

Statusklassificering och hantering av osäkerhet

Vägledning för tillämpning av 2 kap. HVMFS 2013:19



PREMISS

Havs- och vattenmyndigheten
Datum: åååå-mm-dd

Ansvarig utgivare:
Omslagsfoto: Niklas Hanson
ISBN XXXX-XXXX
Tryck: Eventuellt tryckeri

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

Statusklassificering och hantering av osäkerhet

Vägledning för tillämpning av 2 kap. HVMFS 2013:19

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:XX

Förord

Den här vägledningen har tagits fram som ett stöd för statusklassificering av ytvattenförekomster med utgångspunkt i 2 kapitlet i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2013:19. Vägledningen initierades eftersom det funnits ett behov att mer strukturerat ta hänsyn till osäkerhet i klassificeringen av ekologisk status avseende biologiska och allmänna fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer. Vägledningen beskriver en arbetsprocess som syftar till att minska och beskriva osäkerheterna i klassificeringen och har starka kopplingar till den parallellt framtagna vägledningen ”Beskrivning och dokumentering av mänsklig verksamhets betydande påverkan samt riskbedömning av ytvattenförekomster. Vägledning för tillämpning av 8 och 9 §§ HVMFS 2017:20”, varför dessa bör läsas parallellt.

För mer ingående beskrivningar av de olika kvalitetsfaktorerna finns i flera fall även separata vägledningar. För klassificering av kvalitetsfaktorn särskilda förorenande ämnen hänvisas till särskild vägledning om klassificering av status avseende miljögifter (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26).

Vägledningen ersätter motsvarande delar i Naturvårdsverkets handbok 2007:4 Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon.

I framtagandet av vägledningen har följande utredare på Havs- och vattenmyndigheten deltagit: Niklas Hanson, Kristina Samuelsson, Ann-Karin Thorén, Jonas Svensson, Katarina Vartia samt Ann-Sofie Wernersson.

Ort Datum Undertecknande chef

1. INLEDNING.....	8
2. FÖRKLARING AV BEGREPP	8
3. EKOLOGISK STATUS OCH OSÄKERHET	10
3.1 Beräkning av osäkerhet.....	11
3.1.1 Beräkning av metodbunden osäkerhet.....	12
3.1.2 Beräkning av objektspecifik osäkerhet.....	13
3.1.3 Är resultatet säkert eller osäkert?	13
3.1.4 Beräkningsexempel	14
3.1.5 Klassningsverktyg (WATERS).....	17
4 GRUPPERING OCH EXPERTBEDÖMNING	18
4.1 Gruppering.....	18
4.2 Expertbedömning	19
4.2.1 Andra biologiska data	19
4.2.2 Fysikalisk-kemiska bedömningsgrunder.....	22
4.2.3 Hydromorfologiska bedömningsgrunder	22
4.2.4 Är resultatet säkert eller osäkert?	22
5. STATUSKLASSIFICERING OCH TILLFÖRLITLIGHET	23
5.1 Val av kvalitetsfaktorer och parametrar.....	23
5.1.1 Näringspåverkan och organisk påverkan i sjöar och vattendrag.....	27
5.1.2 Försurning i sjöar och vattendrag	27
5.1.3 Hydromorfologisk påverkan i sjöar och vattendrag.....	28
5.1.4 Flera miljökonsekvenstyper i sjöar och vattendrag.....	28
5.1.5 Statusklassificering i kustvatten.....	29
5.2 Tillförlitlighet.....	29
5.3 Statusklassificering och rimlighetsbedömning.....	30
5.3.1 Rimlighetsbedömning, Typ 1.....	31
5.4 Kontrollerande övervakning och revidering av påverkansanalys.....	34
5.4.1 Rimlighetsbedömning, Typ 2	35
6 RISKBEDÖMNING	38
7 EXEMPEL PÅ KLASSIFICERINGAR	40
7.1 Statusklassificering med hög osäkerhet	40
7.2 Reviderad bedömning med nya data	40
7.3 Felaktiga referensförhållanden.....	41
7.4 Felaktig bedömning till följd av multiplicitetsproblemet	41
7.5 Missad påverkan i påverkansanalys.....	42

7.6 Felaktigt utpekad påverkan i påverkansanalys.....	43
7.7 Bedömning av kalkningspåverkad sjö.....	43
7.8 Expertbedömning baserad på fysikalisk-kemisk bedömningsgrund.....	44
7.9 Gruppering.....	44
7.10 Morfologisk påverkan utan biologisk bedömningsgrund	45
7.11 Morfologisk påverkan med biologisk bedömningsgrund	45
REFERENSER	46

REMLISS

1. Inledning

Denna vägledning riktar sig i huvudsak till vattenmyndigheterna då de ska bedöma ekologisk status av ytvatten i enlighet med 2 kapitel i föreskrifter HVMFS 2013:19, vilket följer av 4 kap förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön och bilaga V i ramdirektivet för vatten (2000/60/EG).

Vägledningen syftar till att definiera begrepp och beskriva den generella arbetsprocessen för klassificering av ekologisk status. Särskild tonvikt läggs vid hur man bedömer och hanterar osäkerheten i en klassificering. Den arbetsprocess som beskrivs syftar också till att minska osäkerheten i klassificering. Tillvägagångssättet har starka kopplingar till den parallellt framtagna vägledningen "Beskrivning och dokumentering av mänsklig verksamhets betydande påverkan samt riskbedömning av ytvattenförekomster. Vägledning för tillämpning av 8 och 9 §§ HVMFS 2017:20" (Havs- och vattenmyndigheten 2018a), varför dessa bör läsas parallellt.

För klassificering av ekologisk status med avseende på kvalitetsfaktorn särskilda förorenande ämnen (SFÄ) hänvisas till annan vägledning (Havs- och vattenmyndigheten 2016).

Vägledningen ersätter motsvarande delar i Naturvårdsverkets Handbok 2007:4 Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. Detta gäller särskilt kapitel 3 och 4. I jämförelse med denna handbok innehåller vägledningen en tydligare arbetsprocess där påverkan, status och risk kopplas ihop. Påverkansanalys och riskbedömning beskrivs i separat vägledning (Havs- och vattenmyndigheten 2018a).

Vägledningen har förankrats genom samråd med vattenmyndigheten under perioden 2017-12-21 till 2018-02-08 samt på remiss till berörda myndigheter och organisationer under perioden 2018-05-XX till 2018-06-25.

2. Förklaring av begrepp

betydande påverkan: den påverkan från mänsklig verksamhet som, ensamt eller tillsammans med övrig påverkan, kan ha sådan effekt på status eller potential att det kan medföra att en ytvattenförekomst riskerar att inte uppfylla kvalitetskrav enligt 4 kap. förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. (definierat i 3 § HVMFS 2017:20)

ekologisk status: kvaliteten på strukturen och funktionen hos akvatiska ekosystem som är förbundna med ytvatten, klassificerad enligt bilaga V i direktiv 2000/60/EG. Ekologisk status bedöms utifrån biologiska, fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska bedömningsgrunder och delas in i fem statusklasser (Hög, God, Måttlig, Otillfredsställande, Dålig), vilka beskrivs i föreskrifter HVMFS 2013:19.

expertbedömning: om underlagsdata saknas så att det inte är möjligt att klassificera utifrån bedömningsgrunder i HVMFS 2013:19 ska istället en

expertbedömning göras. Denna ska baseras på information med väldokumenterad koppling till påverkanstypen.

gruppering av ytvattenförekomster: för effektivare övervakning och statusklassificering kan ytvattenförekomster slås ihop i grupper, under förutsättning att de ligger inom samma vattendistrikt, har samma typtillhörighet och är föremål för likartad påverkan. (7 § HVMFS 2017:20)

kemisk status: den kemiska kvaliteten hos en ytvattenförekomst i enlighet med bilaga V i direktiv 2000/60/EG, artikel 3, 4 och 6 samt bilaga I i direktiv 2008/105/EG. Kemisk status delas in i två klasser (god, uppnår ej god), vilket beskrivs i föreskrifter HVMFS 2013:19.

klassningsosäkerhet: beskriver sannolikheten att övervakningsdata ger en felaktig statusklass. Utgår oftast från gränsen mellan god och måttlig status.

kontrollerande övervakning: övervakning som ska ge en generell beskrivning och en representativ bild av vattenstatusen i varje vattendistrikt eller avrinningsområde. Den kontrollerande övervakningen ska även användas för att bedöma långsiktiga förändringar av naturliga förhållanden och av storskalig mänsklig påverkan. Innefattar samtliga kvalitetsfaktorer, oavsett typ av påverkan. (definierat i HVMFS 2015:26)

kvalitetskrav: i denna vägledning används begreppet för att beskriva de kvalitetskrav mot vilka riskbedömningen ska göras. Det är kvalitetskrav enligt 4 kap. förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön men innefattar inte mindre stränga kvalitetskrav eller tidsundantag. Begreppet inkluderar alltså krav på att god status eller potential uppnås till respektive mållår, att statusen inte försämras och att kvalitetskrav för skyddade områden nås.

miljökonsekvens: den negativa förändringen i vattenmiljön som betydande påverkan kan leda till. Delas in i miljökonsekvenstyper, exempelvis försurning och övergödning.

operativ övervakning: övervakning som ska genomföras för att fastställa statusen på de ytvattenförekomster som bedöms ligga i riskzonen för att en miljökvalitetsnorm inte ska kunna följas och för att följa upp ifall de åtgärdsprogram som satts in uppnår önskad effekt och mål. (definieras i HVMFS 2015:26)

påverkansanalys: här använt för arbetet med identifiering av mänsklig verksamhets betydande påverkan i enlighet med 8 § HVMFS 2017:20

rimlighetsbedömning: då status enligt bedömningsgrunder eller expertbedömning inte är rimlig behöver orsaken till detta utredas. I huvudsak är detta aktuellt då status och påverkansanalys ger olika resultat.

riskbedömning: bedömning, i enlighet med bilaga II avsnitt 1.5 andra stycket i direktiv 2000/60/EG, av om ytvattenförekomsten riskerar att inte uppfylla kvalitetskrav enligt 4 kap. förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Resulterar i utpekande av förbättrings- och övervakningsbehov. (9 § HVMFS 2017:20)

statusklassificering: bedömning av ytvattenstatus enligt föreskrifter HVMFS 2013:19, vilket följer av bilaga V direktiv 2000/60/EG. Ligger till grund för riskbedömning.

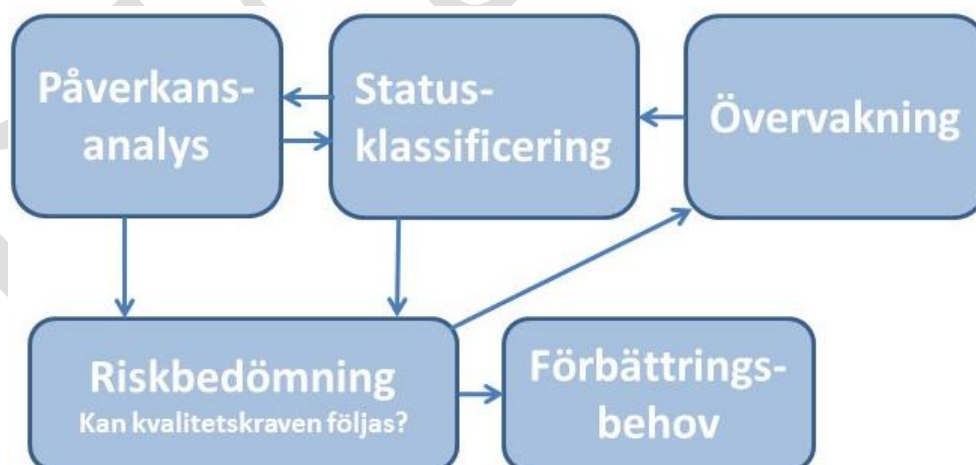
tillförlitlighet: bedömning av osäkerheten i klassificering av ekologisk status eller potential. Tillförlitligheten delas in i fyra kategorier, hög, medel, låg eller information saknas.

undersökande övervakning: övervakning som omfattar övervakningsinsatser vid, till exempel, olyckor eller i en ytvattenförekomst där man inte känner till orsakerna till att god status inte uppnås eller har uppnåtts. (definieras i HVMFS 2015:26)

3. Ekologisk status och osäkerhet

Klassificering av ekologisk status utgör, tillsammans med påverkansanalys och ekonomisk analys, underlag för riskbedömning (Figur 1). Riskbedömningen resulterar i identifiering av förbättringsbehov samt behov av övervakning. Statusklassificeringen kan verifiera resultatet från påverkansanalysen, alternativt indikera att något är fel. Resultatet från riskbedömningen visar för vilka vattenförekomster det finns ett behov av åtgärder och/eller operativ övervakning, samt för vilka vattenförekomster som endast kontrollerande övervakning behövs.

Klassificering av ekologisk status ska i huvudsak baseras på övervakningsdata och görs utifrån en femgradig skala (Hög, God, Måttlig, Otillfredsställande, Dålig). Klassificeringen av ekologisk status utgår från de bedömningsgrunder som anges i bilaga 2-5 i föreskrifter HVMFS 2013:19. Av HVMFS 2013:19 (§ 9) framgår också att tillförlitligheten hos klassificeringen ska beskrivas, utifrån osäkerhet och rimlighet. Tillförlitligheten behöver också rapporteras enligt en fyrgradig skala (0-3) (WFD Reporting Guidance, 2016). Ekologisk status och tillförlitlighet utgör underlag för den påföljande riskbedömningen, som beskrivs kortfattat i avsnitt 6 *Riskbedömning* samt mer utförligt i separat vägledning (Havs- och vattenmyndigheten 2018a).



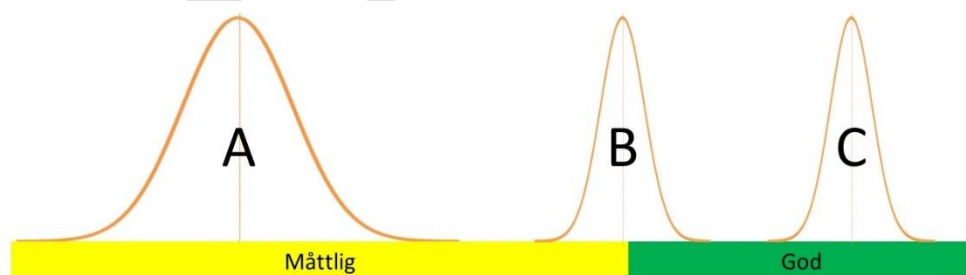
Figur 1. Statusklassificering är beroende av information från påverkansanalys och övervakning samt ger information till riskbedömningen, vilket utmynnar i ett förbättringsbehov. Statusklassificeringen ger också information till arbetet med påverkansanalys samt till utformningen av övervakningsprogram.

3.1 Beräkning av osäkerhet

Klassificering av ekologisk status baseras på övervakningsdata i form av stickprover. Eftersom ekosystem varierar över tid och mellan platser, helt oavsett mänsklig påverkan, betyder detta att det alltid kommer att finnas ett mått av osäkerhet i statusklassificeringen. Utöver den osäkerhet som uppstår på grund av ekosystemens naturliga variation så tillkommer osäkerhet från, bland annat, variationer i provtagning och analys samt osäkerhet vid extrapolering från andra vattenförekomster (gruppering). Detta påverkar tillförlitligheten i klassificeringen och det är viktigt att denna tas hänsyn till i samband med riskbedömning och utformning av åtgärds- och övervakningsprogram.

En del orsaker till variation går det att påverka och minimera. Det gäller exempelvis provinsamling och hantering av prover, där variationen kan minskas genom utbildning i utförandet av fält- och labmetoder samt genom att följa relevanta standarder och undersökningstyper. Undersökningstyper för de bedömningsgrunder som ingår i HVMFS 2013:19 finns på Havs- och vattenmyndighetens websida.

