,8-PeCDF	0.03
2,3,4,7,8-PeCDF	0.3
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.01
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

Derivat

Det är PFOS och dess derivat som avses med värdet. Med derivat menas ämnen som har "tillverkats utifrån PFOS". Detta begrepp ska således inte förväxlas med "nedbrytningsprodukter". Substansen är för övrigt extremt stabil så det kommer att dröja länge innan nedbrytningsprodukter hinner bildas.

Nonylfenoler

I direktivet och föreskrifterna står det "Nonylfenoler (4-nonylfenol)" men sedan anges CAS nummer endast för grenad 4-nonylfenol (CAS nr 84852-15-3). Havs- och vattenmyndigheten har tolkat det som att man vid klassificeringen adderar uppmätta koncentrationer för samtliga 4-nonylfenoler för vilka det finns data⁹⁶. Därefter jämförs denna summa mot värdet i föreskrifterna.

⁹⁶ I det ursprungliga direktivet angavs CAS nummer för 4-nonylfenol (CAS 104-40-5: "rak nonylfenol"). Av tabell 2 i CIS vägledning 19 (EC, 2009), framgår att " *Total concentration of all para isomers to be reported*". Dessutom står det i en fotnot till tabellen att " *Technical nonylphenol consists mainly (~ 90 %) of para-substituted nonylphenols and comprises theoretically 211 isomers; only 4-nonylphenols are of toxicological relevance*".

BILAGA 2.

BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR MILJÖGIFTER

Hur bedömningsgrunderna tas fram

De kemiska bedömningsgrunderna för miljögifter har i huvudsak beräknats utifrån europeiskt framtagna vägledning (EC 2011), oavsett om de ska användas vid klassificering av kemisk ytvattenstatus eller ekologisk status.

Bedömningsgrunderna i detta sammanhang bygger på en uppskattning av vilka koncentrationer som troligen inte innebär någon oacceptabel risk för effekter i eller via den akvatiska miljön. Lite förenklat kan sägas att olika värden räknas fram för att bedöma risk för

- effekter på pelagiska organismer (uttryckt som en vattenkoncentration), på kort och lång sikt, QS_{eco}
- effekter på sedimentlevande organismer (uttryckt som en sedimentkoncentration), $QS_{sediment}$
- effekter på t.ex. fiskätande fåglar (uttryckt som en biotakoncentration), $QS_{biota, secpois}$
- effekter vid human konsumtion av t.ex. fisk och skaldjur (uttryckt som en biotakoncentration), $QS_{biota, hh}$ eller via dricksvatten (uttryckt som en vattenkoncentration) $QS_{dw, hh}$.

Dessa värden räknas sedan om till vattenfas, för att bedöma vilken exponeringsväg som är mest kritisk (får det lägsta omräknade vattenvärdet).

För de ämnen med gränsvärden uttryckta för biota i bilaga 6 till HVMFS 2013:19 har effekter i näringskedjan eller vid human konsumtion bedömts vara mest kritisk. I vissa fall ingår dock även gränsvärden uttryckta för vatten, och dessa baseras då på en omräkning från biota till vatten (inte effekter på pelagiska organismer). Gränsvärden uttryckta för biota bedöms därför även ge tillräckligt skydd av pelagiska organismer.

Havs- och vattenmyndigheten har dessutom infört några gränsvärden för sediment, och dessa baseras på en bedömning av risk för effekter på bottenlevande organismer. Även dessa bedöms ge tillräckligt skydd av pelagiska organismer, men i samband med en klassificering är det ”sämst som styr”.

Osäkerhetsfaktorer

Bedömningsgrunder för miljögifter baseras i de flesta fall på laboratorieförsök på ett begränsat antal arter och typer av tester. Förhållandena i miljön skiljer sig från de som råder i laboratoriet, t.ex. när det gäller klimat och exponeringstider. Dessutom finns skillnader i artkänslighet. I värdena ingår därför osäkerhetsfaktorer, som ofta varierar mellan en faktor 2 och 100.

