

Statusklassificering och hantering av osäkerhet

Vägledning för tillämpning av 2 kap. HVMFS 2013:19



Arbetsmaterial

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

Arbetsmaterial

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. Vägledningen beskriver en arbetsprocess som syftar till att beskriva osäkerheten i klassificeringen, samt om möjligt minska denna. Vägledningen har starka kopplingar till den parallellt framtagna vägledningen ”Påverkansanalys och riskbedömning av ytvattenförekomster. Vägledning för tillämpning av 8 och 9 §§ HVMFS 2017:20”.

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.

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 osäkerhet med t-fördelning	13
3.1.2 Osäkerhet med bara ett mätvärde	14
3.2 Är resultatet säkert eller osäkert?	14
3.3 Beräkningsexempel.....	14
3.3.1 Exempel 1, ett mätvärde	15
3.3.2 Exempel 2, flera mätvärden.....	16
3.4 Klassningsverktyg (WATERS)	18
4 GRUPPERING OCH EXPERTBEDÖMNING	19
4.1 Gruppering	19
4.2 Expertbedömning	19
4.2.1 Andra biologiska data	20
4.2.2 Fysikalisk-kemiska bedömningsgrunder	23
4.2.3 Hydromorfologiska bedömningsgrunder	23
4.2.4 Tidstrender	23
4.2.5 Lokala referenser	24
4.2.6 Är expertbedömningen säker eller osäker?	24
5. STATUSKLASSIFICERING OCH TILLFÖRLITLIGHET	24
5.1 Val av kvalitetsfaktorer och parametrar	25
5.1.1 Förorening av näringsämnen och organiska föroreningar i sjöar och vattendrag	27
5.1.2 Försurning i sjöar och vattendrag	28
5.1.3 Hydromorfologisk påverkan i sjöar och vattendrag	28
5.1.4 Flera miljökonsekvenstyper i sjöar och vattendrag.....	29
5.1.5 Statusklassificering av biologiska kvalitetsfaktorer i kustvatten.....	29
5.2 Tillförlitlighet.....	30
5.2.1 Möjligheter att höja tillförlitligheten.....	31
5.3 Kontroll av data (rimlighetsbedömning)	31
5.4 Klassificering vid identifierad betydande påverkan	33
5.4.1 Rimlighetsbedömning, Typ 1.....	35
5.5 Klassificering utan identifierad betydande påverkan	36
5.5.1 Rimlighetsbedömning, Typ 2	38
5.6 Sammanvägning till ekologisk status	40
5.6.1 Då betydande påverkan leder till sänkt status	40

5.6.2 Då status är minst god	40
6 RISKBEDÖMNING	40
7 EXEMPEL PÅ KLASSIFICERINGAR	43
7.1 Statusklassificeringar med betydande påverkan.....	43
7.1.1 Statusklassificering med hög osäkerhet.....	43
7.1.2 Reviderad klassificering med nya data.....	43
7.1.3 Klassificering av kalkad sjö	44
7.1.4 Klassificering utifrån fysikalisk-kemisk bedömningsgrund.....	44
7.1.5 Gruppering	45
7.1.6 Morfologisk påverkan utan biologisk bedömningsgrund.....	45
7.1.7 Morfologisk påverkan med biologisk bedömningsgrund	46
7.1.8 Morfologisk påverkan med höjd tillförlitlighet genom gruppering/extrapolering.....	46
7.1.9 Påverkan från vattenkraftverk.....	47
7.1.11 Påverkan från stadsbebyggelse	47
7.2 Klassificering utan betydande påverkan.....	48
7.2.1 Missad påverkan i påverkansanalys, kontrollerande övervakning	48
7.2.2 Missad påverkan i påverkansanalys, annan övervakning.....	49
7.2.3 Felaktiga referensförhållanden	49
7.2.4 Felaktig klassificering till följd av multiplicitetsproblemet	50
REFERENSER	51

1. Inledning

Denna vägledning riktar sig i huvudsak till vattenmyndigheterna då de ska bedöma ekologisk status av ytvatten i enlighet med 2 kap föreskrifter HVMFS 2013:19, vilket följer av 3 och 4 kap förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön och bilaga V i ramdirektivet för vatten (2000/60/EG).