Risken för felklassificering ökar ju större osäkerheten i mätningen är samt ju närmare en klassgräns det sanna värdet ligger. Som ett underlag för riskbedömning och utveckling av åtgärdsprogram är det dock ofta främst god/måttlig-gränsen som är intressant. Övriga klassgränser kan också vara intressanta, och samma principer för klassningsosäkerhet gäller oavsett vilken klassgräns man tittar på. Figur 2 illustrerar sannolikheten för felklassificering beroende på avstånd till god/måttlig-gränsen. Av detta följer att en hög precision i en mätning (låg osäkerhet) fortfarande kan ge en hög klassningsosäkerhet, om resultatet ligger nära en klassgräns. Omvänt kan låg precision i mätningen ändå ge en hög säkerhet i klassificeringen, om resultatet ligger långt ifrån en klassgräns.



Figur 2. Exempel på hur osäkerhet och uppmätta värden placering inom två klasser kan inverka på risken för felklassificering. Mätosäkerheten, presenterad som en sannolikhetsfördelning, är hög för A och låg för B och C. Klassningsosäkerheten är dock hög för B och låg för A och C. Detta eftersom B ligger nära klassgränsen, medan osäkerheten för A och C inte korsar klassgränsen.

Osäkerheten i en klassificering kan tydliggöras genom att beräkna sannolikheten för felklassificering. Detta kan göras på två sätt, genom att använda metodbunden eller objektspecifik osäkerhet. Metodbunden osäkerhet används om bara en mätning finns tillgänglig och kräver att standardavvikelsen

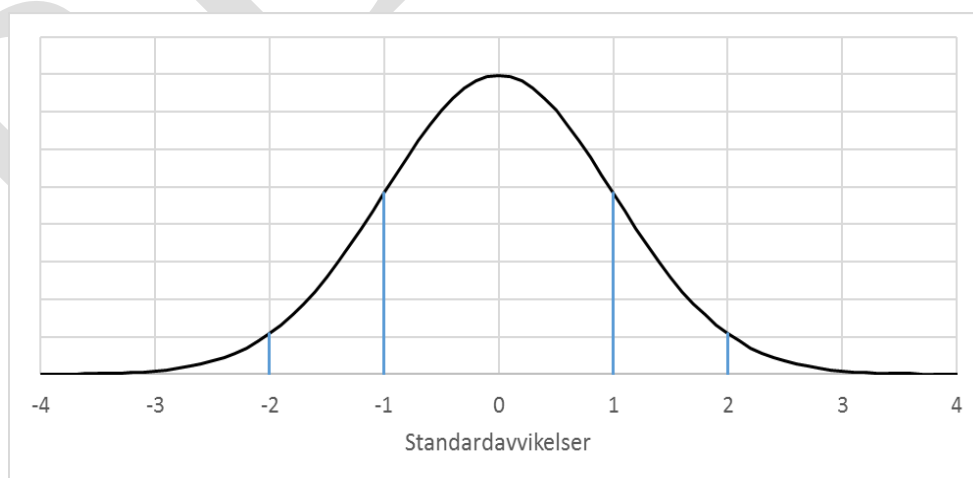
för bedömningsgrunden är känd. Denna anges för ett antal bedömningsgrunder i HVMFS 2013:19. I de fall flera mätningar förekommer ska istället den objektspecifika osäkerheten beräknas. En fördel med det senare alternativet är att osäkerheten kan minskas genom att öka antalet mätningar.

I arbetet med statusklassificering handlar den statistiska osäkerheten om att få en grov skattning av om en klassificering är säker eller osäker. De statistiska metoder som beskrivs nedan utgår ifrån att de undersökta variablerna är normalfördelade. Enligt centrala gränsvärdessatsen stämmer detta oftast för variabler som är sammansatta av flera delar (t.ex. medelvärden eller index) oavsett underliggande fördelningen hos de olika delarna. Man kan därför utgå ifrån att de undersökta parametrarna hos de olika biologiska bedömningsgrunderna är (nära) normalfördelade. För variabler som inte är sammansatta av flera delar, t.ex. halter av näringsämnen, är en log-normalfördelning mer trolig. Då ska data helst transformeras (t.ex. $\log(x+1)$) innan nedan beskrivna metoder kan användas. Vilken transformering som ska användas får avgöras från fall till fall.

3.1.1 Beräkning av metodbunden osäkerhet

Med metodbunden osäkerhet avses den variation man förväntar sig för bedömningsgrunden baserat på naturlig variation i ekosystemet samt den osäkerhet som uppstår i provtagning och analys. Metoden utgår ifrån att parametern (bedömningsgrunden) är normalfördelad.

För flera parametrar anges den metodbundna osäkerheten i form av standardavvikelse i HVMFS 2013:19. Standardavvikelsen anger bredden på normalfördelningen, vilket beror på precisionen i den aktuella bedömningsgrunden. Enligt normalfördelningen ligger ungefär 2/3 (68,2%) av alla möjliga observationer inom intervallet $\text{medel} \pm 1$ standardavvikelse, och ungefär 95% (95,4%) av alla möjliga observationer ligger inom intervallet $\text{medel} \pm 2$ standardavvikelser (Figur 3).



Figur 3. Medelvärde och standardavvikelse i en normalfördelning med medelvärdet 0 och standardavvikelsen 1. Ungefär 2/3 av de möjliga observationerna ligger inom ± 1 standardavvikelse från medelvärdet. Ungefär 95% ligger inom ± 2 standardavvikelser från medelvärdet.

Eftersom sannolikheten för en viss avvikelse är känd går det också att räkna ut sannolikheten för en viss statusklass. Detta görs med hjälp av den kumulativa funktionen för normalfördelning. Denna finns i Excel och skrivs då som ”=NORMFÖRD(Gränsvärde; Observerat värde; standardavvikelse; SANT)*100”. Resultatet är sannolikheten, i procent, att observerat värde underskrider gränsvärdet. Genom att stegvis räkna ut sannolikheten för vart och ett av de fyra gränsvärdena kan sannolikheten för alla fem statusklasserna beräknas, se exempel i avsnitt 3.1.4 *Beräkningsexempel*.

3.1.2 Beräkning av objektspecifik osäkerhet

Då en parameter har mätts flera gånger i samma vattenförekomst kan osäkerheten i statusklassningen beräknas med hjälp av t-fördelningen. Denna statistiska fördelning innebär, precis som normalfördelningen, att man kan beräkna sannolikheten för att den verkliga statusen ska tillhöra en given klass. För att göra detta behöver först t-värdet beräknas. Det görs enligt följande:

$$t = \frac{GV - \bar{X}}{SE}$$

$$SE = \sqrt{\frac{s^2}{n}}$$

$$s^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2$$

där:

GV = det undersökta gränsvärdet (klassgränsen)

\bar{X} = medelvärdet från samtliga mätningar

SE = standardfelet (standard error)

s^2 = den skattade variansen

n = antalet mätningar

X_i = resultatet från mätning i

Ett enklare sätt att räkna ut den skattade variansen (s^2) är att i Excel skriva ”=VARIANS($X_1;X_2;...;X_i$)”.

Eftersom sannolikheten för en viss avvikelse är känd går det också att räkna ut sannolikheten för en viss statusklass. Detta görs med hjälp av den kumulativa funktionen för t-fördelningen. Denna finns i Excel och skrivs då som ”=T.FÖRD(t-värde;n-1;SANT)*100. Genom att stegvis räkna ut sannolikheten för var och en av de fyra klassgränserna kan sannolikheten för alla fem klasser beräknas, se exempel i avsnitt 3.1.4 *Beräkningsexempel*.

3.1.3 Är resultatet säkert eller osäkert?

Enligt direktivet ska övervakningen utformas för att ”uppnå adekvat tillförlitlighet och noggrannhet i klassificeringen” (stycke 1.3 bilaga V i direktiv 2000/60/EG). Det framgår däremot inte vad som är adekvat tillförlitlighet.

Inte heller i den europeiskt framtagna vägledningen för statusklassning (European Commission 2003) anges vilken nivå av osäkerhet som är acceptabel. För att på ett praktiskt sätt kunna arbeta vidare med statusklassificeringen

används här en gräns på 20% sannolikhet för felklassificering, med avseende på god/måttlig-gränsen (eller annan relevant klassgräns). Om sannolikheten för felklassning är högre än 20% betecknas resultatet som ”osäkert”, är sannolikheten mindre än 20% betecknas det som ”säkert”. I exemplen nedan ska Exempel 1 därmed betraktas som osäkert, medan Exempel 2 är säkert. Detta tas med till den slutliga statusklassificeringen och tillförlitlighetsbedömningen som beskrivs i avsnitt 5. *Statusklassificering och tillförlitlighet*.

3.1.4 Beräkningsexempel

Nedan presenteras två exempel på hur klassningsosäkerheten kan beräknas med hjälp av ovan nämnda metoder. Detta för att visa den bakomliggande statistiken. Samma resultat kan erhållas genom att mata in värden för ekologiska kvalitetsfaktorer (EK-värden) och klassgränser i en excel fil som Havs- och vattenmyndigheten har tagit fram. Efter varje exempel visas hur samma resultat kan erhållas med hjälp av excel filen.

Exemplen nedan gäller bottenfauna i sjöars littoral (ASPT). I Tabell 1 presenteras gränsvärden samt den metodbundna osäkerheten (från HVMFS 2013:19)

Tabell 1. Bottenfauna i sjöar i Ilies ekoregion 14 (Centralslätten). Siffrorna anger typspecifika referensvärden, standardavvikelsen (SD), samt klassgränser för ekologiska kvalitetskvoter (EK) för indexet ASPT.

Litoral ASPT	
Osäkerhet (SD av EK)	0,057
Hög	≥0,95
God	≥0,70 och < 0,95
Måttlig	≥0,50 och < 0,70
Otillfredsställande	≥0,25 och < 0,50
Dålig	<0,25

Exempel 1:

I detta exempel finns endast en mätning av ASPT tillgänglig. EK-värdet av denna mätning är 0,69.

Med hjälp av klassgränsen mellan god och måttlig samt den metodbundna osäkerheten (standardavvikelse) som presenteras i Tabell 1 kan sannolikheten för att gränsen mellan god och måttlig status underskrids beräknas i Excel enligt ”=NORMFÖRD(0,7;0,69;0,057;SANT)*100”, vilket visar att det är ca 57% sannolikhet att god/måttlig-gränsen underskrids.

Utifrån de fyra klassgränserna och osäkerheten som anges i Tabell 1 kan det stegvis beräknas hur stor sannolikhet det är att det sanna värdet ligger inom var och en av de fem klasserna. Detta kan beräknas som:

$$P_{\text{dålig}} = \text{NORMFÖRD}(0,25;0,69;0,057;\text{SANT}) * 100 = 0,0\%$$

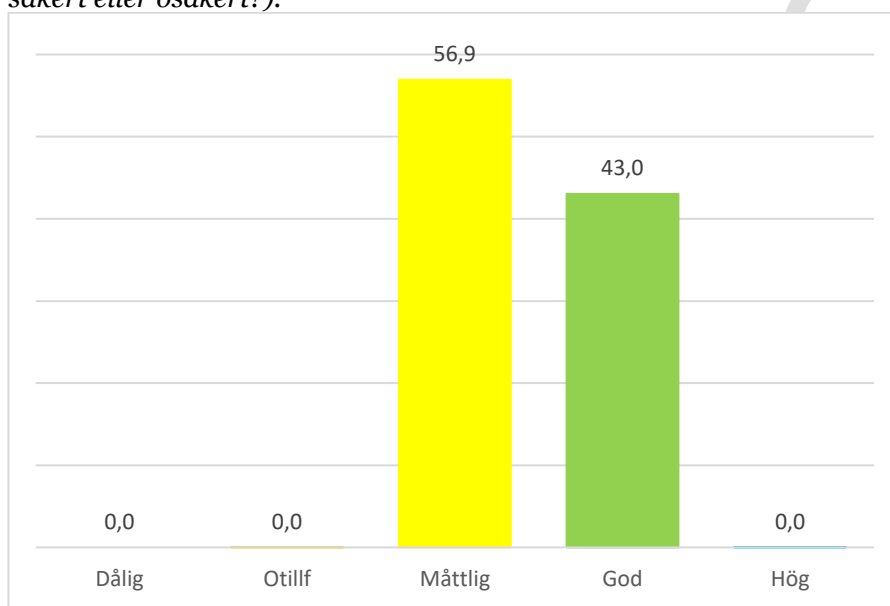
$$P_{\text{otillf}} = \text{NORMFÖRD}(0,5;0,69;0,057;\text{SANT}) * 100 - P_{\text{dålig}} = 0,0\%$$

$$P_{\text{måttlig}} = \text{NORMFÖRD}(0,7;0,69;0,057;\text{SANT}) * 100 - P_{\text{dålig}} - P_{\text{otillf}} = 56,9\%$$

$$P_{\text{god}} = \text{NORMFÖRD}(0,95;0,69;0,057;\text{SANT}) * 100 - P_{\text{dålig}} - P_{\text{otillf}} - P_{\text{måttlig}} = 43\%$$

$$P_{\text{hög}} = 100 - P_{\text{dålig}} - P_{\text{otillf}} - P_{\text{måttlig}} - P_{\text{god}} = 0,0\%$$

Resultatet av beräkningarna ovan presenteras i Figur 4. Klassningen för ASPT är i detta fall osäker eftersom det är 57% sannolikhet att status ska vara måttlig och 43% sannolikhet att status ska vara god (se avsnitt 3.1.3 *Är resultatet säkert eller osäkert?*).



Figur 4. Sannolikheten att den faktiska statusen för ASPT är måttlig är ca 57%. Sannolikheten att statusen egentligen är god är 43%.

Samma resultat kan erhållas från excel-filen genom att mata in klassgränser från Tabell 3, den metodbundna osäkerheten ($SD=0,057$), samt den ekologiska kvoten ($EK=0,69$) i excel-filen enligt Figur 5. Detta ska göras i fliken som heter "metodbunden osäkerhet".

	A	B	C	D	E
1		Gränser		Status	OSÄKER
2	H/G	0,95		$P \geq G$	43,0
3	G/M	0,7		$P < G$	57,0
4	M/O	0,5			
5	O/D	0,25			Sannolikhet (%)
6				Hög	0,0
7		EK		God	43,0
8	Osäkerhet (SD)	0,057		Måttlig	56,9
9	Ekologisk kvot	0,69		Otillf	0,0
10				Dålig	0,0

Figur 5. Beräkning av metodbunden klassningsosäkerhet med hjälp av excel-filen. De gula fälten visar var data behöver matas in. De gröna fälten visar den resulterande klassningen samt klassningsosäkerheten. I detta fall anges klassningen som osäker.

Exempel 2:

Här används ytterligare fyra EK-värden jämfört med exempel 1. Dessa är (utöver 0,69) 0,78, 0,80, 0,68 samt 0,76.