Sådana osäkerhetsfaktorer kallas ofta ”assessment factors”, AF. Om det saknas data från kroniska tester eller bara finns data för några enstaka organismer och trofinivåer kan dessa bli höga, upp till en faktor 1000. Om det saknas data för marina organismer tillkommer ofta en faktor 10 för de värden som anges för marin miljö (dvs. ”andra ytvatten” i tabell 1 i bilaga 6 och ”kustvatten och vatten i övergångszon” i tabell 1 och 2 i bilaga 5 avsnitt 4 HVMFS 2013:19). Ju färre toxicitetsdata det finns från olika trofinivåer, desto högre AF, dvs. desto större säkerhetsmarginaler tillämpas.

Notera att bedömningsgrunderna tas fram enligt europeisk vägledning för detta ändamål. De kan därför avvika från värden som tagits fram i andra sammanhang, såsom växtskyddsmedelslagstiftningen, eller av andra länder.

Värden för biota

Beroende på vilken exponeringsväg som bedömts vara mest kritisk avser biotavärdet i HVMFS 2013:19 antingen filé (muskel) (gäller $QS_{\text{biota, hh}}$) eller helkropp (gäller $QS_{\text{biota, secpois}}$)⁹⁷. Vilken vävnad som avses framgår dock inte av direktivet eller föreskrifterna och därför listas nedan vilket av de två biotavärdena som gränsvärden i bilaga 6 till HVMFS 2013:19 baseras på (se tabell 7 nedan). I bilaga 2 och 5 till HVMFS 2013:19 anges dessutom biotavärden för icke dioxinlika PCBer. Dessa baseras enbart på $QS_{\text{biota, hh}}$ och har hämtats från livsmedelslagstiftningen (se nästa avsnitt).

Tabell 7. Biotataxon och exponeringsväg (kolumn 3) som gränsvärdena i bilaga 6 till HVMFS 2013:19 (kolumn 2) uttryckta för biota avser.

Ämne	Gränsvärde (µg/kg vv)	Biotataxon och exponeringsväg som gränsvärdet avser
Bromerade difenyletrar	0,0085	Fisk; $QS_{\text{biota, hh}}$
C10-C13 kloralkaner	17 000	Fisk; $QS_{\text{biota, secpois}}$
DEHP	3000	Kräftdjur och blötdjur; $QS_{\text{biota, secpois}}$ / $QS_{\text{biota, hh}}$ ⁹⁸
Fluoranten	30	Kräftdjur och blötdjur; $QS_{\text{biota, hh}}$
Hexaklorbensen	10	Fisk; $QS_{\text{biota, hh}}$
Hexaklorbutadien	55	Fisk; $QS_{\text{biota, secpois}}$
Kvicksilver och dess föreningar	20	Fisk; $QS_{\text{biota, secpois}}$
Pentaklorbensen	370	Fisk; $QS_{\text{biota, secpois}}$ ⁹⁹

⁹⁷ I direktivet ingår bara ena värdet; i normalfallet det lägsta av $QS_{\text{biota, hh}}$ och $QS_{\text{biota, secpois}}$. För det mesta innebär detta ett tillräckligt skydd för både människor och topp-predatorer, i synnerhet om dessa två värden skiljer sig mycket åt (och det lägsta värdet har valts). För säkrast bedömning av om det föreligger någon risk för exponering av människor och/eller näringskedjan via akvatisk biota (t.ex. fisk, kräftdjur, blötdjur) bör egentligen båda exponeringsvägarna bedömmas. I praktiken analyseras dock, av ekonomiska skäl, sällan mer än en vävnad per substans, och nästan aldrig hel fisk (se även 12.3.).

⁹⁸ $QS_{\text{biota, secpois}}$ och $QS_{\text{biota, hh}}$ hamnar efter avrundning på samma nivå.

⁹⁹ Värdet för $QS_{\text{biota, hh}}$ är egentligen lägre än $QS_{\text{biota, secpois}}$ men det bedöms som ej tillförlitligt.