Vägledningen definierar begrepp och beskriver 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 till att få fram bästa möjliga underlag för utformning av övervaknings- och åtgärdsprogram. Tillvägagångssättet har starka kopplingar till den parallellt framtagna vägledningen ”Påverkansanalys och riskbedömning av ytvattenförekomster. Vägledning för tillämpning av 8 och 9 §§ HVMFS 2017:20” (Havs- och vattenmyndigheten 2018a).

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.

Vägledningen har förankrats genom samråd med vattenmyndigheterna under perioden 2017-12-21 till 2018-02-08 samt på remiss till berörda myndigheter och organisationer under perioden 2018-05-31 till 2018-08-16.

2. Förklaring av begrepp

Nedan följer en förklaring av hur ett antal nyckelbegrepp har använts i denna vägledning.

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.

ekologisk potential: för vattenförekomster som bedöms som kraftigt modifierade ska inte kvalitetsfaktorer som bedöms vara påverkade av en ytvattenförekomsts konstgjorda eller modifierade karaktär klassificeras. Den resulterande klassificeringen betecknas då som ekologisk potential istället för ekologisk status. Denna vägledning gäller även för klassificering av ekologisk potential, även om begreppet ekologisk status används genomgående.

expertbedömning: om underlagsdata saknas så att det inte är möjligt att klassificera utifrån bedömningsgrunder i HVMFS 2013:19 kan istället klassificering utifrån bästa möjliga kunskap göras. Denna ska baseras på information med väldokumenterad koppling till miljökonsekvenstypen.

förbättringsbehov: den minskning av påverkan som behövs för att uppnå kvalitetskraven.

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)

klassningsosäkerhet: beskriver sannolikheten att övervakningsdata ger en felaktig statusklass. Utgår oftast från gränsen mellan god och måttlig status. Klassningsosäkerhet ligger till grund för klassificering av tillförlitlighet.

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: de kvalitetskrav mot vilka riskbedömningen ska göras. Det är krav 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 den betydande påverkan leder till. Olika typer av miljökonsekvens (miljökonsekvenstyper) ska anges i enlighet med vägledning meddelad av Europeiska kommissionen om hur och i vilken form rapportering ska ske. Exempelvis försurning eller ändrade livsmiljöer till följd av morfologiska förändringar.

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)

osäkerhet: begreppet används här för att beskriva osäkerheten i ett värde för en bedömningsgrund. Ofta handlar det om statistisk osäkerhet. Tillsammans med avstånd till klassgräns avgör detta klassningsosäkerheten.

påverkan: mänsklig aktivitet som kan orsaka en miljökonsekvens.

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 av om ytvattenförekomsten riskerar att inte uppnå god status eller om den riskerar att försämrats. Resulterar i utpekande av förbättrings- och övervakningsbehov.

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 tillförlitlighet i klassificering av ekologisk status eller potential. Tillförlitligheten delas in i fyra kategorier, hög, medel, låg eller okänd. Tillförlitligheten beror på klassningsosäkerheten och styr utpekande av förbättrings- respektive övervakningsbehov.

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

Här beskrivs övergripande hur osäkerhet påverkar statusklassificeringen och en generell beskrivning ges av hur denna kan skattas. Mer specifika vägledningar kan ges i separata dokument från havs- och vattenmyndigheten och/eller vattenmyndigheterna. Det kan, till exempel, gälla klassningsverktyget (WATERS) som nämns i detta kapitel.

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 bilagor 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 till EU enligt en fyrgradig skala (0-3) (WFD Reporting Guidance, 2016). Ekologisk status och tillförlitlighet utgör underlag för den påföljande riskbedömningen, där förbättrings- och övervakningsbehov identifieras. Riskbedömningen beskrivs kortfattat i avsnitt 6 *Riskbedömning* samt mer utförligt i separat vägledning (Havs- och vattenmyndigheten 2018a).

Figur 1 visar hur de olika delar som berörs av statusklassificeringen hänger ihop.