Medelvärde (\bar{X}), varians (s^2) och standardfel (SE) beräknas till:

$$\bar{X} = 0,742$$

$$s^2 = 0,0029$$

$$SE = \sqrt{\frac{0,0029}{5}} = 0,024$$

Därefter kan sannolikheten för respektive klass räknas ut stegvis enligt nedan. Gränsvärden som används är samma som i Exempel 1 och anges i Tabell 1.

$$P_{\text{dålig}} = T.FÖRD((0,25-0,742)/0,024;1;SANT)*100=0,0\%$$

$$P_{\text{otillf}} = T.FÖRD(0,5-0,742)/0,024;1;SANT)*100-P_{\text{dålig}}=00\%$$

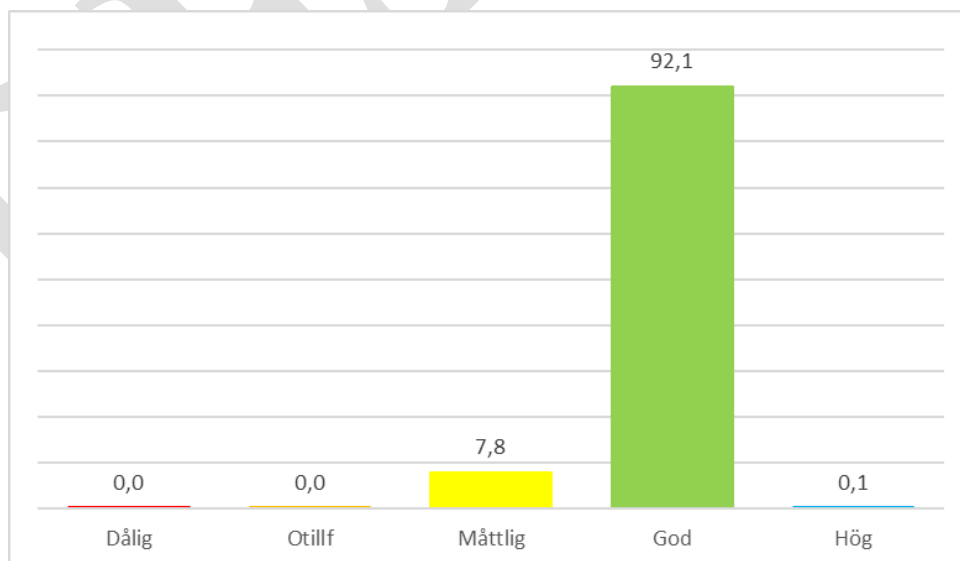
$$P_{\text{måttlig}} = T.FÖRD(0,7-0,742)/0,024;1;SANT)*100-P_{\text{dålig}} - P_{\text{otillf}} = 7,8\%$$

$$P_{\text{god}} = T.FÖRD(0,95-0,742)/0,024;1;SANT)*100-P_{\text{dålig}} - P_{\text{otillf}} - P_{\text{måttlig}} = 92,1\%$$

$$P_{\text{hög}} = 100-P_{\text{dålig}} - P_{\text{otillf}} - P_{\text{måttlig}} - P_{\text{god}} = 0,1\%$$

Resultatet av beräkningarna ovan presenteras i Figur 6. Klassningen för bottenfauna sätts i detta fall till god eftersom det är ca 92% sannolikhet att det är den korrekta klassningen.

Samma resultat kan erhållas från excelfilen genom att mata in klassgränser från Tabell 1 samt EK-värdena i excelfilen (Figur 7). Detta ska göras i fliken som heter "platspecifik osäkerhet".



Figur 6. Sannolikheten att den faktiska statusen är god eller högre är drygt 92%. Det finns dock en viss sannolikhet (7,8%) att statusen egentligen är måttlig eller sämre.

	A	B	C	D	E
1		Gränser		Status	God
2	H/G	0,95		$P \geq G$	92,1
3	G/M	0,7		$P < G$	7,9
4	M/O	0,5			
5	O/D	0,25			Sannolikhet
6				Hög	0,1
7		Data		God	92,1
8	Mätning 1	0,69		Måttlig	7,8
9	Mätning 2	0,78		Otillf	0,0
10	Mätning 3	0,8		Dålig	0,0
11	Mätning 4	0,68			
12	Mätning 5	0,76			
13	Mätning 6				

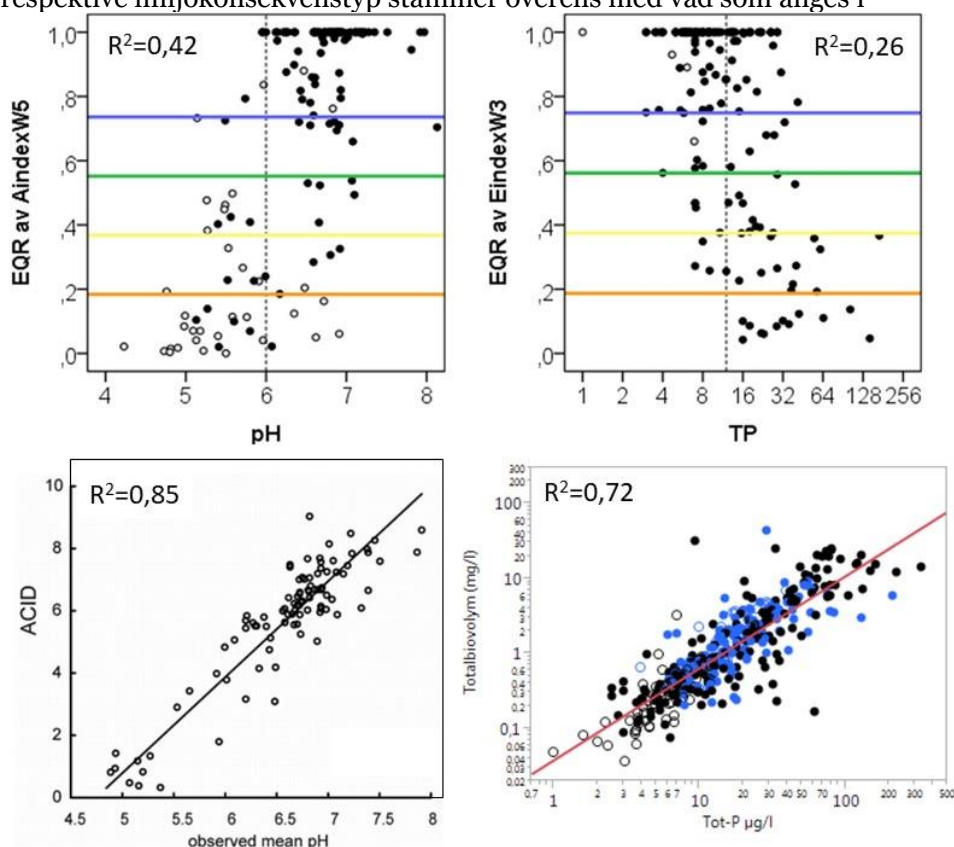
Figur 7. Beräkning av platsspecifik klassningsosäkerhet med hjälp av excel-filen. De gula fälten visar var data behöver matas in. De gröna fälten visar den resulterande klassningen samt klassningsosäkerheten. I detta fall anges klassningen till god.

3.1.5 Klassningsverktyg (WATERS)

Under det 5-åriga forskningsprogrammet WATERS utvecklades en generell metodik för statusbedömning av biologiska kvalitetsfaktorer (Bergstöm och Lindegarth 2016). Bedömningen sker på enskilda parametrar, kvalitetsfaktorer samt aggregerat till ekologisk status. För samtliga dessa hierarkiska nivåer utvecklades metoder för bedömning av klassningsosäkerhet. Havs- och vattenmyndigheten har under 2017 finansierat en vidareutveckling av detta arbete, vilket har lett till att en prototyp för ett web-baserat verktyg har tagits fram. I verktyget ingår de biologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer som ingår i SMHIs datavårdskap (d.v.s kustvatten). Under våren 2018 har arbetet med verktyget gått vidare genom att biologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer som ingår i SLUs datavårdskap inkluderats (inlandsvatten). Verktyget kommer också att provköras av ett antal handläggare på länsstyrelser. Målet är att verktyget ska vara operativt för både kust- och inlandsvatten under 2018.

Klassningsverktyget kan spara en hel del tid under arbetet med statusklassificering genom att det arbete som beskrivs i avsnitt 3.1 *Beräkning av osäkerhet*. Verktyget ger också en bättre bedömning av klassningsosäkerhet då det bygger på mer robust statistik där variationen skattas från ett större underlag. Precis som med alla verktyg är det dock viktigt att veta hur det ska användas för att undvika fel. Verktyget kommer erbjuda möjlighet att välja vilken miljökonsekvenstyp man vill undersöka. Urvalet av parametrar för

respektive miljökonsekvenstyp stämmer överens med vad som anges i



Figur 8. Korrelationer mellan fyra olika parametrar och surhet (vänster) samt fosfor (höger). Dessa är ACID (kiselalger) samt totalbiovolym (växtplankton i sjöar). Figuren är baseras på Holmgren och Kinnerbäck (2017), Andréen och Jarlman (2008), samt Drakare et al (2017).

Tabell 2. Alla parametrar svarar dock inte lika bra på respektive miljökonsekvenstyp, och det kan vara nödvändigt att välja bort vissa parametrar för att bedömningen ska baseras på den (eller de) mest indikativa parametrarna samt inte påverkas allt för mycket av slumpen. Detta beskrivs under 5.1 Val av kvalitetsfaktorer och parametrar.

4 Gruppering och expertbedömning

I många fall saknas underlag för att göra en statusklassificering baserat på övervakningsdata från aktuell vattenförekomst. För att ändå kunna klassificera vattenförekomsten kan gruppering eller expertbedömning användas, vilket beskrivs nedan.

4.1 Gruppering

För att använda övervakningsresurser på ett effektivt sätt kan grupper av vattenförekomster klassificeras ihop. Detta förutsätter att vattenförekomsterna ligger inom samma vattendistrikt, har samma typtillhörighet och är föremål för likartad påverkan (enligt 7 § HVMFS 2017:20). Om, till exempel, diffusa

utsläpp av näringsämnen från jordbruk har identifierats utgöra en betydande påverkanskälla i ett avrinningsområde så kan ett urval av representativa vattenförekomster i området användas för att verifiera detta och ligga till grund för klassificeringen. Gruppering är ett kostnadseffektivt sätt att statusklassa flera vattenförekomster där det bara finns övervakningsdata för ett mindre antal. Fördelarna måste dock vägas mot en, eventuellt, ökad osäkerhet.

Vid gruppering är en lämplig arbetsgång att först utvärdera om resultaten från de olika vattenförekomsterna för vilka det finns övervakning skiljer sig åt (statistiskt). Om de inte gör det kan man gå vidare och slå ihop vattenförekomsterna. Osäkerheten beräknas då på den variation som finns inom gruppen. I fall där många vattenförekomster övervakats och variationen mellan vattenförekomster är låg kan detta leda till en ökad säkerhet i klassificeringen eftersom antalet replikat ökar. Om variationen mellan vattenförekomster är stor och antalet lågt kan det istället ge en högre osäkerhet. Om någon vattenförekomst skiljer sig åt från övriga behöver orsaken till detta undersökas innan gruppering kan användas för klassificering.

4.2 Expertbedömning

I många fall där betydande påverkan har identifierats saknas data för att verifiera påverkansanalysen i enlighet med bedömningsgrunderna. Det kan också vara så att det finns data, men att antalet mätningar är för få för att uppfylla kraven i HVMFS 2013:19. Om det inte heller är möjligt att klassificera vattenförekomsten i grupp behöver en så kallad expertbedömning göras. Precis som vid bedömning enligt bedömningsgrunder är syftet att verifiera påverkansanalysen. Viktigt att notera är att alla parametrar inte behöver klassificeras. Valet av parametrar för klassificering ska baseras på aktuell påverkan och förväntad miljökonsekvenstyp (se 5.1 *Val av kvalitetsfaktorer och parametrar*). Det innebär, till exempel, att en expertbedömning av en kvalitetsfaktor inte ska utföras om en klassning för en mer lämplig kvalitetsfaktor redan finns tillgänglig.

Expertbedömningen av status kan behöva baseras på resultat från andra biologiska data än de som täcks av bedömningsgrunderna i HVMFS 2013:19 och/eller de fysikalisk-kemiska eller hydromorfologiska bedömningsgrunderna. Precis som då biologiska data enligt bedömningsgrunder används kan osäkerheten vara olika stor beroende på underlag för expertbedömningen samt om resultatet tydligt pekar på en viss klassificering.

Observera att underlag som använts för att peka ut betydande påverkan INTE ska användas för expertbedömning. Påverkansanalysen riskerar då att verifiera sig själv, vilket leder till en högre tillförlitlighetsklass än vad som egentligen är fallet, och ett behov av kompletterande övervakning missas i riskbedömningen.

4.2.1 Andra biologiska data

Det kan i en del fall finnas andra biologisk data än de bedömningsgrunder som beskrivs i HVMFS 2013:19 som kan användas för att verifiera

påverkansanalysen. Detta kräver dock en väldokumenterad koppling mellan biologin och aktuell påverkan. Det är också nödvändigt att det finns ett underlag som möjliggör en skattning av osäkerheten i förhållande till god/måttlig-gränsen (eller annan relevant klassgräns). Det vill säga när det finns ett förbättringsbehov. Nedan ges ett antal exempel (med referenser).

Regleringspåverkan, Makrofyter (WIC)

Makrofyter fungerar bra som indikatorer på regleringspåverkan och nedanstående metod kan användas som ett stöd i expertbedömning av status med avseende på makrofyter i regleringspåverkade vatten. Studier visar att det finns ett tydligt samband mellan vinternedsänkning av en sjö och förekomst av känsliga/toleranta arter för vattenståndsvariationer (Hellsten & Mjelde, 2009; Mjelde m.fl, 2012).

Indexet har indelats i olika statusklasser för att utvärdera regleringens påverkan på makrofytssamhället (Länsstyrelsen i Värmlands län, 2010). Dessa klassgränser stämmer relativt väl överens med resultat från undersökningar i norska och finska reglerade sjöar (Mjelde m.fl. 2012) och denna klassificering kan användas för en expertbedömning. Det finns många fler typer av regleringar än vinteravsänkning som potentiellt kan påverka makrofytssamhället, till exempel onaturligt jämnt vattenstånd eller små men mer frekventa nivåförändringar. Sambanden för dessa är dock inte tillräckligt klarlagda för att komma med generella råd för expertbedömningar.

Försurning, bottenfauna

För bedömning av försurning med hjälp av bottenfauna finns två index, MILA (sjöar) och MISA (vattendrag). För södra Sverige (region 1, se föreskrifter HVMFS 2017:20) är MILA en bedömningsgrund enligt HVMFS 2013:19. I övrigt har dock inte dataunderlaget varit tillräckligt bra för att kunna fastslå referensvärden och klassgränser. I brist på mer lämpligt underlag kan dock MILA/MISA ge information som underlättar en expertbedömning. Man ska då utgå ifrån Drakare et al (2017), och däri angivna referensvärden och klassgränser.

Föryngring av flodpärlmussla

Föryngring av flodpärlmussla är en indikator för miljö kvalitetsmålet levande sjöar och vattendrag (www.miljomal.se) och har också använts som stöd för expertbedömning av vattendrag i tidigare vattenförvaltningscykler. Flodpärlmusslan har minskat under 1900-talet till följd av, bland annat, morfologiska förändringar, försurning, övergödning samt genom vandringshinder som påverkar larvernas värd fiskar (lax och öring). Förändringar i flodpärlmusslans reproduktionsframgång ger ett mått på såväl vattenkvalitet som fysisk påverkan i vattendrag. Flodpärlmusslan är särskilt känslig för igenslamning av botten. Ett livskraftigt bestånd med fungerande reproduktion är ett tecken på ett fungerande ekosystem med liten grad av mänsklig påverkan.

I avsaknad av klassgränser och referensvärden för flodpärlmussla kan det vara svårt att beräkna osäkerheten i ett resultat. Endast mycket klara resultat ska därför användas och betecknas som säkra. Exempelvis kan avsaknad av föryngring i ett område där det tidigare har dokumenterats ses som ett ”säkert” tecken på påverkan. Det är dock svårt att använda mer kvantitativa mått som säkra tecken i endera riktningen.