Ämne	Gränsvärde (µg/kg vv)	Biotataxon och exponeringsväg som gränsvärdet avser
Benso(a)pyren	5	Kräftdjur och blötdjur; QS _{biota, hh}
Dikofol	33	Fisk; QS _{biota, secpois}
PFOS	9,1	Fisk; QS _{biota, hh}
Dioxiner och dioxinlika föreningar	0,0065 TEQ	Fisk, kräftdjur och blötdjur; QS _{biota, hh}
HBCDD	167	Fisk; QS _{biota, secpois}
Heptaklor och heptakloreoxid	0,0067	Fisk; QS _{biota, hh}

Vissa biotavärden kommer från livsmedelslagstiftningen

QS_{biota, hh} i tabell 7 ovan är i vissa fall baserade på EG förordning 1881/2006¹⁰⁰ (gäller benso(a)pyren, fluoranten och dioxiner). Metodiken för att ta fram gränsvärden inom livsmedelslagstiftningen skiljer sig åt från den som normalt tillämpas inom vattenförvaltningen (EC, 2011). EC (2011) anger ett tillvägagångssätt som har utgångspunkten i att bedöma risker. Livsmedelslagstiftningen utgår ifrån vilka halter som förekommer idag, och syftet med gränsvärdena är att få bort de mest förorenade produkterna från marknaden. Det är EFSA (European Food Safety Authority) som tar fram underlag till de livsmedelsgränsvärden som ska gälla¹⁰¹.

Övervakningen beroende på syftet kan skilja sig åt. Inom den löpande nationella övervakningen av miljögifter (i Naturvårdsverkets regi) ingår inte underhudsfett, till skillnad från analyser som utförs inom Livsmedelsverkets undersökningar och livsmedelskontroll av dioxin i fisk (strömming). EU (2014 c) omnämner även skillnader som därmed uppstår i samband med klassificering inom havsmiljöförvaltningen (för deskriptor 9) respektive vattenförvaltning (kemisk ytvattenstatus). Inom livsmedelskontrollen görs inte någon lipidviktsnormalisering.

¹⁰⁰ KOMMISSIONENS FÖRORDNING (EG) nr 1881/2006 av den 19 december 2006 om fastställande av gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel, senast ändrad genom Kommissionens förordning (EU) 2016/239 av den 19 februari 2016.

¹⁰¹ För vissa fiskar är t.ex. livsmedelsvärden för kvicksilver i fisk 0,5 mg/kg medan för andra arter (f.a. stora fiskar) 1 mg/kg. Det innebär inte att det är mindre risk att äta stora fiskar utan att man helt enkelt har tagit hänsyn till att halterna i större fisk oftast är högre, dvs. det är snarare tvärtom. Vid klassificering av kemisk ytvattenstatus används dock värdet som framgår av föreskrifterna, **0,02 mg/kg** och detta baseras istället på QS_{biota, secpois}. För dioxiner (med värdet 6.5 pg g⁻¹ ww WHOPCDD/ F-PCB-TEQ) och benso(a)pyren (med värdet 5,0 µg/kg) har man i direktivet om prioriterade ämnen däremot utgått helt från livsmedelsbaserade värden, trots att gränsvärden för human hälsa, baserade på EC (2011) skulle hamna på lägre nivåer. För dioxiner är dessutom egentligen QS_{biota, secpois} lägre än det värde som anges i direktivet och föreskrifterna. Det är dock värdet **6,5 pg/g** som ska användas vid klassificeringen av kemisk ytvattenstatus.

BILAGA 3. BERÄKNADE PLATSSPECIFIKA BEDÖMNINGSGRUNDER

Platsspecifika bedömningsgrunder¹⁰² för metallerna koppar, nickel, zink och bly (uttryckta för löst koncentration) har beräknats för 7 års vattenkemidata från nationella övervakningsprogram (trendsjöar, omdrevssjöar, flodmynningar och trendvattendrag), se tabell 8.