Figur 1. Figuren ger en bild av de processer som berörs av statusklassificeringen, samt de kopplingar mellan processerna som berörs i denna vägledning. Statusklassificering är beroende av information från övervakning samt ger information till riskbedömningen. Vilken övervakning som ska användas vid statusklassificeringen styrs av påverkansanalysen. Statusklassificeringen ger också information till arbetet med påverkansanalys. I riskbedömningen identifieras förbättrings- och övervakningsbehov utifrån resultatet från statusklassificeringen.

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. Detta påverkar säkerheten i klassificeringen och är viktigt att ta hänsyn till i samband med

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

I arbetet med statusklassificering är det viktigt att avgöra om underlaget är tillräckligt för att identifiera ett förbättringsbehov, eller om ett bättre underlag behövs (övervakningsbehov). Det som är relevant i samband med statusklassificering är sannolikheten för felklassificering. I avsnitt 3.1.1 *Beräkning av osäkerhet med t-fördelning* beskrivs en enkel metod för att göra

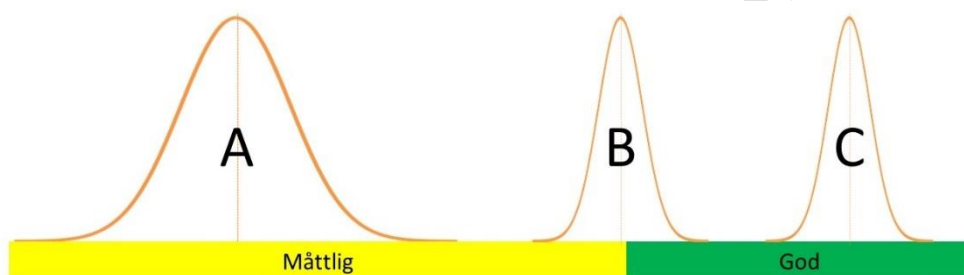
Excelverktyg:

För att förenkla arbetet med beräkning av osäkerhet har ett enkelt "excelverktyg" tagits fram. Genom att mata in de data som ska klassificeras och aktuella klassgränser erhålls klassningsosäkerheten så som den blir om man följer beräkningarna i avsnitt 3.1 *Beräkning av osäkerhet*.

Detta enkla verktyg ska inte blandas ihop med det klassningsverktyg som tagits fram inom forskningsprogrammet WATERS och som kommer att bli tillgängligt under 2018/2019 (se avsnitt 3.4 *Klassningsverktyg (WATERS)*).

detta utifrån den så kallade t-fördelningen. Nedan presenteras också en metod som kan ge ett mycket grovt mått på osäkerhet då bara ett mätvärde är tillgängligt (3.1.2 *Osäkerhet med bara ett mätvärde*). Detta är samma metoder som beskrevs i Naturvårdsverkets Handbok 2007:4, och har därför i någon mån använts inom statusklassificeringen tidigare. Redan här bör det dock påpekas att ett nytt klassningsverktyg som är under utveckling kommer att ersätta dessa enkla metoder i många fall (se avsnitt 3.4 *Klassningsverktyg (WATERS)*).

Figur 2 illustrerar sannolikheten för felklassificering beroende på avstånd till god/måttlig-gränsen. Samma principer för klassningsosäkerhet gäller oavsett vilken klassgräns man tittar på. Av detta följer att en hög precision i en mätning inte nödvändigtvis ger en låg klassningsosäkerhet, och omvänt. I en vattenförekomst med stark påverkan och kraftigt försämrad status kan därför ett relativt lågintensivt övervakningsprogram ändå ge en hög säkerhet i klassificeringen. Omvänt kan ett mycket ambitiöst övervakningsprogram resultera i stor osäkerhet i klassificeringen om värdet ligger nära klassgränsen.