Ålgräsängar, djuputbredning

Under forskningsprojektet WATERS togs det fram ett förslag på ny indikator för att bedöma status i kustvattenförekomster med hjälp av djuputbredningen hos ålgräs (Wikström et al 2016). Djuputbredningen minskar då ljuset inte tränger ner lika djupt i vattenpelaren. Faktorer som övergödning och grumling från båttrafik påverkar därmed djuputbredningen. Tyvärr saknades underlag för att färdigställa indikatorn så den kan införas i föreskrift under tredje förvaltningscykeln. Underlaget från bland annat forskningprogrammet WATERS är dock tillräckligt bra för att använda indikatorn lokalt som stöd för en expertbedömning. Detta gäller då framförallt där annan övervakning saknas.

Kiselalger

Kiselalger används för statusklassificering enligt föreskrifter HVMFS 2013:19 genom de två indexen IPS och ACID. Utöver dessa index finns fem stycken sidoindeks som kan ge ytterligare information, bland annat om påverkan. Detta beskrivs i vägledning för statusklassificering med kiselalger (**Havs- och vattenmyndigheten 2018b**).

Satellitdata för klorofyll och siktdjup

Som stöd för expertbedömningen av näringspåverkan kan klassificering av klorofyll och siktdjup med hjälp av satellitdata användas (Philipson et al 2015). Detta kan i en del fall till och med ge en säkrare statusklassificering än med bedömningsgrunder enligt föreskrifter HVMFS 2013:19, eftersom data från en längre tidsperiod kan inkluderas.

Främmande arter

Fynd av främmande arter i en vattenförekomst är alltid en bekräftelse på förekomst. I vilken mån detta också är en indikation på betydande förändringar i ekosystemet beror på arten i fråga. ArtDatabanken har fått i uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten och Naturvårdsverket att under 2018 riskklassificera invasiva främmande arter. Arbetet kommer vara färdigt under 2018. Denna klassificering syftar bland annat till att göra en bedömning av risken för påverkan på biologisk mångfald. Identifiering av påverkan och bedömning av miljökonsekvens utifrån främmande arter på vattenförekomstnivå behöver samordnas med ovanstående arbete och kan därför bli aktuellt först under 2019. Inför det arbetet kan Havs- och vattenmyndigheten komma med ytterligare vägledning.

Sjövattenförekomster i vattendrag

Av praktiska skäl har mindre sjöar ofta sammanförts med vattendrag i en och samma vattenförekomst, som då betecknas som ett vattendrag. Klassning för

dessa ska utgå ifrån övervakningsdata som beskriver aktuell påverkan. För aktiviteter som påverkar sjödelen i en ”kombinerad” vattenförekomst ska därför bedömningsgrunder för sjöar användas. Det faktum att sjöarna är mycket små kan dock påverka hur väl dessa bedömningsgrunder fungerar då referensmaterialet för framtagande av bedömningsgrunder baserats på större sjöar. Denna typ av begränsningar i bedömningsgrunder framgår i en del fall i respektive vägledning. För många miljökonsekvenstyper kan det vara möjligt att extrapolera mellan sjödelen och vattendragsdelen. Då kan båda typerna av bedömningsgrunder vara relevanta. Beroende på miljökonsekventyp, eller kombination av miljökonsekvenstyper, kan det finnas ett behov av att använda bedömningsgrunder för både sjöar och vattendrag. Eftersom detta i många fall tillförs ett mått av extra osäkerhet i klassningen ska dessa bedömningar betecknas som expertbedömningar, även om de utgår från bedömningsgrunder enligt HVMFS 2013:19.

4.2.2 Fysikalisk-kemiska bedömningsgrunder

I de fall där det saknas underlag för att använda biologiska bedömningsgrunder, men det finns data från fysikalisk-kemiska bedömningsgrunder, kan dessa ibland vara underlag för en expertbedömning. Detta gäller de fysikalisk-kemiska bedömningsgrunder där det utifrån miljökonsekvenstyp finns en väldokumenterad koppling till biologiska effekter.

Den fysikalisk-kemiska bedömningsgrunden för försurning utgår ifrån en modell (MAGIC) där effekten av kalkning räknas bort. Denna modell är därför inte lämplig för statusklassning av kalkade vatten. En ny modell är under utveckling och kommer att vara tillgänglig som ett stöd för expertbedömning av kalkade vatten där biologiska data saknas.

4.2.3 Hydromorfologiska bedömningsgrunder

I de fall där underlag saknas för att använda biologiska bedömningsgrunder, men det finns data för hydromorfologiska bedömningsgrunder, kan dessa ibland vara underlag för en expertbedömning. Det är då viktigt att man använder relevant bedömningsgrund med avseende på påverkan (se avsnitt 5.1.3 *Hydromorfologisk påverkan i sjöar och vattendrag*). En del hydromorfologiska bedömningsgrunder är av sin karaktär snarare beskrivningar av påverkan än av ekologisk status. Det blir därför särskilt viktigt att hålla isär vad som är en bedömning av påverkan och vad som är en bedömning av status. Annars riskerar klassningen att få en felaktig tillförlitlighet, vilket påverkar vilket förbättrings- respektive övervakningsbehov som erhålls i riskbedömningen (se avsnitt 6 *Riskbedömning*).

4.2.4 Är resultatet säkert eller osäkert?

Även vid expertbedömning behöver de preliminära bedömningarna delas in i ”säkra” och ”osäkra” resultat. Gränsen för när en bedömning är säker sätts även här till 20% sannolikhet för felklassificering med avseende på relevant klassgräns. Om det inte är möjligt att kvantifiera osäkerheten ska bedömningen i de flesta fall anses osäker. Undantag kan vara då expertbedömningen tydligt

styrker eller motbevisar påverkansanalysens bedömning, t.ex. avsaknad av föryngring hos flodpärlmussla till följd av ny verksamhet i ett vattendrag där föryngring tidigare varit dokumenterad. Den bedömda säkerheten tas med till den slutliga statusklassificeringen och tillförlitlighetsbedömningen som beskrivs i avsnitt 5. *Statusklassificering och tillförlitlighet*.

I fall där replikat saknas, och det inte finns underlag för att använda metodbunden osäkerhet, går det inte att beräkna osäkerheten. I praktiken gäller detta främst vissa av de fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska bedömningsgrunderna. I sådana fall är en lämplig tumregel att klasserna god och måttlig betraktas som osäkra, medan hög respektive otillfredsställande/dålig ses som säkra.

5. Statusklassificering och tillförlitlighet

I normalfallet används bedömningsgrunder i statusklassificeringen för att verifiera en typ av miljökonsekvens som har identifierats i påverkansanalysen. Detta beskrivs i avsnitt 5.3 *Statusklassificering och rimlighetsbedömning*. I vissa fall kan övervakningsdata också användas för att bedöma status hos vattenförekomster utan känd påverkan. Detta beskrivs i avsnitt 5.4 *Kontrollerande övervakning och revidering av påverkansanalys*.

5.1 Val av kvalitetsfaktorer och parametrar

För att bedöma konsekvensen av identifierad betydande påverkan ska operativ övervakning användas (se faktaruta: Operativ övervakning). De parametrar som ingår i den operativa övervakningen väljs så att de beskriver den eller de miljökonsekvenstyper som förväntas av påverkan. Vidare framgår det i CIS guidance 13 (European Commission 2003) att antalet parametrar ska minimeras för att undvika ökad osäkerhet (se faktaruta: Multiplicitetsproblemet och val av bedömningsgrunder). Detta kräver dock att det är känt vilken eller vilka parametrar som är bäst lämpade i olika situationer.

Faktaruta: Operativ övervakning (Direktivet, bilaga V, stycke 1.3.2)

Operativ övervakning skall genomföras för att

- fastställa statusen för de vattenförekomster som bedöms ligga i riskzonen för att inte uppfylla miljömålen, och
- bedöma de förändringar av statusen för dessa vattenförekomster som åtgärdsprogrammen resulterar i.

För att bedöma konsekvenserna av denna påverkan skall medlemsstaterna i relevanta delar övervaka

- parametrar för den biologiska kvalitetsfaktor, eller de biologiska kvalitetsfaktorerna, som är mest känslig(-a) för den påverkan som vattenförekomsterna utsätts för

Figur 8 visar exempel på hur olika parametrar reagerar på ökad surhet respektive en ökad koncentration av näringsämnen. De två fiskindexen AindexW5 och EindexW3 (överst i figuren) är framtagna för att svara specifikt

på försurning respektive övergödning. Korrelationerna är dock svaga (förklarar 42 respektive 26% av variationen) och risken för felklassificering är hög. Vid pH i intervallet 6-7 och vid fosforhalter i intervallet 10-50 µg/l är spridningen så stor att samtliga statusklasser är representerade. För kiselalgsindexet ACID (försurning) samt totalbiovolym av växtplankton (näringpåverkan) är förklaringsgraden av respektive påverkansfaktor betydligt högre, vilket betyder att säkrare klassificering erhålls.

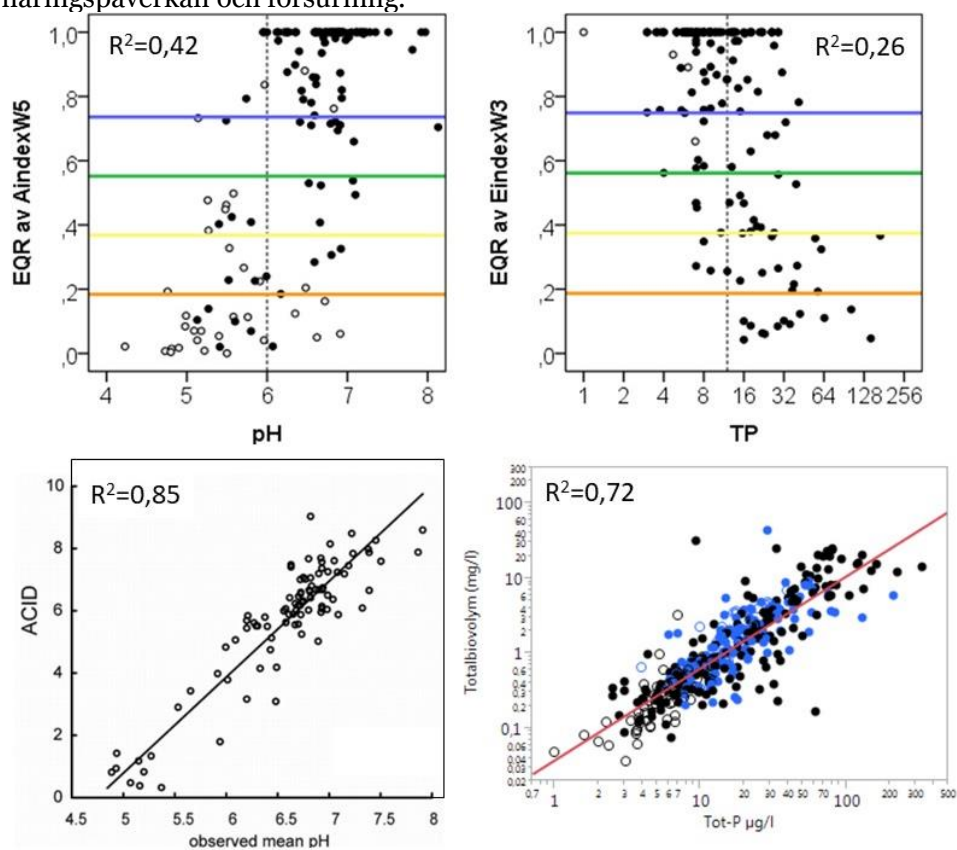
Det saknas idag tillräcklig kunskap om de olika organismgruppernas relativa känslighet för alla typer av påverkan för att kunna ge definitiva svar på vilken parameter som ska användas i varje enskilt läge. Det går dock att ge generella rekommendationer, särskilt för de mest välundersökta miljökonsekvenstyperna

Faktaruta: Multiplicitetsproblemet och val av bedömningsgrunder

Principen om att "sämst styr" är avsedd för att låta den känsligaste delen av ekosystemet avgöra statusen. Detta kräver dock att man på förhand kan identifiera vilken eller vilka parametrar som beskriver den känsligaste delen av ekosystemet. Om man istället analyserar all data som är tillgänglig och låter sämsta resultatet representera känsligaste delen av ekosystemet så uppstår något som kallas multiplicitetsproblemet.

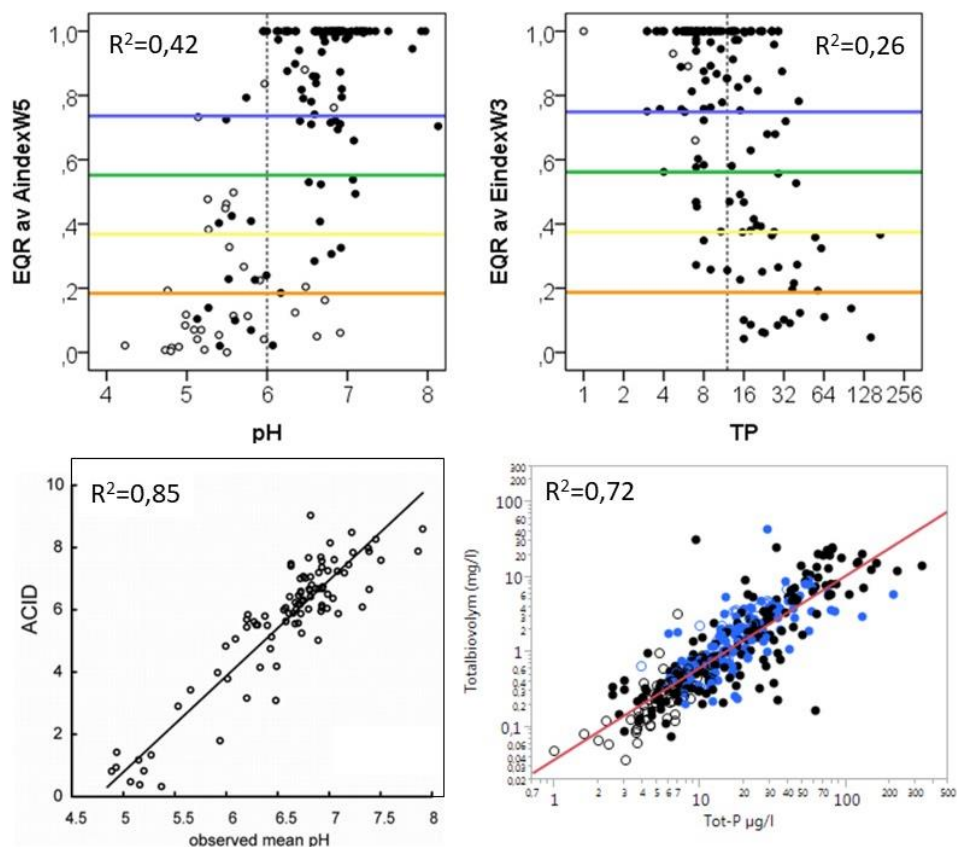
Detta innebär att sannolikheten för felaktiga sänkningar av status blir oacceptabelt hög. Som exempel kan nämnas att det för sjöar finns elva potentiellt utslagsgivande parametrar. Om alla dessa analyseras, och sannolikheten för ett felaktigt resultat är 20%, så blir den totala sannolikheten för att felaktigt sänka statusen för ett opåverkat vattendrag hela 91%. För att minska denna risk ska **endast bedömningsgrunder som svarar på aktuell miljökonsekvenstyp** användas. För sjöar finns det fem potentiellt utslagsgivande parametrar för näringpåverkan. Om samtliga fem används enligt principen "sämst styr", och sannolikheten för fel är 20%, så blir sannolikheten att felaktigt sänka status 67%. För att undvika en allt för stor risk för felaktiga sänkningar av status bör därför **inte mer än två parametrar användas per miljökonsekvenstyp**. Detta inkluderar biologiska och fysikalisk-kemiska parametrar.

näringpåverkan och försurning.