Vid beräkningarna har Bio-met 3.04 använts för Cu, Ni och Zn. För Pb har PNEC calculator använts. Notera att värden för sjöar (n=6761) respektive vattendrag (n=11 868) har separerats. Eftersom DOC-data saknas, men det finns TOC-data, antas att DOC utgör 80 procent av TOC. Även vattenkemidata utanför valideringsintervallen ingår. Detta ger relativt konservativt uppskattade värden. Som "generiska värden" (fetmarkerade i tabell 8) kan 5 percentilen för dessa data användas som komplement vid expertbedömningar i synnerhet då vattenkemin hamnar utanför kritiska valideringsgränser men även då det saknas underlag (parade vattenkemidata för DOC, pH och Ca). Dessa bedöms skydda 95 procent av de svenska vattendragen respektive sjöarna.

Medianvärden (50 percentiler; kursiverade i tabell 8) anger på motsvarande sätt vid vilken löst koncentration det finns en risk för att effekter kan uppstå i hälften av landets sjöar och vattendrag.

Tabell 8. Platsspecifika bedömningsgrunder beräknade för sju års vattenkemidata från nationella övervakningsprogram.

Perce ntil	Koppar (biotillgängligt värde: 0,5 µg/l)		Nickel (biotillgängligt värde: 4 µg/l)		Zink (biotillgängligt värde: 5,5 µg/l)		Bly (biotillgängligt värde: 1,2 µg/l)	
	Vatten- drag	Sjöar	Vatten- drag	Sjöar	Vatten- drag	Sjöar	Vatten- drag	Sjöar
5	3,3	2,4	8,2	8,4	6,8	7,0	2,8	2,5
10	4,7	3,9	9,7	10	8,5	9,4	4,2	4,3
25	8,0	7,5	12	14	13	14	7,3	8,0
50	12	12	16	19	19	20	12	13
75	18	18	23	23	27	27	17	20
90	25	25	24	29	36	40	22	28
95	31	31	29	37	42	68	26	35

¹⁰² Även kallat "local EQS" men med justering för att Bio-met utgår från brittiska bedömningsgrunder för koppar och zink. De av Bio-met beräknade värdena har därför dividerats med 2 för dessa två metaller.

BILAGA 4.

NATIONELLT UPPMÄTTA METALLKONCENTRATIONER

Summerande statistik för uppmätta metallkoncentrationer inom nationella övervakningsprogram redovisas i tabell 9 och 10.

Tabell 9. Statistik för metallkoncentrationer i sjöar. Samtliga koncentrationer anges i µg/l och avser dekanterade prover. Data avser både omdrevssjöar och trendsjöar. Värden för åren 2007–2014 ingår.

Percentil	Koppar	Zink	Bly	Nickel
5	0,14	0,34	0,03	0,072
10	0,18	0,49	0,04	0,11
25	0,28	0,94	0,1	0,2
50	0,46	2,1	0,24	0,37
75	0,75	4,1	0,56	0,62
90	1,3	6,7	1	0,98
95	1,7	8,3	1,4	1,4

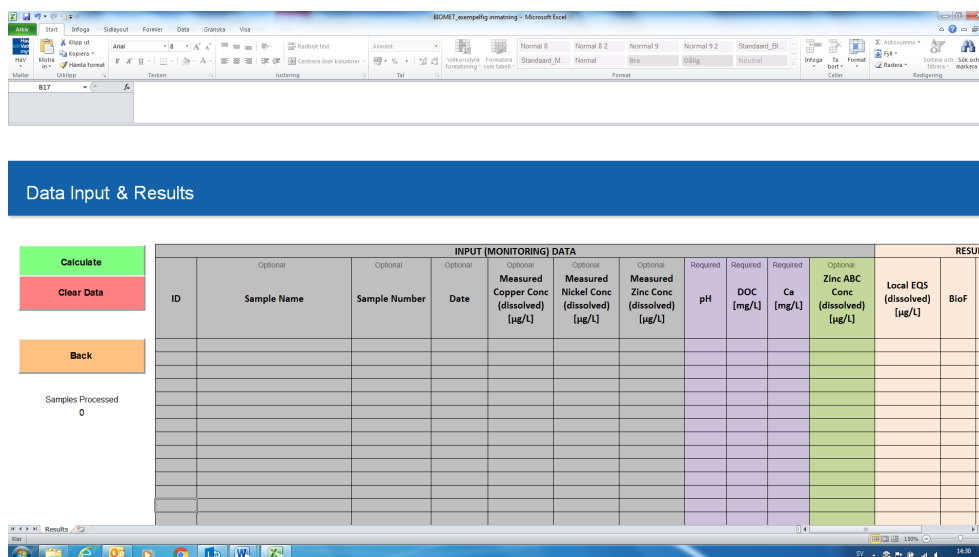
Tabell 10. Statistik för metallkoncentrationer i flodmynningar. Samtliga koncentrationer anges i µg/l och avser dekanterade prover.