Figur 2. Figuren illustrerar hur osäkerhet i övervakningsdata förhåller sig till klassningsosäkerhet, d.v.s. hur sannolikt det är att data representerar rätt statusklass. Figuren utgår ifrån den metodik som beskrivs i avsnitt 3.1.1 *Beräkning av osäkerhet*. A visar ett medelvärde som är skattat med låg precision (bred fördelning). Den låga precisionen kan bero på hög variation mellan mätvärden eller på att antalet mätvärden är få. Eftersom avståndet till klassgränsen är stort är dock klassningsosäkerheten ändå låg, d.v.s. det är hög sannolikhet att det sanna medelvärdet ligger inom måttlig status. B visar ett medelvärde som är skattat med låg precision (smal fördelning). Eftersom värdet ligger nära klassgränsen är dock klassningsosäkerheten ändå hög (svårt att avgöra om det är god eller måttlig status). C visar ett medelvärde med hög precision och låg klassningsosäkerhet.

De metoder för beräkning av klassningsosäkerhet som beskrivs nedan utgår ifrån att de undersökta variablerna är normalfördelade. Vi kan utgå ifrån att de parametrar som ingår i de biologiska bedömningsgrunderna är (nära) normalfördelade. Detsamma gäller stödjande parametrar som utgörs av medelvärden (t.ex. årsmedelvärde). För variabler som inte är sammansatta av flera delar eller utgörs av medelvärden, t.ex. enskilda halter av näringsämnen, är en log-normalfördelning mer trolig. Då ska data helst transformeras (t.ex. $\log(x+1)$) innan dessa metoder kan användas. Vilken transformering som ska användas får avgöras från fall till fall. Alternativt kan andra statistiska metoder användas, som inte utgår ifrån normalfördelning (t.ex. icke-parametriska metoder).

3.1.1 Beräkning av osäkerhet med t-fördelning

Då en parameter har övervakats flera gånger i samma vattenförekomst kan osäkerheten i statusklassningen beräknas med hjälp av t-fördelningen. Med flera gånger menas här oftast att övervakning har skett under flera år. Det är värdena från de olika åren som ska gå in i analysen. För vissa parametrar, till exempel fiskindexet VIX, kan variation mellan lokaler vara ett lika gott underlag för beräkning av osäkerhet. Oavsett om man utgår från lokaler eller år kan det i många fall vara nödvändigt att först beräkna ett medelvärde för året (t.ex. från flera lokaler) eller lokalen (t.ex. från flera tillfällen).

I de fall övervakningsdata från en grupp vattenförekomster används för klassificering är det främst osäkerheten som uppstår genom variation mellan vattenförekomster som ska undersökas. Därför ska de värden som går in i analysen representera de olika vattenförekomsterna. Då får först medelvärden för hela vattenförekomster räknas ut, vilket blir underlag för beräkningen som beskrivs nedan.

Variationen mellan vattenförekomster, år, eller lokaler kan alla utgöra en godtagbar grund för beräkning av osäkerhet. Viktigt är dock att de olika nivåerna inte blandas.

För att skatta osäkerheten behöver först det så kallade 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 (kan även vara ett medelvärde av flera mätningar, till exempel ett årsmedelvärde)

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 3.3 *Beräkningsexempel*.

3.1.2 Osäkerhet med bara ett mätvärde

Metoden med t-fördelning kräver att minst två mätvärden finns tillgängliga. I vissa fall går det dock att få en skattning av klassningsosäkerheten även i fall där endast ett mätvärde är tillgängligt. Man utgår då ifrån vad som kallas metodbunden osäkerhet. För flera parametrar anges den metodbundna osäkerheten i form av standardavvikelse i HVMFS 2013:19. Standardavvikelsen kan ses som ett mått på det förväntade mätfelet. Beräkning av klassningsosäkerhet kan därefter göras 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 mätvärdet 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 3.3 *Beräkningsexempel*.

Statusklassificeringar som baseras på endast ett mätvärde bör undvikas då risken för fel i allmänhet blir hög. Ofta kan det då vara bättre att klassificera vattenförekomsten i grupp med andra vattenförekomster med likartad påverkan (se avsnitt 4.1 *Gruppering*).