Figur 8. Korrelationer mellan fyra olika parametrar och surhet (vänster) samt fosfor (höger). Dessa är ACID (kiselalger) samt totalbiovolym (växtplankton i sjöar). Figuren är baseras på Holmgren och Kinnerbäck (2017), Andrén och Jarlman (2008), samt Drakare et al (2017).

Tabell 2 ger en sammanfattning av vilka miljökonsekvenser de olika biologiska bedömningsgrunderna passar för att bedöma.



Figur 8. Korrelationer mellan fyra olika parametrar och surhet (vänster) samt fosfor (höger). Dessa är ACID (kiselalger) samt totalbiovolym (växtplankton i sjöar). Figuren är baseras på Holmgren och Kinnerbäck (2017), Andrén och Jarlman (2008), samt Drakare et al (2017).

Tabell 2. Biologiska bedömningsgrunder enligt föreskrifter HVMFS 2013:19.

Ytvattentyp	Kvalitetsfaktor	Parameter	Miljökonsekvenstyp
Sjö	Växtplankton	PTI	Näringspåverkan
		TotBio/Klorofyll a Cyanobakterier	
		Artantal	Försurning
	Makrofyter	TMI	Näringspåverkan
	Kiselalger	IPS	Näringspåverkan, org. föroreningar
		ACID	Försurning
	Bottenfauna	ASPT	Allmän påverkan, inklusive grumling
		BQI	Näringspåverkan, org. föroreningar
		MILA	Försurning
Fisk	EQR8	Allmän påverkan, inklusive hydrologisk påverkan	
	EindexW3	Näringspåverkan	
	AindexW5	Försurning	
Vattendrag	Kiselalger	IPS	Näringspåverkan, org. föroreningar
		ACID	Försurning
	Bottenfauna	ASPT	Allmän påverkan, inklusive grumling
		DJ-index	Näringspåverkan
	Fisk	VIX (VIXh, VIXsm VIXmorf)	Hydrologisk och morfologisk påverkan, konnektivitet, näringspåverkan, försurning
Kustvatten	Bottenfauna	BQIm	Näringspåverkan, org. föroreningar
	Makrofyter	Djuputbredning	Näringspåverkan, grumling
	Växtplankton	Biovolym Klorofyll a	Näringspåverkan

5.1.1 Näringspåverkan och organisk påverkan i sjöar och vattendrag

Förhöjda halter av näringsämnen påverkar främst primärproducenter eftersom de har ett direkt beroende av näringsämnen. I sjöar bör i första hand växtplankton väljas då det ger ett robustare mått (baserat på flera ingående parametrar) som integrerar en större vattenvolym samt har referensvärden framtagna för flera sjötyper. I vattendrag bör kiselalger väljas i första hand. Kiselalger kan också ge bra information i sjöar, men är något mindre precist då, till exempel, justering utifrån sjötyp inte är möjligt. Makrofyter har också ett direkt beroende av näringsämnen, men precisionen minskar p.g.a. att andra faktorer, som bottenstrukturer, har betydelse för förekomsten.

En indirekt effekt av näringspåverkan är syrebrist till följd av ökad nedbrytning av biologiskt material. Detta påverkar bottenfauna och fisk. Det kan dock vara svårt att avgöra om effekten beror på näringspåverkan, annan tillförsel av organiskt material, eller har andra orsaker (inklusive naturliga). Kvalitetsfaktorerna bottenfauna och fisk bör därför främst användas vid organisk påverkan, eller då en kombination av näringspåverkan och organisk påverkan är trolig.

En aspekt att ta med i valet av kvalitetsfaktor/parameter är också hur snabbt de reagerar på en påverkan respektive återhämtar sig då påverkan minskar/upphör. Bottenfauna och fisk kan antas reagera långsammare på en förändring än växtplankton. Detta kan vara både en fördel och en nackdel, beroende på hur den påverkan som undersöks ser ut. Utsläpp av näringsämnen på våren som leder till syrebrist tidigt på sommaren kan till exempel missas i ett växtplanktonprov i augusti, men fortfarande synas i bottenfaunan på hösten.

Den fysikalisk-kemiska bedömningsgrunden för näringsämnen kan användas för att sänka status till måttlig. Det betyder att ett förbättringsbehov kan identifieras i enlighet med bedömningsgrunderna utan att någon biologisk kvalitetsfaktor används. Här ska det dock observeras att näringsämnen bara ger en bild av tillståndet precis när provet tas. Det betyder att tillfälliga variationer, till exempel i vattenflöde, kan få stor effekt på resultatet.

5.1.2 Försurning i sjöar och vattendrag

Det finns flera parametrar i bedömningsgrunderna som är utvecklade för att svara på surhet. Genom jämförelse med förväntad surhet (referens-pH) kan sedan status sättas med avseende på antropogen försurning. Referensvärdet för pH tas normalt fram med hjälp av MAGIC-modellen, men det går också att använda historiska mätningar från tiden innan försurningen. Utav de biologiska bedömningsgrunderna har kiselalgsindexet ACID starkast koppling till pH-värde (se Figur 8). Även bottenfauna och växtplankton har parametrar som är användbara för att avgöra försurningspåverkan. För fisk är bedömningsgrunderna inte utvecklade för att väga in referens-pH. Då behöver försurningspåverkan avgöras genom en expertbedömning. I första hand bör därför kiselalger användas för att bedöma försurning, men om annan

övervakning finns tillgänglig så kan det ofta ge den information som behövs för klassificeringen. Detta gäller särskilt om dessa ger ett tydligt svar med hög tillförlitlighet. Då biologiska data saknas kan den fysikalisk-kemiska bedömningsgrunden för försurning användas som ett stöd för expertbedömning. I kalkade vatten fungerar dock inte den gamla MAGIC-modellen. En ny modell är under utveckling, och kommer finnas tillgänglig som stöd för expertbedömning av kalkade vatten.

5.1.3 Hydromorfologisk påverkan i sjöar och vattendrag

Vilken eller vilka biologiska bedömningsgrunder som är bäst lämpade för att påvisa hydromorfologisk påverkan beror på påverkans natur. För bristande konnektivitet i vattendrag kan bedömningsgrunden för fisk i vattendrag vara till hjälp (VIX och sidoindeks VIXh). I fall där sådan övervakning saknas kan en expertbedömning krävas, exempelvis med stöd från den hydromorfologiska bedömningsgrunden för konnektivitet.

Vid påverkan genom rätning och kanalisering av vattendrag kan indexet VIXmorf vara användbart för vattensträckor som passar för bedömningsgrunden för fisk i vattendrag (se Havs- och vattenmyndigheten 2018x). Även indikatorn för generell påverkan på bottenfauna (ASPT) kan vara användbar. Den går också att använda i mer lugnflytande delar av ett vattendrag. I fall där lämplig övervakning saknas kan en expertbedömning krävas, exempelvis med stöd från den hydromorfologiska bedömningsgrunden för morfologiskt tillstånd.

Grumling i vattendrag kan påverka bottenlevande djur i lugnflytande områden där små partiklar sedimenterar. Här kan indikatorn för generell påverkan på bottenfauna (ASPT) vara användbar. Den hydromorfologiska bedömningsgrunden för vattendragsfårans bottensubstrat kan vara ett stöd.

I sjöar kan den generella indikatorn EQR8 vara ett stöd för att bekräfta hydromorfologisk påverkan. I så fall är det viktigt att först göra en bedömning om aktuella påverkan förväntas påverka fisksamhället på ett sätt som ger utslag i EQR8. Som ett stöd för expertbedömning av regleringspåverkan i sjöar kan makrofyter användas. Indikatorn WIC (Water level regulation index, Hellsten & Mjelde, 2009) bedöms ha god koppling till vintersänkning i regelrade sjöar.

5.1.4 Flera miljökonsekvenstyper i sjöar och vattendrag

När påverkan ger upphov till flera miljökonsekvenstyper samtidigt kan dessa var för sig vara så små att de inte har någon (relevant) biologisk effekt, men sammantaget ändå resultera i att status är måttlig (eller sämre). I sådana fall är det inte säkert att parametrar som svarar specifikt på en miljökonsekvenstyp, t.ex. växtplankton i sjöar för näringspåverkan, ger rätt klassificering. De generella parametrarna EQR8 (fisk i sjöar), VIX (fisk i vattendrag), samt ASPT (bottenfauna i sjöar och vattendrag) kan ge en bättre bedömning av den sammantagna effekten av flera miljökonsekvenstyper.

5.1.5 Statusklassificering i kustvatten

I kustvatten används tre kvalitetsfaktorer; växtplankton, makrofyter och bottenfauna. Samtliga svarar på näringspåverkan. Makrofyter svarar även på grumling och bottenfauna kan reagera på organisk förorening. Av samma orsaker som nämnts ovan är det rimligt att i första hand använda växtplankton för att verifiera en näringspåverkan. Detta styrks ytterligare av att forskningsprogrammet WATERS identifierade stora brister i bedömningsgrunderna för makrofyter och bottenfauna. Nya övervakningsprogram är på plats som ska generera data för att utveckla dessa bedömningsgrunder. Tills vidare är det dock de gamla bedömningsgrunderna som finns för dessa kvalitetsfaktorer. Detta innebär att de kan användas för statusklassificering, men att det bör ske med försiktighet.

5.2 Tillförlitlighet

Vid statusklassificering ska en tillförlitlighet tilldelas klassificeringen. Tillförlitligheten ger en sammanvägning av klassningsosäkerhet, pålitlighet i underlag från övervakning, samt överensstämmelse mellan påverkansanalys och övervakningsdata, och beskriver därmed i vilken mån klassificeringen är pålitlig. Tillförlitligheten är viktig för att bestämma behovet av åtgärder och övervakning (se avsnitt 6 *Riskbedömning*). Tillförlitligheten delas in i fyra kategorier, i enlighet med vad som ska rapporteras in till EU (WFD Reporting Guidance 2016). De fyra kategorierna, och vad de representerar, beskrivs i Tabell 3. Observera att denna indelning i klasser för tillförlitlighet skiljer sig åt från den tillförlitlighet som tidigare har rapporterats in till VISS (klasser A-D).

Tabell 3. De fyra tillförlitlighetsklasserna som erhålls vid klassificering, samt vad respektive klass får för betydelse i riskbedömningen.

Tillförlitlighet	Underlag och säkerhet	Betydelse vid riskbedömning
3 – Hög	Bedömning baseras på mätdata för relevant biologisk kvalitetsfaktor samt stödjande parameter. Osäkerheten hos klassificeringen är högst 20%.	Vid sämre än god status föreligger ett förbättringsbehov. Operativ övervakning för att följa effekt av åtgärder. Vid god status eller bättre kan lägsta intensitet av kontrollerande övervakning användas.
2 – Medel	Expertbedömning baserad på annan biologisk kvalitetsfaktor, begränsade biologiska data, eller stödjande parametrar. Osäkerheten hos klassificeringen är högst 20%.	Vid sämre än god status föreligger ett förbättringsbehov. Operativ övervakning för att följa effekt av åtgärder. Vid god status eller bättre kan lägsta intensitet av kontrollerande övervakning användas.
1 - Låg	Bedömningsgrunder eller expertbedömning med klassningsosäkerhet som är högre än 20%.	Information otillräcklig för att identifiera förbättringsbehov. Operativ övervakning behövs för att säkerställa status.
0 – Information saknas	Underlag för att bedöma klassningsosäkerhet saknas.	Information otillräcklig för att klassificera kvalitetsfaktor. Operativ övervakning behövs för att säkerställa status.

5.3 Statusklassificering och rimlighetsbedömning

För statusklassificering ska data från den *operativa övervakningen* användas. Den operativa övervakningen ska designas för att undersöka den betydande påverkan som har identifierats inom avrinningsområdet. Endast parametrar som är indikativa på aktuell påverkan ska ingå i klassificeringen (se avsnitt 5.1 *Val av kvalitetsfaktorer och parametrar*). Det betyder också att endast dessa kvalitetsfaktorer ska klassificeras, övriga förblir oklassade. För att undvika en oacceptabelt stor risk för att felaktigt klassificera ekologisk status till sämre än god bör max två parametrar användas per påverkantyp (se faktaruta: Multiplicitetsproblemet och val av bedömningsgrunder). Den motsatta risken, att missa en faktisk miljökonsekvens, är betydligt mindre eftersom osäkra resultat tolkas som tecken på sänkt status (i enlighet med försiktighetsprincipen).

Då osäkerheten har räknats ut enligt avsnitt 3.1 *Beräkning av osäkerhet* ska det flödesschema som anges i Figur 9 användas för att bestämma status och tillförlitlighet. Detta ska göras för varje identifierad typ av påverkan. I analysen kan då flera parametrar ingå, exempelvis en parameter för biologi och en stödjande parameter. Första steget i Figur 9 är att avgöra om övervakningen visar att status ligger över eller under relevant klassgräns, eller om det är osäkert (se avsnitt 3.1 *Beräkning av osäkerhet*).

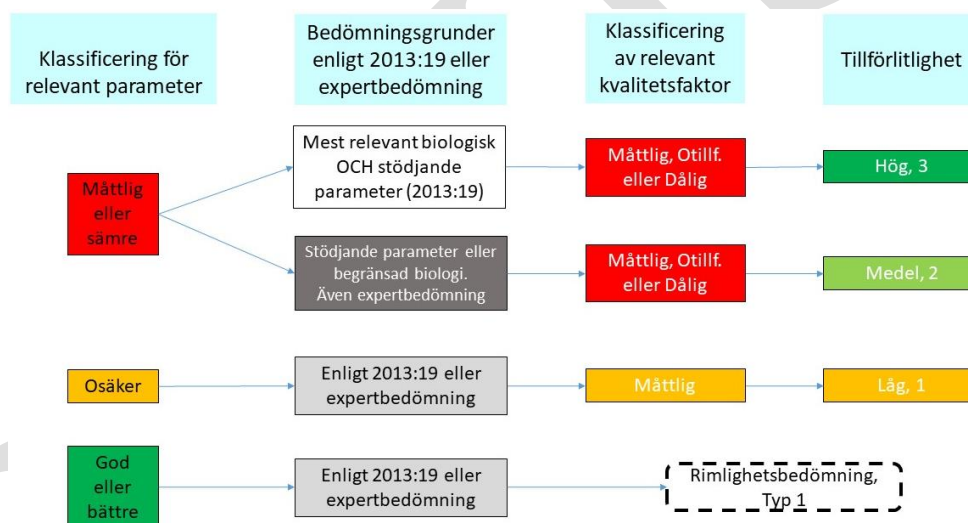
Om status med minst 80% säkerhet ligger under god/måttlig-gränsen (eller hög/god-gränsen om status tidigare varit hög) så bekräftas påverkansanalysen, och status sätts i enlighet med vad övervakningen visar. Tillförlitligheten sätts till hög (3) då bedömningen baserats på relevant biologisk OCH stödjande parameter enligt HVMFS 2013:19. Ett typiskt exempel kan vara då växtplankton och näringsämnen används för att bedöma status till följd av näringspåverkan i en sjö. Om underlaget är sämre, men ändå tydligt visar på en effekt, sätts tillförlitligheten till medel (2). Hit räknas således fall med begränsade biologiska data, bedömningar baserade endast på stödjande parametrar, samt expertbedömningar. I en del fall kan det vara svårt att avgöra om det ska vara tillförlitlighet 3 eller 2, t.ex. om data finns för biologisk och stödjande parameter, men den biologiska är inte den mest indikativa för påverkantypen. Då kan det vara värt att notera att båda dessa tillförlitlighetsklasser indikerar ett förbättringsbehov med efterföljande operativ övervakning (se avsnitt 6 *Riskbedömning*). Det är således inte avgörande för framtida åtgärds- och övervakningsprogram om tillförlitligheten sätts till 3 eller 2. Däremot rapporteras det in till EU och ger en indikation om vilken övergripande säkerhet i bedömningen Sverige, och andra länder, har.