Percentil	Koppar	Zink	Bly	Nickel
5	0,38	0,80	0,05	0,20
10	0,47	1,10	0,07	0,28
25	0,72	1,80	0,11	0,50
50	1,10	3,10	0,24	0,73
75	1,60	5,30	0,50	1,04
90	2,50	8,50	0,80	1,63
95	3,50	11,00	1,10	2,30

BILAGA 5. FÖRENKLADE BERÄKNINGSVERKTYG

Bio-met (ver 3.04)

Bio-met är ett macro i Excel¹⁰³, vilket gör det lätt att använda, se figur 12.



Figur 12. Bio-met inmatningsark (version 3.04). Värdet noll ska matas in i den gröna kolumnen, när biotillgänglig zinkkoncentration ska räknas ut i ett första steg (då bakgrund inte beaktas).

Man kan mata in data från flera övervakningsstationer samtidigt (en hel ”batch”, max 2000 rader), men det är lämpligt att inte mata in mer än t.ex. 1000 rader i taget, eftersom programmet behöver en viss tid på sig för att utföra beräkningarna (ca 20–25 minuter för 1000 rader).

För zink ska man även beakta naturlig bakgrund i de fall värdet i bedömningsgrunderna överskrids. I ett första steg görs dock en beräkning utan att bakgrund beaktas. Därför ska det defaultvärde som är inmatat i programmet (=1) nollställas först eftersom det utgår ifrån brittiska förhållanden, och dessutom snarare utgörs av ”ambient background” (ABC), se figur 12. Om bakgrund behöver beaktas, matas aktuellt värde (löst bakgrundshalt) in i avsedd kolumn i Bio-met, och beräkningarna görs om.

När man sedan klickar på ”Calculate” (grön knapp upp till vänster, se figur 12) görs alla beräkningar automatiskt och värden på ett antal parametrar erhålls för respektive metall, se figur 13.

Vid klassificeringen ska bara de resultat som anges i kolumnen för biotillgänglig koncentration användas (t.ex. ”Bioavailable copper concentration”). Det är

¹⁰³ Fritt tillgänglig via följande hemsida: <http://bio-met.net/>

medelvärden för dessa beräknade värden som ska jämföras mot värdet i bedömningsgrunderna för inlandsvatten i HVMFS 2013:19.