3.2 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" och ett bättre underlag behövs för att avgöra om det föreligger ett förbättringsbehov. Är sannolikheten för felklassificering mindre än 20% betecknas det som "säkert" och ett identifierat förbättringsbehov blir underlag till kommande åtgärdsprogram. Nivån har valts för att ställa högre krav på säkerhet än att "bara" ligga på en viss sida av ett gränsvärde, men samtidigt inte vara så högt att övervakningen sällan ger resultat som leder till åtgärder (eller friar).

3.3 Beräkningsexempel

Nedan presenteras två exempel på hur klassningsosäkerheten kan beräknas med hjälp av ovan nämnda metoder. Samma resultat kan erhållas genom att mata in värden för ekologiska kvalitetsfaktorer (EK-värden) och klassgränser i det "excelverktyg" som Havs- och vattenmyndigheten har tagit fram. Efter varje exempel visas hur samma resultat kan erhållas med hjälp av verktyget.

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 referensvärde, 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

3.3.1 Exempel 1, ett mätvärde

I detta exempel finns endast ett års övervakning av ASPT tillgänglig. EK-värdet för detta år är 0,69. Med hjälp av metodbunden osäkerhet kan ändå en skattning av klassningsosäkerheten erhållas.

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:

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

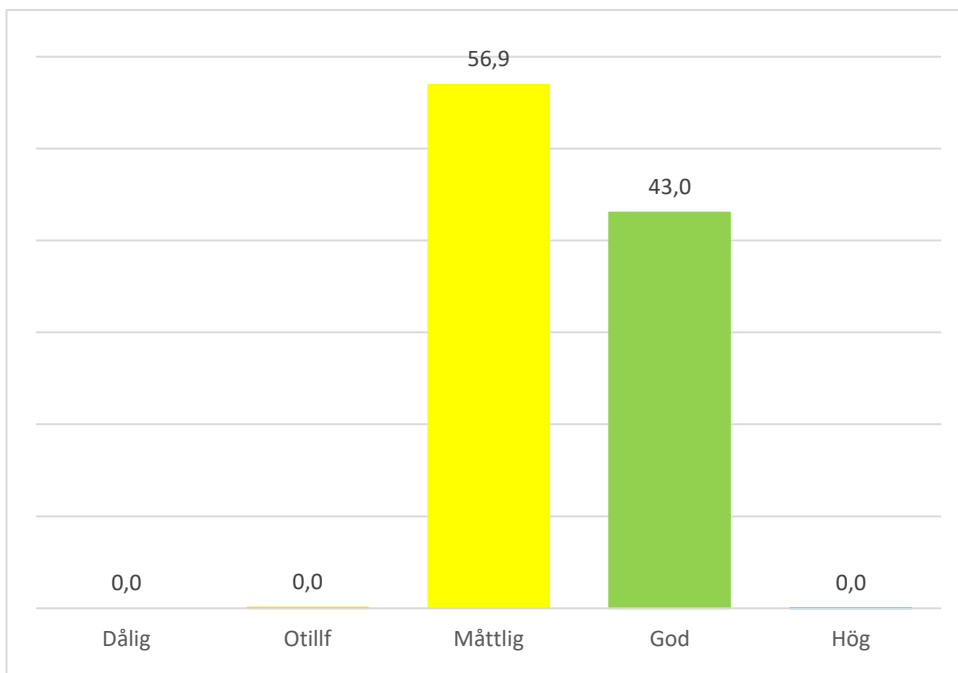
$$P_{\text{otillf}} = \text{NORMFÖRD}(0,5;0,69;0,057;\text{SANT}) * 100 - P_{\text{dålig}} = 0,0\%$$

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

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

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

Resultatet av beräkningarna ovan presenteras i Figur 3. För ASPT är i detta fall resultatet osäkert eftersom det är 57% sannolikhet att medelvärdet ligger under god/måttlig-gränsen och 43% sannolikhet att det ligger över (se avsnitt 3.2 *Är resultatet säkert eller osäkert?*).



Figur 3. Sannolikheten att medelvärdet för ASPT ligger under god/måttlig-gränsen är 57%. Sannolikheten att medelvärdet ligger över god/måttlig-gränsen är 43%.