Då det är osäkert (<80%) om klassningen enligt övervakningsdata ligger över eller under god/måttlig-gränsen, så sätts status för kvalitetsfaktorn (tillfälligt) till måttlig med låg (1) tillförlitlighet. Detta gäller även för fall där relevanta biologiska och stödjande parametrar ger olika svar. Detta indikerar ett behov av ökad övervakning (se avsnitt 6 *Riskbedömning*), vilket på sikt kan leda till en ändrad status och en högre tillförlitlighet.

Om istället data från övervakningen visar på god status eller bättre med minst 80% säkerhet så behöver en rimlighetsbedömning utföras (se avsnitt 5.3.1 *Rimlighetsbedömning, Typ 1*). Detta för att säkerställa om den identifierade betydande påverkan faktiskt inte leder till någon miljökonsekvens.

Bedömningen görs per miljökonsekvenstyp. Det innebär att parametrar som svarar på samma miljökonsekvens bedöms i grupp, företrädesvis biologisk och stödjande parameter. Ekologisk status sätts sedan enligt principen sämst styr baserat på samtliga biologiska kvalitetsfaktorer som bedömts utifrån relevanta miljökonsekvenstyper. Tillförlitligheten för ekologisk status baseras på den kvalitetsfaktor som med högst tillförlitlighet bekräftar ett förbättringsbehov. Undantag är om klassificeringen för samtliga kvalitetsfaktorer är god eller bättre (efter Rimlighetsbedömning, Typ 1). Då sätts ekologisk status enligt de principer som redogörs för i avsnitt 5.4 *Kontrollerande övervakning och revidering av påverkansanalys*.

Om ingen övervakning är tillgänglig, och det inte heller är möjligt att gruppera eller expertbedöma relevant kvalitetsfaktor, sätts ekologisk status (tillfälligt) till måttlig med tillförlitligheten 0 (information saknas), medan samtliga kvalitetsfaktorer lämnas oklassade.



Figur 9. Figuren beskriver statusklassificering för en vattenförekomst där påverkansanalysen har identifierat betydande påverkan. Resultatet i klassificeringen betecknas som osäkert om det inte med 80% säkerhet går att avgöra om statusen är över eller under gränsen mellan god och måttlig.

5.3.1 Rimlighetsbedömning, Typ 1

Syftet med rimlighetsbedömningen är att säkerställa att den ekologiska statusen stämmer överens med förutsättningarna för vattenförekomsten. Då påverkansanalysen och bedömningsgrunder ger olika bild av tillståndet i miljön så måste orsaken till detta undersökas. I många fall kan det vara nödvändigt att kontakta utföraren av övervakning och/eller analys för att reda ut i vilken mån bedömningsgrunden ger en rättvisande bild av statusen för vattenförekomsten. Nedan listas ett antal möjligheter till fel som behöver beaktas i denna typ av rimlighetsbedömning. I Figur 10 visas ett flödesschema för bedömningen.

Representativa data

Rättvisande klassificering av status med utgångspunkt från biologiska bedömningsgrunder kräver att mätningarna är representativa för vattenförekomsten och den påverkanstyp man vill undersöka. I första hand tänker man här på geografisk representativitet. Om, till exempel, en vattenförekomst har flera delar med begränsat vattenutbyte sinsemellan så ska övervakningen ske i den del där påverkan förväntas förekomma. Den påverkade delen får dock inte vara allt för liten. En tumregel kan vara att delar som är för små för att själva vara vattenförekomster (<0,5 km²) inte ska styra status i en sjövattnförekomst, såvida inte särskilda naturvärden gör att den mindre delen är viktig för ekologin i hela systemet (t.ex. lekområde för fisk).

Det kan också finnas en tidsmässig dynamik i det biologiska systemet som gör att tidpunkten för mätningen inte är representativ för statusen. Detta kan, till exempel, handla om en stor naturlig störning som påverkat vattenförekomsten tillfälligt, så som extremt höga eller låga vattenflöden. Responsen på tillfälliga förändringar i miljön kan se olika ut beroende på vilka parametrar som klassificeras eftersom de kan reagera olika snabbt på miljöförändringar. Exempelvis svarar växtplankton (dagar, veckor) betydligt snabbare än makrovegetation och bottenfauna (månader, år). Meteorologiska data för perioden kan då vara till hjälp för att identifiera extrema förhållanden i samband med provtagning. Klassificeringar av ekologisk status ska helst göras på underlag från flera års övervakning. På så vis blir påverkan från enstaka "outliers" mindre. Den rekommenderade mätintensiteten varierar mellan olika bedömningsgrunder (se HVMFS 2013:19 samt tillhörande vägledning). Trots detta är det viktigt att man vid utvärderingen inte enbart tittar på slutresultatet (medelvärde), utan även ser om något enstaka värde avviker kraftigt. Om det gör det får man gå vidare och undersöka varför resultatet avviker, och eventuellt stryka det från bedömningen.

I första hand stryks icke-representativa data från bedömningen. Om inga data kvarstår för analysen sätts status till måttlig, med tillförlitligheten 0 (information saknas).

Avvikande referensförhållanden

Bedömningsgrunderna utgår ifrån ett referensförhållande som är satt för att representera det naturliga förhållandet, utan mänsklig påverkan. På grund av variationer i landskapet kan detta referensförhållande se olika ut i olika vattenförekomster. Detta tas delvis hänsyn till i många bedömningsgrunder då referensvärde justeras utifrån olika faktorer, t.ex. geografisk läge, naturlig surhet mm. Referensförhållandena för de biologiska bedömningsgrunderna är dock i flera fall framtagna på en relativt grov skala, t.ex. ekoregion. Det kan mycket väl finnas lokala förhållanden som avviker från detta, och därmed ger en felaktig klassning. Som exempel kan nämnas att kiselalgsindexet IPS har samma referensvärde över hela Sverige. Det innebär, till exempel, att en naturligt näringsfattig sjö löper större risk att felaktigt klassas till minst god status. Om vattenförekomsten har avvikande referensförhållanden som gör att

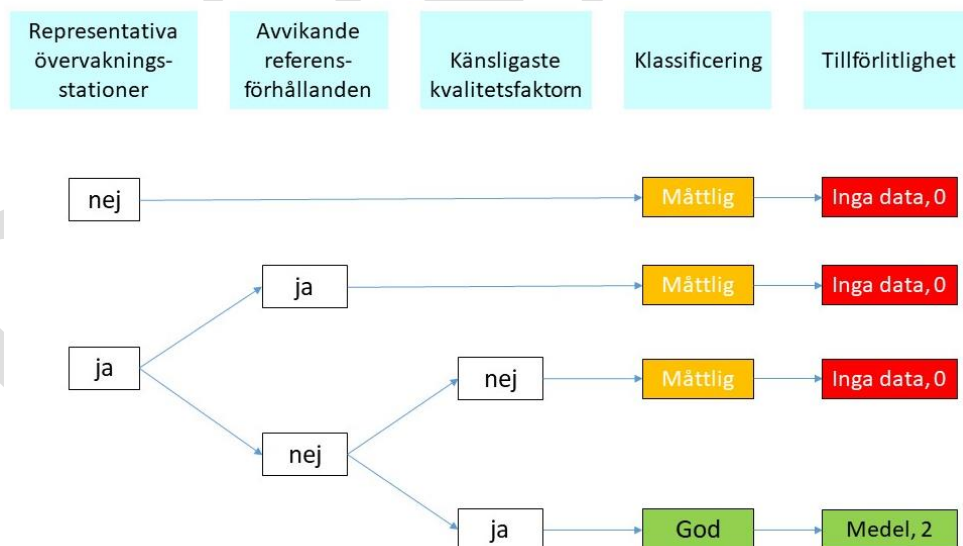
resultatet blir felaktigt eller svårtolkat sätts status till måttlig med tillförlitligheten 0 (information saknas).

Känsligaste kvalitetsfaktorn

Vattendirektivet bygger på principen att den känsligaste delen av ekosystemet ska styra statusklassificeringen. Det är dock inte säkert att tillgängliga övervakningsdata representerar den känsligaste delen av ekosystemet. Generell vägledning om vilka parametrar som svarar bäst på olika miljökonsekvenstyper ges i avsnitt 5.1 *Val av kvalitetsfaktorer och parametrar*). Om det är troligt att tillgängliga övervakningsdata inte representerar känsligaste delen av ekosystemet sätts status till måttlig med tillförlitligheten 0 (information saknas).

Revidering av påverkansanalys

Om det avvikande resultatet från bedömningsgrunder eller expertbedömning klarar den kvalitetskontroll som anges i Figur 10 så är det troligaste att påverkansanalysen är felaktig. Status för kvalitetsfaktorn sätts då till god och tillförlitligheten till medel (2). Detta är ett väntat utfall i många vattenförekomster eftersom påverkansanalysen ska tillämpa försiktighetsprincipen och hellre ta med för mycket än för lite. Resultatet blir då att påverkansanalysen får revideras med utgångspunkt i att övervakningsdata gett ny information. Ett lämpligt första steg är att ta reda på om andra jämförbara objekt i området har liknande avvikelser. Detta ger information om påverkansanalysen behöver revideras på en större skala, eller om det bara är påverkansanalysen för den aktuella vattenförekomsten (eller gruppen) som behöver revideras.



Figur 10. Förslag på arbetsgång för kvalitetskontroll av en bedömning som visar på god status (eller bättre) då påverkansanalysen har pekat ut betydande påverkan.

5.4 Kontrollerande övervakning och revidering av påverkansanalys

Då **ingen betydande påverkan har identifierats i påverkansanalysen ska ekologisk status i normalfallet sättas till god**. Detta kan göras utan stöd av övervakningsdata. Tillförlitligheten sätts då till 1 (låg). Någon klassificering av enskilda kvalitetsfaktorer sker inte. För ett urval av vattenförekomster förekommer dock kontrollerande övervakning (se faktaruta: Kontrollerande övervakning). Denna kan ge en annan bedömning genom att antingen betydande påverkan identifieras och status sätts till sämre än god, eller genom att övervakningen verifierar god status (eller bättre) och därmed ger en högre tillförlitlighet. Genom att klassificera vattenförekomster utan betydande påverkan i grupp kan ett större antal uppnå högre tillförlitlighet, vilket har betydelse för framtida utformning av program för kontrollerande övervakning (se avsnitt 6 *Riskbedömning*). Det bör dock noteras att kontrollerande övervakningen inte är avsedd för statusklassificering utan snarare ska ses som ett stöd för bedömningen av betydande påverkan. Exempelvis så är alla kvalitetsfaktorer representerade, vilket betyder att risken för felaktiga klassificeringar ökar (se faktaruta: Multiplicitetsproblemet och val av bedömningsgrunder). I många fall är också mätintensiteten låg (6:e eller 18:e år), vilket leder till ökad risk för felaktiga klassificeringar (se avsnitt 3.1.2 *Beräkning av objektspecifik osäkerhet*). Detta är viktigt att vara medveten om då resultaten från kontrollerande övervakning analyseras.

Kontrollerande övervakning (Direktivet, bilaga V, stycke 1.3.1)

Medlemsstaterna skall inrätta program för kontrollerande övervakning för att inhämta uppgifter i syfte att

- komplettera och bekräfta det förfarande för bedömning av miljöpåverkan som anges i bilaga II,
- kunna utforma effektiva och ändamålsenliga övervakningsprogram i framtiden,
- bedöma de långsiktiga förändringarna i naturliga förhållanden,
- bedöma de långsiktiga förändringar som orsakas av omfattande mänsklig verksamhet

...

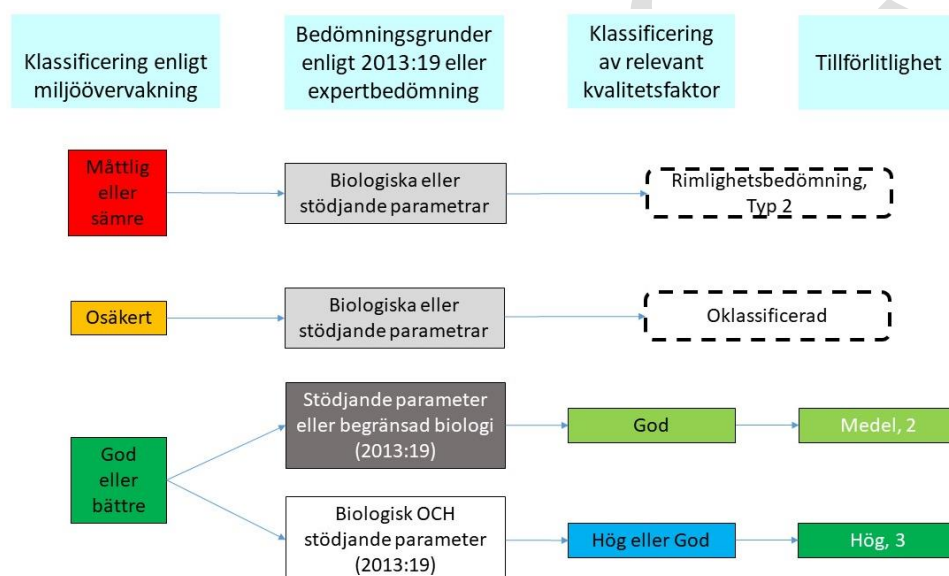
Kontrollerande övervakning skall för varje övervakningsstation ske under en period av ett år inom förvaltningsplanens tidsram när det gäller

- parametrar som indikerar samtliga biologiska kvalitetsfaktorer,
- parametrar som indikerar samtliga hydromorfologiska kvalitetsfaktorer,
- parametrar som indikerar samtliga allmänna fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer...

Om status med minst 80% säkerhet ligger över god/måttlig-gränsen för en kvalitetsfaktor sätts status och tillförlitlighet enligt Figur 11. För att sätta hög status för en biologisk kvalitetsfaktor ska även stödjande parameter visa på hög status och klassningsosäkerheten ska baseras på hög/god-gränsen istället för god/måttlig-gränsen. Det innebär att hög status endast ska sättas om det är minst 80% säkert att det är den korrekta statusen. Detta för att undvika att hög status sätts på felaktiga grunder, vilket senare kan få orimliga konsekvenser på grund av icke-försämringskravet.

Om data från kontrollerande övervakning visar att status med minst 80% säkerhet ligger under god/måttlig-gränsen för någon kvalitetsfaktor kan det indikera att påverkansanalysen har missat någon betydande påverkan. Detta ska då inte användas som ett underlag för statusklassificering, utan istället initiera ett arbete för att identifiera påverkan. Detta kan vara en tidsödande och kostsam process som, bland annat, kan inkludera undersökande övervakning och en noggrann genomgång av lokala påverkanskällor. Det är därför viktigt att processen inte initieras på felaktiga grunder. Därför måste först en kvalitetskontroll av data utföras (se avsnitt 5.4.1 *Rimlighetsbedömning, Typ 2*).

Om resultatet för någon kvalitetsfaktor är osäker (<80%) ska den förbli oklassad. Ekologisk status och tillförlitlighet baseras på principen sämst styr. I sammanvägningen betraktas oklassade kvalitetsfaktorer som god status med tillförlitlighet 1 (vilket kan slå igenom på ekologisk status).



Figur 11. Figuren beskriver utvärdering av övervakningsdata från kontrollerande övervakning (eller liknande) för en vattenförekomst där ingen betydande påverkan har identifierats.