			RESULTS (Copper)				RESULTS (Nickel)				RESULTS (Zinc)					
Required DOC [mg/L]	Required Ca [mg/L]	Optional Zinc ABC Conc [µg/L]	Local EQS [µg/L]	BioF	Bioavailable Copper Conc [µg/L]	RCR	Notes	Local EQS [µg/L]	BioF	Bioavailable Nickel Conc [µg/L]	RCR	Notes	Local EQS [µg/L]	BioF	Bioavailable Zinc Conc [µg/L]	RCF
16.00	7.40	0	62.23	0.02	0.03	0.03		30.80	0.13				78.81	0.14	1.52	0
12.00	4.20	0	28.22	0.04	0.01	0.01		23.41	0.17				44.78	0.24	0.80	0
14.00	5.40	0	55.23	0.02	0.03	0.03		23.78	0.17				70.72	0.15	0.59	0
18.00	8.00	0	80.12	0.01	0.00	0.00		30.80	0.13				85.47	0.13	0.40	0
8.3	0.27	0	10.23	0.10	1.56	1.56		16.30	0.25			Y	42.32	0.26	6.95	0
13	0.21	0	1.00	1.00	4.60	4.60		23.41	0.17			Y	79.66	0.14	11.49	1
7	0.27	0	14.98	0.07	0.20	0.20	Y	15.16	0.26			Y	52.25	0.21	0.52	0
5.4	0.31	0	8.18	0.12	0.12	0.12	Y	15.04	0.27			Y	26.87	0.41	1.01	0
10	0.68	0	22.08	0.05	0.07	0.07	Y	5.94	0.67			Y	162.03	0.07	1.21	0
15	0.74	0	32.89	0.03	0.04	0.04	Y	8.41	0.48			Y	260.64	0.04	0.14	0
12	0.73	0	26.50	0.04	0.08	0.08	Y	8.41	0.48			Y	252.64	0.04	0.13	0
11	0.77	0	22.08	0.05	1.99	1.99							252.64	0.04	2.93	0
13	1.40	0	26.50	0.04	0.64	0.64							252.64	0.04	2.67	0
12	1.20	0	26.50	0.04	0.57	0.57	Y						252.64	0.04	1.77	0
13.00	4.60	0	62.23	0.02	0.01	0.01							58.74	0.19	0.80	0
13.00	6.20	0	62.23	0.02	0.01	0.01							65.33	0.17	0.40	0
11.00	5.40	0	43.10	0.02	0.01	0.01							58.74	0.19	0.41	0
13.00	5.00	0	47.96	0.02	0.01	0.01							53.11	0.21	1.01	0
16.00	7.40	0	62.23	0.02	0.03	0.03							78.81	0.14	1.52	0

Figur 13. Inmatningsark och kolumner för beräknade värden i Bio-met ver 3.04. Genom att svepa med markören över cellerna framgår det om valideringsgränserna överskrids för någon av de vattenkemiska parametrarna. Notera att de svenska värdena i bedömningsgrunderna är lägre än de som ingår i verktyget. Därför behöver man utgå ifrån beräknad biotillgänglig koncentration ("Bioavailable Copper Conc" etc.) för att bedöma om status är måttlig. Utgå inte ifrån "Local EQS". Bortse också från vilka celler som markeras med rött.

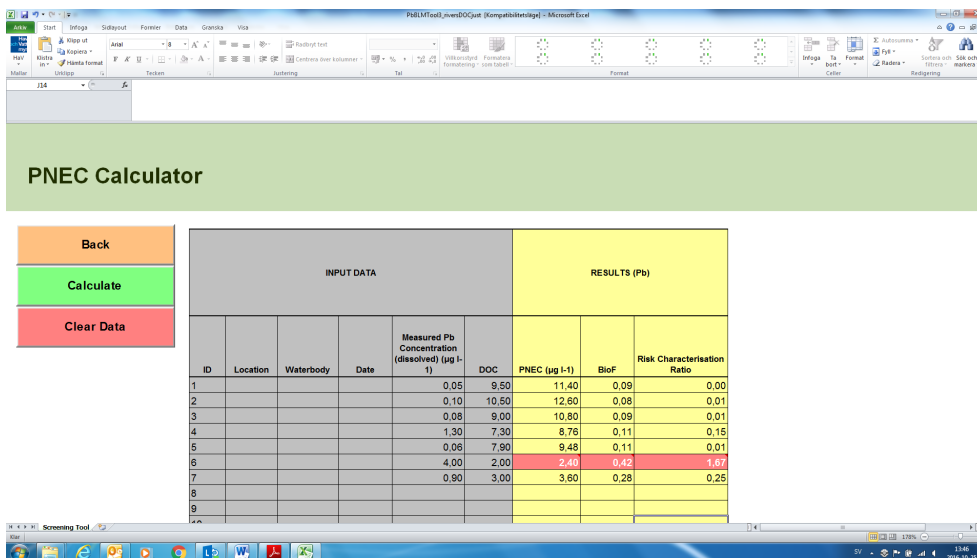
För att minska risken för fel används inte övriga beräknade resultat¹⁰⁴. Den sista kolumnen är dock ifylld om något eller några ingående vattenkemi-parametrar inte befinner sig inom testintervallet. Genom att svepa med markören över dessa celler får användaren information om vilka parametrar som berörs och hur detta har hanterats, se figur 13.