Samma resultat kan erhållas från excelfilen genom att mata in klassgränser från Tabell 3, den metodbundna osäkerheten ($SD=0,057$), samt den ekologiska kvoten ($EK=0,69$) i excelfilen enligt Figur 4. Detta ska göras i fliken som heter ”ett mätvärde”.

	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 4. Beräkning av metodbunden klassningsosäkerhet med hjälp av excelfilen. De gula fälten visar var data behöver matas in. De gröna fälten visar den mest sannolika faktiska statusen samt klassningsosäkerheten. I detta fall anges klassningen som osäker.

3.3.2 Exempel 2, flera mätvärden

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.

$$P_{\text{dålig}} = T.FÖRD((0,25-0,742)/0,024;4;SANT)*100=0,0\%$$

$$P_{\text{otillf}} = T.FÖRD(0,5-0,742)/0,024;4;SANT)*100-P_{\text{dålig}}=00\%$$

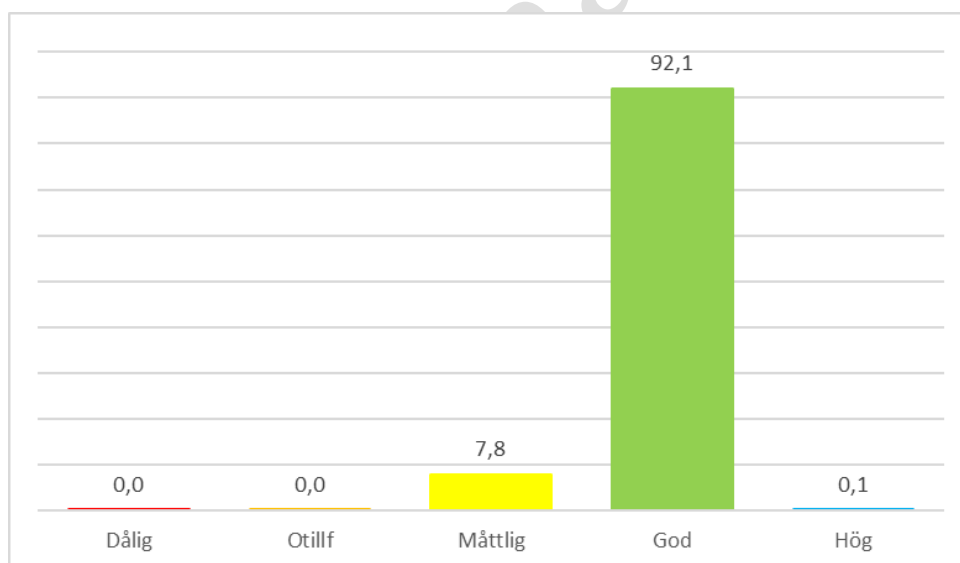
$$P_{\text{måttlig}} = T.FÖRD(0,7-0,742)/0,024;4;SANT)*100-P_{\text{dålig}} - P_{\text{otillf}} = 7,8\%$$

$$P_{\text{god}} = T.FÖRD(0,95-0,742)/0,024;4;SANT)*100-P_{\text{dålig}} - P_{\text{otillf}} - P_{\text{måttlig}}=92,1\%$$

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

Resultatet av beräkningarna ovan presenteras i Figur 5. För ASPT är i detta fall resultatet säkert eftersom det är drygt 92% sannolikhet att medelvärdet ligger över god/måttlig-gränsen och bara ca 8% sannolikhet att det ligger under (se avsnitt 3.2 *Är resultatet säkert eller osäkert?*).

Samma resultat kan erhållas från excelfilen genom att mata in klassgränser från Tabell 1 samt EK-värdena i excelfilen (Figur 6). Detta ska göras i fliken som heter "flera mätvärden".



Figur 5. Sannolikheten att medelvärdet för ASPT ligger över god/måttlig-gränsen är 92%. Det finns dock en viss sannolikhet (7,8%) att medelvärdet ligger under god/måttlig-gränsen.

	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 6. Beräkning av platsspecifik klassningsosäkerhet med hjälp av excel-filen. De gula fälten visar var data behöver matas in. De gröna fälten visar den mest sannolika faktiska statusen samt klassningsosäkerheten. I detta fall anges klassningen till god.