5.4.1 Rimlighetsbedömning, Typ 2

Om ingen betydande påverkan har identifierats i påverkansanalysen, men resultatet av statusklassificeringen för en eller flera kvalitetsfaktorer ändå ger måttlig eller sämre status, så är det något som blivit fel. Antingen så har någon påverkan missats, eller så visar övervakningsdata på en felaktig status. Identifiering av måttlig (eller sämre) status ska leda till åtgärder. Detta är dock inte meningsfullt utan identifierad påverkan. Därför är det viktigt att det görs en utredning som klarlägger om det är påverkansanalysen eller övervakningsdata som ger felaktig information, och vad som orsakar en eventuell sänkning av status. Om det finns tveksamheter i data för en kvalitetsfaktor ska den förbli oklassad. Om data däremot håller tillräcklig kvalitet så behöver påverkansanalysen revideras och orsaken till statussänkningen fastställas. Detta kan vara en tidsödande och kostsam process, som bland annat kan kräva undersökande övervakning. Det är därför

viktigt att det är en pålitlig bedömning som ligger till grund för den sänkta statusen. I många fall kan det vara nödvändigt att kontakta utföraren av övervakning och/eller analys för att reda ut i vilken mån bedömningsgrunden ger en bra bild av status för vattenförekomsten. Nedan listas ett antal möjligheter till fel som behöver beaktas i denna typ av rimlighetsbedömning. I Figur 12 visas ett flödesschema för bedömningen.

Representativa data

Rättvisande resultat från bedömningsgrunder kräver att mätningarna är representativa för vattenförekomsten och den miljökonsekvenstyp man vill undersöka. I första hand avses här geografisk representativitet. För en vattenförekomst utan identifierad påverkan bör provtagningsplatser väljas så att de representerar en så stor del av vattenförekomsten som möjligt. Exempelvis bör inte en avskild del med dåligt vattenutbyte med resten av vattenförekomsten utgöra underlag för klassificering.

Det kan också finnas en tidsmässig dynamik i det biologiska systemet som gör att tidpunkten för mätningen inte är representativ för statusen. Meteorologiska data för perioden kan då vara till hjälp för att identifiera icke-representativa förhållanden i samband med provtagning. Klassificeringar av ekologisk status ska helst göras på underlag från flera års övervakning. På så vis blir påverkan från enstaka "outliers" mindre. Den rekommenderade mätintensiteten varierar mellan olika bedömningsgrunder (se HVMFS 2013:19 samt tillhörande vägledning). För kontrollerande övervakning är dock mätintensiteten ofta lägre. Det gör att det är extra viktigt att undersöka representativiteten i resultat som motsäger påverkansanalysen. Responsen på tillfälliga förändringar i miljön kan se olika ut beroende på vilka parametrar som klassificeras eftersom de kan reagera olika snabbt på miljöförändringar. Exempelvis svarar växtplankton (dagar, veckor) betydligt snabbare än makrovegetation och bottenfauna (månader, år).

Om övervakningsdata bedöms vara icke-representativt för en kvalitetsfaktor ska denna förbli oklassad.

Avvikande referensförhållanden

Bedömningsgrunderna utgår ifrån ett referensförhållande som är satt för att representera det naturliga förhållandet, utan mänsklig påverkan. På grund av variationer i landskapet kan detta referensförhållande se olika ut i olika vattenförekomster. Detta tas delvis hänsyn till i många bedömningsgrunder då referensvärde justeras utifrån olika faktorer, t.ex. geografiskt läge, naturlig surhet mm. Referensförhållandena för de biologiska bedömningsgrunderna är dock i flera fall framtagna på mycket stor skala, t.ex. ekoregion. Det kan mycket väl finnas lokala förhållanden som avviker från detta, och därmed ger en felaktig klassning. Som exempel kan nämnas att kiselalgsindexet IPS har samma referensvärde över hela Sverige. Det innebär, till exempel, att en naturligt näringsrik sjö löper större risk att felaktigt pekats ut som påverkad. Om vattenförekomsten har avvikande referensförhållanden som gör att resultatet blir felaktigt eller svårtolkat ska kvalitetsfaktorn förbli oklassad..

Multiplicitetsproblem

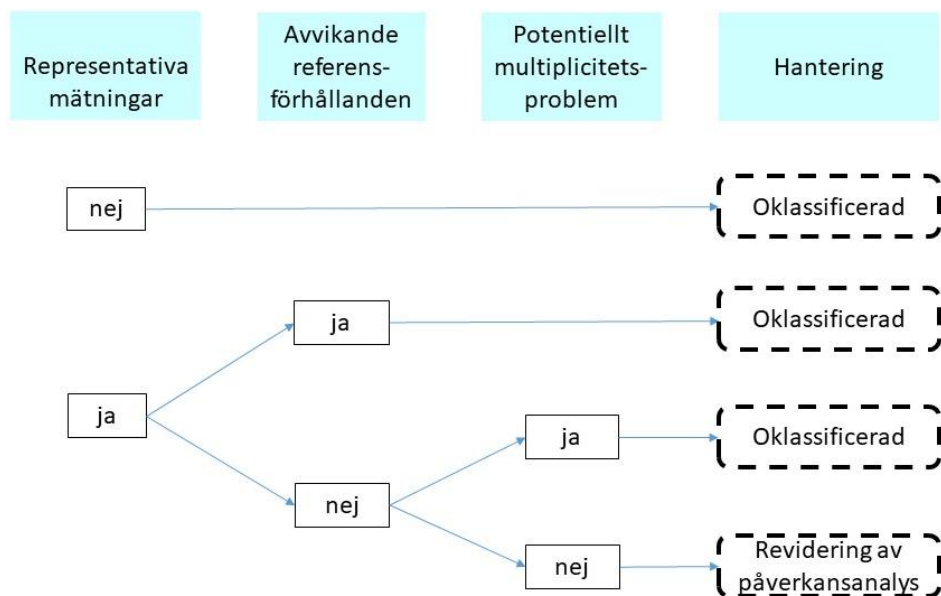
När flera parametrar i en bedömning kan ge sänkt status så uppstår en förhöjd risk för att felaktigt peka ut en vattenförekomst som påverkad. Denna risk ökar ju fler parametrar som används (se faktaruta: Multiplicitetsproblemet och val av bedömningsgrunder). Om flera parametrar som svarar på samma typ av påverkan visar på måttlig status (eller sämre) så är risken för en felaktig sänkning betydligt lägre. Multiplicitetsproblemet går att kompensera för genom att ändra den accepterade sannolikheten för felaktiga bedömningar. I statusklassificeringen är den acceptabla sannolikheten för felklassning satt till 20%. Genom att dela detta värde med antalet undersökta parametrar som är potentiellt utslagsgivande kan den sammanlagda sannolikheten för fel hållas kvar på 20%. Detta kallas för Bonferroni-korrigerings. Om, exempelvis, två potentiellt utslagsgivande parametrar använts sätts den acceptabla risken för fel till $20/2=10\%$. Det betyder att resultatet bara ska betraktas som säkert om det är minst 90% sannolikhet att status är måttlig eller sämre.

Om det endast är en kvalitetsfaktor som fått måttlig status (eller sämre) och resultatet inte kan betraktas som säkert efter Bonferroni-korrigerings ska kvalitetsfaktorn förbli oklassad.

Revidering av påverkansanalys

Om ovanstående steg klaras av utan att hitta anledning att misstro resultatet av övervakningsdata så behöver påverkansanalysen ses över för att bedöma om någon påverkan har missats. För att göra detta behövs en mer noggrann genomgång av potentiella påverkanskällor. Undersökande övervakning för att identifiera en påverkanskälla kan behövas som en del i detta arbete. Nästa steg är att ta reda på om andra jämförbara vattenförekomster i området har liknande avvikelser. Om inga andra vattenförekomster i närheten uppvisar samma avvikelser är det lämpligt att undersöka om det finns någon lokal påverkan, exempelvis punktutsläpp, som kan ha orsakat avvikelsen.

Om den reviderade påverkansanalysen resulterar i utpekande av betydande påverkan ska vattenförekomsten statusklassificeras i enlighet med stycke 5.3 *Statusklassificering och rimlighetsbedömning*. Om däremot ingen påverkan kan identifieras för vattenförekomsten bör det återigen övervägas om sänkning av status är felaktig. Då ett stort antal vattenförekomster ska övervakas och statusklassificeras kommer ett antal att få felaktigt sänkning på grund av slumpen, även om data är korrekt framtaget och klarar alla kvalitetskontroller. Vi har redan i definitionen av "säker" (se avsnitt 3.1.3 *Är resultatet säkert eller osäkert?*) bestämt att vi accepterar 20% sannolikhet att felaktigt säga emot påverkansanalysen. I möjligaste mån ska det undvikas att lägga resurser på undersökande övervakning och åtgärder i vattenförekomster som inte är påverkade. Notera att vid påverkansanalysen ska försiktighetsprincipen användas vid tveksamheter. Den här situationen bör därför sällan bli aktuell, d.v.s. att en påverkanskälla helt har missats.

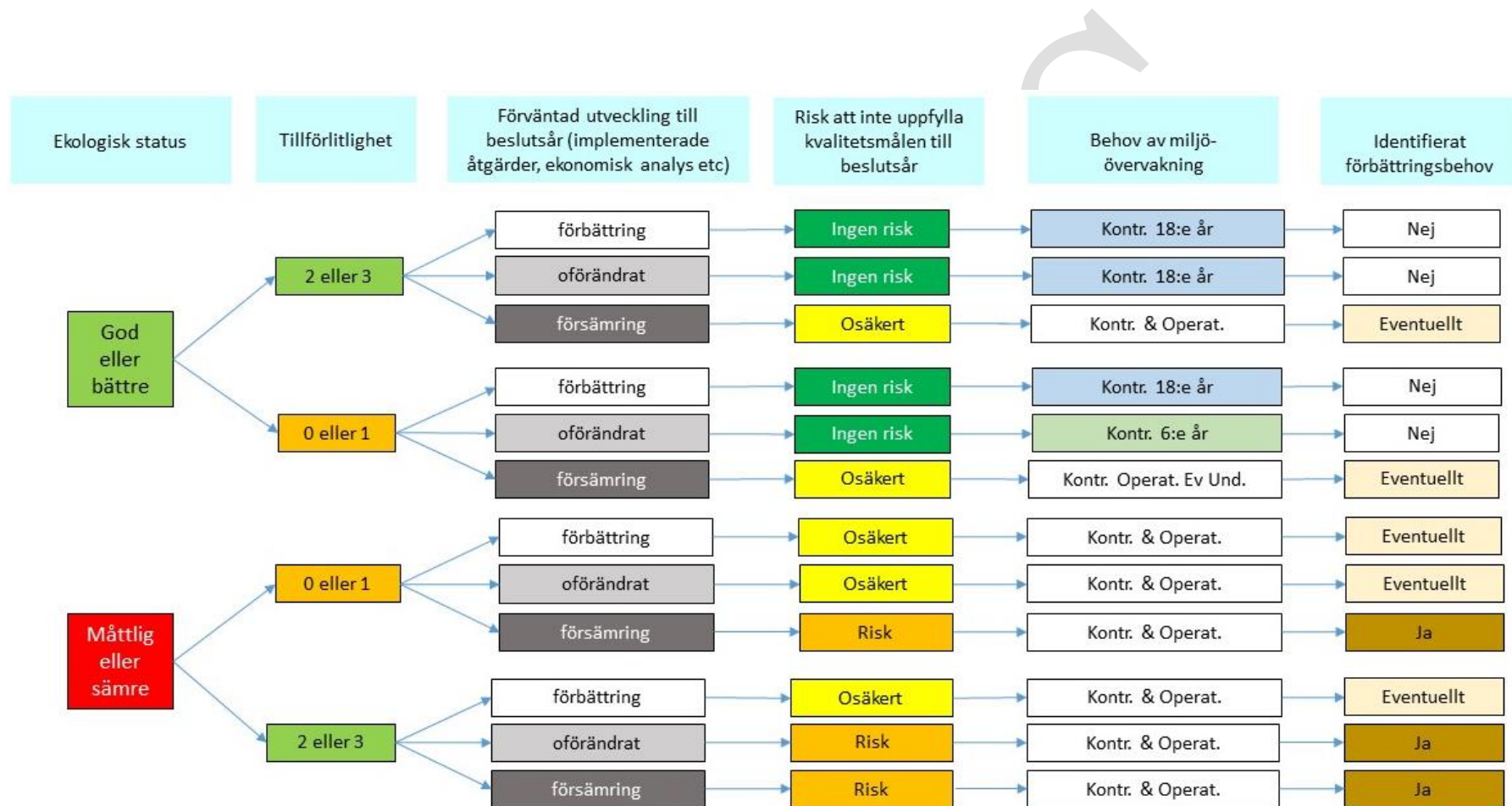


Figur 12. Förslag på arbetsgång för att kvalitetskontrollera en bedömning som visar på måttlig status (eller sämre) då påverkansanalysen inte har identifierat någon påverkan. Då data inte klarar kvalitetsgranskningen förblir kvalitetsfaktorn oklassificerad.

6 Riskbedömning

Resultaten från statusklassificeringen baseras på vad nuvarande övervakningsdata och påverkansanalys ger för bild av tillståndet i en vattenförekomst. I riskbedömningen ska även en prognos för framtida utveckling av påverkan vägas in (ekonomisk analys, implementerade åtgärder etc). Under riskbedömningen identifieras om vattenförekomsten riskerar att inte uppnå kvalitetsmålen närmast kommande beslutsår för åtgärdsprogram och fastställande av miljökvalitetsnormer (kräver åtgärder), om risken är osäker (kräver övervakning och eventuellt åtgärder), eller om risken är låg (kräver endast kontrollerande övervakning).

Riskbedömningen beskrivs närmre i Havs- och vattenmyndighetens vägledning (Havs- och vattenmyndigheten 2018a), men ett beslutschema som visar huvuddragen i riskbedömningen inkluderas även här (Figur 13) för att det på ett tydligt sätt ska framgå vad de olika klassificeringarna och tillförlitlighetsklasserna får för betydelse för åtgärds- och övervakningsprogram. Värt att notera i samband med denna vägledning om klassificering och osäkerhet är hur den bedömda tillförlitligheten får genomslag i form av olika av förbättrings- respektive övervakningsbehov.



Figur 13. Figuren visar hur underlaget i form av statusklassificering, tillförlitlighet och förväntad utveckling leder fram till ett identifierat behov av övervakning och åtgärder. Generellt kan sägas att klassificeringar med högre tillförlitlighet (2 eller 3) leder till ett identifierat förbättringsbehov eller till att övervakningen kan minskas. Klassificeringar med lägre tillförlitlighet (0 eller 1) leder istället i första hand till att övervakningen behöver intensifieras för att utreda förbättringsbehovet.

7 Exempel på klassificeringar

Nedan ges ett antal exempel på klassificeringar av status och tillförlitlighet med utgångspunkt i avsnitt 5. *Statusklassificering och tillförlitlighet*. Exempelen utgår ifrån kvalitetsfaktorer som är relevanta utifrån aktuell miljökonsekvenstyp eller är styrande för ekologisk status. Övriga kvalitetsfaktorer ska i normalfallet vara oklassade. Undantag är de fall där kontrollerande övervakning bekräftar att status är god (eller hög). Då sätts status för kvalitetsfaktorn till god (eller hög) med tillförlitlighet 1, 2 eller 3, beroende på tillgängliga data samt hur säker klassificeringen är (enligt Figur 11).

7.1 Statusklassificering med hög osäkerhet

Påverkansanalys:

Betydande påverkan från bland annat dagvatten (grumling, miljögifter).