PNEC Calculator

För bly finns ett liknande macro i Excel, även kallat "PNEC Calculator"¹⁰⁵, se figur 14. En mycket stor mängd data kan hanteras samtidigt. Till skillnad från Bio-met beräknas inte biotillgänglig koncentration utan enbart platsspecifikt gränsvärde (PNEC), BioF och riskkvot (Risk Characterisation Ratio). För att avgöra om årsmedelvärdet för bly överskrids behöver man först räkna fram biotillgänglig koncentration för respektive prov genom att multiplicera värdena i kolumn märkt BioF med uppmätt koncentration och sedan beräkna årsmedelvärdet av dessa biotillgängliga koncentrationer innan man jämför mot värdet i föreskrifterna.

¹⁰⁴ "BioF" anger hur stor fraktion som är biotillgänglig och kan bli som högst 1 (dvs 100 procent av uppmätt koncentration är då biotillgänglig). Biotillgänglig koncentration är samma sak som BioF multiplicerat med uppmätt koncentration. Eftersom de som utvecklat verktyget har utgått från Storbritanniens bedömningsgrunder, som för koppar och zink skiljer sig från de svenska med en faktor 2, behöver man se upp vid tillämpning av verktyget på svenska data. Värdet i den första beräknade kolumnen ("Local EQS") och i den fjärde kolumnen RCR (=Risk Characterisation Ratio) ska därför INTE användas vid klassificeringen.

¹⁰⁵ <http://www.wca-environment.com/models-and-downloads/Pb-EQS-Screening-Tool>.



Figur 14. Inmatningsark för PNEC calculator. Bortse från vilka celler som markeras med rött och utgå istället ifrån beräknad biotillgänglig koncentration (uppmätt koncentration*BioF) när medelvärde framräknas.

Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus

Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19

Denna vägledning beskriver lämpligt tillvägagångssätt vid vattenmyndigheternas statusklassificering av ytvattenstatus för miljögifter enligt 2 kap. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Vägledningen riktar sig främst till vattenmyndigheter och länsstyrelser i deras arbete med att klassificera ekologisk status och kemisk ytvattenstatus med avseende på miljögifter i landets ytvattenförekomster. Vägledningen är uppdelad i två delar.

I den första delen beskriver Havs- och vattenmyndigheten arbetsgången, de olika delmomenten i klassificeringen och vissa begrepp på en övergripande nivå. Här beskrivs bland annat vilka bedömningsgrunder man ska utgå från och hur resultat ska vägas samman vid klassificering av ekologisk status.

Den andra delen av vägledningen beskriver vissa av de metoder och bedömningar som kan behöva göras på en mer teknisk nivå och indelat utifrån vilken matris (vatten, sediment eller biota) som ska bedömas. Denna del är främst fokuserad på att ge en mer detaljerad vägledning vid utvärdering av övervakningsresultat för vatten. Det gäller i synnerhet beräkning av biotillgänglig vattenkoncentration för metallerna bly, nickel, koppar och zink. Vägledningen ger också stöd när uppmätta koncentrationer i sediment och biota utvärderas.

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26

ISBN 978-91-87967-38-2

Havs- och vattenmyndigheten
Postadress: Box 11 930, 404 39 Göteborg
Besök: Gullbergs Strandgata 15, 411 04 Göteborg
Tel: 010-698 60 00
www.havochvatten.se

**Havs
och Vatten
myndigheten**