3.4 Klassningsverktyg (WATERS)

Under det 5-åriga forskningsprogrammet WATERS, som i huvudsak syftade till att ta fram nya/bättre bedömningsgrunder, utvecklades en generell metodik för statusbedömning av biologiska kvalitetsfaktorer (Bergström 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. Verktöget erbjuder också möjlighet att gruppera vattenförekomster för att på så vis klassificera vattenförekomster som saknar övervakning (se avsnitt 4.1 *Gruppering*). Efter att WATERS avslutades har Havs- och vattenmyndigheten 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 datavärdskap (d.v.s kustvatten). Under 2018 har arbetet med verktyget gått vidare med att även inkludera kvalitetsfaktorer för inlandsvatten. Verktöget kommer också att provköras av ett antal handläggare på länsstyrelser. Målet är att verktyget ska vara operativt för både kust- och inlandsvatten under 2018/2019.

Klassningsverktyget kan spara en hel del tid under arbetet med statusklassificering genom att det arbete som beskrivs i avsnitt 3.1 *Beräkning av osäkerhet* sker automatiskt. Verktöget 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. Exempelvis är det viktigt att valet av parametrar som ingår i klassificeringen följer de rekommendationer som ges i avsnitt 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 en enskild vattenförekomst. Det är inte heller alltid önskvärt att använda bedömningsgrunder på en enskild vattenförekomst. Om det finns betydande påverkan behöver ändå en klassificering utföras för att utgöra underlag vid riskbedömningen (se 6 *Riskbedömning*). För denna klassificering kan gruppering eller expertbedömning användas, vilket beskrivs generellt nedan. Mer specifika beskrivningar kan finnas i andra dokument från havs- och vattenmyndigheten eller vattenmyndigheterna.

4.1 Gruppering

För att använda övervakningsresurser på ett effektivt sätt kan vattenförekomster klassificeras i grupp. 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 undersöka om detta leder till någon negativ miljökonsekvens. Många parametrar har dessutom hög variation mellan vattenförekomster, och risken att de ger en felaktig bild av den faktiska miljökonsekvensen kan vara hög. Att klassificera vattenförekomster utifrån ett medelvärde för flera vattenförekomster med likartad påverkan kan därför vara ett sätt att minska risken för felaktiga klassificeringar.

Vid gruppering är en lämplig arbetsgång att först utvärdera om resultaten från de olika vattenförekomsterna (för vilka det finns övervakning) skiljer sig åt på ett sätt som antyder att de inte är utsatta för likartad påverkan. Om de gör det kan det vara nödvändigt att stryka en eller flera vattenförekomster från gruppen. Osäkerheten beräknas sedan på den variation som finns mellan vattenförekomster inom gruppen. I fall där många vattenförekomster övervakats kan detta leda till en ökad säkerhet i klassificeringen. Om antalet vattenförekomster med övervakning i gruppen är lågt och variationen hög kan det istället ge en högre osäkerhet. Om någon vattenförekomst skiljer sig 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 klassificera i enlighet med bedömningsgrunderna. Om det inte heller är möjligt att klassificera vattenförekomsten i grupp behöver en så kallad expertbedömning göras. Expertbedömningar kan också förekomma då det finns data, t.ex. om man av erfarenhet vet att bedömningsgrunden fungerar

dåligt i en viss typ av vatten. Precis som vid bedömning enligt bedömningsgrunder är syftet att undersöka om betydande påverkan leder till någon miljökonsekvens. 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*).

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.

Expertbedömning kan utföras på enskilda biologiska kvalitetsfaktorer om behovet finns. Ett exempel kan vara då status för fisk expertbedöms utifrån hydromorfologisk bedömningsgrund för konnektivitet. Oavsett vilket så ska det dokumenteras vad expertbedömningen avser så att det går att följa upp och revidera om ny information tillkommer.