Övervakning:

För att verifiera påverkansanalysen används indexet för generell påverkan på bottenfauna (ASPT). Tyvärr finns bara data från kontrollerande övervakning, vilket medför att bara ett prov finns för perioden. Resultatet av detta prov visar 57% sannolikhet för måttlig status och 43% sannolikhet för god status (se Exempel 1, 3.1.4 *Beräkningsexempel*). Analyserade SFÄ visar god status.

Status och tillförlitlighet:

Eftersom övervakningsdata inte med minst 80% säkerhet visar ett resultat över eller under god/måttlig-gränsen betraktas resultatet som osäkert. I enlighet med Figur 9 sätts status för bottenfauna till måttlig med tillförlitlighet 1 (låg).

Kommentar:

Måttlig status i enlighet med försiktighetprincipen. Innan dyra åtgärder krävs ska dock ytterligare övervakning genomföras för att bekräfta miljökonsekvensen.

7.2 Reviderad bedömning med nya data

Påverkansanalys:

Samma som 7.1 *Statusklassificering med hög osäkerhet* (diffus påverkan från bland annat dagvatten).

Övervakning:

Den låga tillförlitligheten i 7.1 *Statusklassificering med hög osäkerhet* identifierade ett behov av mer övervakning. Med hjälp av operativ övervakning har underlaget för klassificering förbättrats. Resultaten visar nu att det är 92% sannolikhet att status i vattenförekomsten är god (se Exempel 2, 3.1.4 *Beräkningsexempel*).

Status och tillförlitlighet:

Eftersom det är minst 80% säkerhet att statusen är god (eller bättre) betraktas resultatet som säkert. Övervakningsdata säger emot påverkansanalysen, med resultatet att en rimlighetsbedömning (Typ 1) behöver utföras (Figur 9).

Rimlighetsbedömning, Typ 1:

I detta fall klarar data alla kontroller som anges i Figur 10. Status för bottenfauna sätts därför till god med tillförlitligheten 2 (medel).

Kommentar:

Jämfört med exempel 7.1 så visade kompletterande data att betydande påverkan inte leder till någon miljökonsekvens som föranleder ett förbättringsbehov. Övervakningen kan dras ned så att vattenförekomsten endast omfattas av kontrollerande övervakning.

7.3 Felaktiga referensförhållanden

Påverkansanalys:

Ingen utpekad påverkan för vattenförekomsten.

Övervakning:

För vattenförekomsten finns data från kontrollerande övervakning av alla kvalitetsfaktorer. Utav dessa faller indexet IPS för kiselalger ut som påverkat, med 85% sannolikhet för måttlig status.

Status och tillförlitlighet:

Bedömning av status och tillförlitlighet görs med hjälp av Figur 11. Eftersom det är mer än 80% sannolikhet att övervakningen visar måttlig status för kiselalger anses data vara säkert. Detta leder till att en rimlighetsbedömning (Typ 2) behöver utföras.

Rimlighetsbedömning, Typ 2:

Rimlighetsbedömningen utgår ifrån Figur 12. I steg ett bedöms att övervakningsstationer för kiselalger är representativa för vattenförekomsten. I steg 2 konstateras att referensförhållanden ligger utanför det spann där IPS är pålitligt. Kvalitetsfaktorn kiselalger lämas därför oklassificerad.

Kommentar:

Klassificeringen identifierar inte något förbättringsbehov. Vattenförekomsten behöver framöver endast omfattas av kontrollerande övervakning.

7.4 Felaktig bedömning till följd av multiplicitetsproblemet

Påverkansanalys:

Vattendrag utan betydande påverkan enligt påverkansanalys.

Övervakning:

För vattenförekomsten finns data från kontrollerande övervakning av alla kvalitetsfaktorer. Utav dessa faller indexet VIX för fisk ut som påverkat, med 85% sannolikhet för måttlig status (säker).

Status och tillförlitlighet:

Bedömning av status och tillförlitlighet görs med hjälp av Figur 11. Eftersom det är mer än 80% sannolikhet att övervakningen visar måttlig status för fisk anses data vara säkert. Resultatet blir att en rimlighetsbedömning (Typ 2) behöver utföras.

Rimlighetsbedömning, Typ 2:

Rimlighetsbedömningen utgår ifrån Figur 12. I steg ett bedöms att övervakningsstationer för fisk är representativa för vattendraget. I steg 2 bedöms att det inte finns anledning att tro att vattendraget har avvikande referensförhållanden. I steg 3 konstateras att totalt 5 potentiellt utslagsgivande parametrar har använts. Eftersom bara en har fallit ut som påverkad finns en stor risk för att resultatet är felaktigt till följd av multiplicitetsproblemet. Efter Bonferroni-korrigerings sätts gränsen för säkert resultat till 96%. Kvalitetsfaktorn fisk lämnas därför oklassificerad.

Kommentar:

Klassificeringen visar att det inte finns något föräbtringsbehov. Vattenförekomsten behöver framöver endast omfattas av kontrollerande övervakning.

7.5 Missad påverkan i påverkansanalys

Påverkansanalys:

Sjö utan betydande påverkan enligt påverkansanalys.

Övervakning:

Kontrollerande övervakning av alla kvalitetsfaktorer. Växtplankton (näringssämnen) visar 90% sannolikhet för hög status. Denna bedömning styrks av den fysikalisk-kemiska bedömningen för totalfosfor.

Status och tillförlitlighet:

Bedömning av status och tillförlitlighet görs med hjälp av Figur 11. Eftersom resultatet från övervakningen visar måttlig status med mer än 80% säkerhet betraktas resultatet som säkert. Resultatet blir att en rimlighetsbedömning (Typ 2) behöver utföras.

Rimlighetsbedömning, Typ 2:

Rimlighetsbedömningen utgår ifrån Figur 12. I steg ett bedöms att övervakningsstationerna är representativa för sjön. I steg 2 bedöms att det inte finns anledning att tro att sjön har avvikande referensförhållanden. I steg 3 bedöms att eftersom två indikatorer som båda visar på övergödning är samstämmiga så är resultatet inte en effekt av multiplicitetsproblemet. Som ett resultat av detta behöver påverkansanalysen revideras och källan till näringspåverkan identifieras.

Kommentar:

Kontrollerande övervakning fångar här upp trolig näringspåverkan som missats i påverkansanalysen. För att relevanta åtgärder ska kunna vidtas behöver betydande påverkan identifieras. Därefter görs statusklassificeringen om med utgångspunkt i Figur 9.

7.6 Felaktigt utpekad påverkan i påverkansanalys

Påverkansanalys:

Sjö med möjlig försurning baserat på MAGIC-modellen. Sjön är INTE påverkad av kalkning.

Övervakning:

Övervakning från sjön visar att försurningsindexet ACID (kiselalger) indikerar god status, med 85% sannolikhet.

Status och tillförlitlighet:

Eftersom det är minst 80% sannolikhet att status är god (eller bättre) betraktas resultatet som säkert. Enligt Figur 9 behöver därmed en rimlighetsbedömning (Typ 1) utföras.

Rimlighetsbedömning, Typ 1:

Sjön är inte påverkad av kalkning. Data klarar alla kontroller i Figur 10. Status för kiselalger sätts därmed till god med tillförlitligheten 2 (medel).

Kommentar:

Klassificeringen visar att det inte finns något föräbtringsbehov. Vattenförekomsten behöver framöver endast omfattas av kontrollerande övervakning.

7.7 Bedömning av kalkningspåverkad sjö

Påverkansanalys:

Sjö med möjlig försurning baserat på MAGIC-modellen. Sjön är påverkad av kalkning.

Övervakning:

Övervakning från sjön visar att försurningsindexet ACID (kiselalger) ger god status, med 85% sannolikhet.

Status och tillförlitlighet:

Eftersom det är minst 80% sannolikhet att status är god (eller bättre) betraktas resultatet som säkert. Enligt Figur 9 behöver därmed en rimlighetsbedömning (Typ 1) utföras.

Rimlighetsbedömning, Typ 1:

Rimlighetsbedömning utgår ifrån Figur 9. Efter att data har klarat alla kontroller sätts statusen för kiselalger till god med tillförlitligheten 2 (medel).

Kommentar:

Eftersom sjön är kalkad är en avvikelse mellan påverkansanalys och nuvarande miljötillstånd väntad. I den förväntade utvecklingen till beslutsår behöver förväntad fortsättning av kalkning vägas in för att avgöra behovet av kontrollerande respektive operativ övervakning.

7.8 Expertbedömning baserad på fysikalisk-kemisk bedömningsgrund

Påverkansanalys:

Betydande påverkan av näringsämnen från jordbruk.

Övervakning:

Enligt den fysikalisk-kemiska bedömningen för näringsämnen är status måttlig, med 90% sannolikhet. Biologisk övervakning saknas.

Status och tillförlitlighet:

Status och tillförlitlighet bedöms med hjälp av Figur 9. Status för näringsämnen sätts till måttlig med tillförlitligheten 2 (medel).

Kommentar:

Trots att biologisk övervakning saknas har det här identifierats ett förbättringsbehov. Operativ övervakning krävs för att följa effekten av åtgärder.

7.9 Gruppering

Påverkansanalys:

Betydande påverkan av näringsämnen från jordbruk.

Övervakning:

Övervakningsdata saknas för vattenförekomsten. I närliggande vattenförekomster med likartad påverkan visar bedömningsgrunden för växtplankton på otillfredsställande status med 85% säkerhet och bedömningen för näringsämnen på måttlig status, med 90% sannolikhet att statusen är sämre än god. Osäkerheten baseras på variationen mellan vattenförekomster.

Status och tillförlitlighet:

Status och tillförlitlighet bedöms med hjälp av Figur 9. Eftersom det är minst 80% sannolikhet för måttlig status eller sämre betraktas resultatet som säkert för både växtplankton och näringsämnen. Status för växtplankton sätts därmed till otillfredsställande och för näringsämnen sätts det till måttlig. Tillförlitligheten sätts till 3 (hög) för båda kvalitetsfaktorerna i enlighet med Figur 9.

Kommentar:

Trots att övervakning saknas för vattenförekomsten har det här identifierats ett förbättringsbehov. Operativ övervakning krävs för att följa effekten av åtgärder.

7.10 Morfologisk påverkan utan biologisk bedömningsgrund

Påverkansanalys:

Påverkan på vattendrag genom rätning.

Övervakning:

Relevant biologisk övervakning saknas. Den hydromorfologiska bedömningsgrunden för morfologisk tillstånd visar på måttlig status.

Status och tillförlitlighet:

Status och tillförlitlighet bedöms med hjälp av Figur 9. Hydromorfologiska bedömningsgrunder betraktas som osäkra för klasserna måttlig och god. Statusen sätts därför till måttlig med tillförlitligheten 1 (låg).

Kommentar:

Den låga tillförlitligheten identifierar ett behov av operativ övervakning för att säkerställa om åtgärder behöver vidtas. Kompletterande data kan leda till reviderad status (se exempel 7.11 *Morfologisk påverkan med biologisk bedömningsgrund*)

7.11 Morfologisk påverkan med biologisk bedömningsgrund

Påverkansanalys:

Samma som 7.10 *Morfologisk påverkan utan biologisk bedömningsgrund*.

Övervakning:

Övervakning av fisk (VIX och VIXmorf) har tillkommit, vilket visar god status med 85% sannolikhet. Den hydromorfologiska bedömningsgrunden för morfologisk tillstånd visar på måttlig status.

Status och tillförlitlighet:

Status och tillförlitlighet bedöms med hjälp av Figur 9. Eftersom det är minst 80% sannolikhet för god status bedöms resultatet som säkert. Enligt Figur 9 behöver därmed en rimlighetsbedömning (Typ 1) utföras.

Rimlighetsbedömning, Typ 1:

Rimlighetsbedömning utgår ifrån Figur 10. Efter att data har klarat alla kontroller sätts statusen för fisk till god med tillförlitligheten 2 (medel).

Kommentar:

Klassificeringen utifrån kompletterande biologiska data visar att det inte finns något förbättringsbehov. Vattenförekomsten behöver framöver endast omfattas av kontrollerande övervakning.

Referenser

- Andrén, C & Jarlman, A. 2008. Benthic diatoms as indicators of acidity in streams. *Fundamental and Applied Limnology* 173(3): 237-253.
- Bergström och Lindegarth. 2016. Developing practical tools for assessing uncertainty of Swedish WFD indicators - A library of variance components, and its use for estimating uncertainty of current biological indicators. WATERS Report 2016:2
- Clarke R.T., Davy-Bowker J., Sandin L., Friberg N. & R.K. Johnson. 2006. Estimates and comparisons of the effects of sampling variation using 'national' macroinvertebrate sampling protocols on the precision of metrics used to assess ecological status. *Hydrobiologia*, 566: 477-503
- Clarke R.T. 2004. 9th STAR Deliverable, Error/Uncertainty Module Software STARBUGS. STAR Bio Assessment Uncertainty Guidance Software. User Manual. www.eustar.at.
- Clarke R. 2000. Uncertainty in estimates of biological quality based on RIVPACS. pp 39-54, In: J.F. Wright, D.W. Sutcliffe, and M.T. Furse (eds). *Assessing the biological quality of freshwaters. RIVPACS and other techniques.* Freshwater Biological Association, Ambleside, UK.
- Drakare S, Hallstan S, Johnson R. 2017. Underlag till uppdatering av bedömningsgrunder för bottenfauna och växtplankton i sötvatten. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2017:10
- European Commission. 2003. Guidance document n.o 13 Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC).
- Ellis J. & Adriaenssens V. 2006. Uncertainty estimation for monitoring results by the WFD biological classification tools. Environment Agency, Rio House, Water-side Drive, Aztec West, Almondsbury, Bristol, UK. 32 p
- Havs- och vattenmyndigheten. 2018a. Beskrivning och dokumentering av mänsklig verksamhets betydande påverkan samt riskbedömning av ytvattenförekomster. Vägledning för tillämpning av 8 och 9 §§ HVMFS 2017:20. Rapport 2018:XX
- Havs- och vattenmyndigheten. 2018b. Kiselalger i sjöar och vattendrag. Vägledning för statusklassificering. Rapport 2018:XX
- Havs- och vattenmyndigheten. 2016. Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus. Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19. Rapport 2016:26
- Holmgren K, Kinnerbäck A. 2017. Bedömning a Ett underlag till reviderad handledning, enligt överenskommelse mellan Havs- och vattenmyndigheten (dnr 947-17) och SLU (SLU.aqua.2017.5.2-20) v ekologisk status med nya svensk-norska index för fisk i sjöar.
- Johnson, R.K. & Goedkoop, W. 2007. Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdokument. Rapport 2007:4
- Philipson P, Sandström A, Asp A, Axenrot T, Kinnerbäck A, Ragnarsson-Stabo H, Dekker W. Satellitdata för miljöövervakning och fiskeriförvaltning i Sveriges stora sjöar. Vänerns vattenvårdsförbund, rapport nr 90
- WFD Reporting Guidance 2016. Final Draft 6.0.6. 2016-04-26
http://cdr.eionet.europa.eu/help/WFD/WFD_521_2016/Guidance/WFD_ReportingGuidance.pdf

Wikström S, Blomqvist M, Qvarfordt S, Nyström Sandman A, 2016. Response of macrophyte indicators to natural and anthropogenic gradients in two coastal areas of Sweden. WATERS Report 2016:1

REMISS

Statusklassificering och hantering av osäkerhet

Vägledning för tillämpning av 2 kap. HVMFS 2013:19

Beskrivande text

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:XX
ISBN XXXX-XXXX

Havs- och vattenmyndigheten
Postadress: Box 11 930, 404 39 Göteborg
Besök: Gullbergs strandgata 15, 411 04 Göteborg

Tel:
www.havochvatten.se