Observera att **förekomsten av betydande påverkan INTE i sig kan vara ett underlag för expertbedömning**. Påverkansanalysen riskerar då att verifiera sig själv, vilket leder till en högre tillförlitlighetsklass än vad som egentligen är fallet. Däremot är det möjligt att använda underlaget från påverkansanalysen för att identifiera vattenförekomster med likartad påverkan, vilka kan användas för att klassificera genom gruppering. Undantag är de hydromorfologiska bedömningsgrunderna, som till sin natur också är en beskrivning av påverkan. Dessa kan under vissa förutsättningar ändå utgöra ett underlag för expertbedömning av ekologisk status.

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 till aktuell miljökonsekvenstyp. 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, inklusive referenser för ytterligare information.

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 makrofytsamhället (Länsstyrelsen i Värmlands län, 2012). Dessa klassgränser stämmer relativt väl överens med resultat från undersökningar i norska och finska reglerade sjöar (Mjælde m.fl. 2012) och denna klassificering kan användas för en expertbedömning. Det finns många fler typer av regleringar än vinteravsänkning som potentiellt kan påverka makrofytsamhället, 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 en negativ miljökonsekvens. 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 av ålgräs (Wikström et al 2016). Djuputbredningen minskar då ljuset inte når 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 där annan relevant 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 stödindex 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 många fall ge en minst lika bra bild som då bedömningen görs utifrån vattenprover, eftersom både tidsmässig och rumslig upplösning blir högre.

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 miljökonsekvensen av aktuell påverkan. För aktiviteter som påverkar sjödelen i en ”kombinerad” vattenförekomst går det därför i allmänhet inte att använda bedömningsgrunder för vattendrag. Istället måste en expertbedömning göras, t.ex. med utgångspunkt i bedömningsgrunder för sjöar. 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. Dessa bedömningar

kommer då att 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. Behovet av att expertbedöma biologi utifrån fysikalisk-kemiska parametrar bör dock vara litet då fysikalisk-kemiska bedömningsgrunder enligt principen sämst styr kan sätta status till måttlig. Det betyder att ett förbättringsbehov kan identifieras även med stöd av enbart fysikalisk-kemiska parametrar.

Den fysikalisk-kemiska bedömningsgrunden för försurning avviker från övriga genom att den bygger på en modell (MAGIC) och inte på mätvärden. Modellen är ett bra underlag för påverkansanalysen och identifiering av vattenförekomster där statusklassificering med avseende på försurning behövs. Den kan också ge ett visst stöd i statusklassificeringen av okalkade vatten.

4.2.3 Hydromorfologiska bedömningsgrunder

I de fall där underlag saknas för att använda biologiska bedömningsgrunder kan hydromorfologiska bedömningsgrunder ibland vara ett underlag för expertbedömning av biologin. Eftersom hydromorfologiska bedömningsgrunder inte ensamt kan sänka status till sämre än god är denna expertbedömning viktig för att identifiera ett förbättringsbehov i fall där biologiska data saknas. Vid en sådan expertbedömning är det då viktigt att man använder relevant bedömningsgrund med avseende på påverkan (se avsnitt 5.1.3 *Hydromorfologisk påverkan i sjöar och vattendrag*). Eftersom hydromorfologiska bedömningsgrunder till sin natur beskriver närvaron av påverkan kan det ibland vara nödvändigt att använda samma underlag för påverkansanalys och expertbedömning av status. Hydromorfologiska bedömningsgrunder ska dock bara ses som "säkra" tecken på sänkt biologisk status om de visar på dålig eller otillfredsställande status (se avsnitt 4.2.6 *Är expertbedömningen säker eller osäker?*).

4.2.4 Tidstrender

I en del fall kan tidstrender vara ett stöd för statusklassificeringen. Detta förutsätter att det finns pålitliga data som visar på en förändring i miljön. Om klassificeringen för en parameter ligger på gränsen mellan god och måttlig sett över en sexårsperiod kan det till exempel vara relevant att se om det finns en ökande eller minskande trend. Om, exempelvis, påverkan har ökat under perioden och detta avspeglas i en försämring i relevant parameter kan det vara skäl att sätta måttlig status. Om istället åtgärder kan kopplas till en förbättring i en relevant parameter kan status enligt samma princip sättas till god. Det kan också vara möjligt att använda tidsserier av andra data för att avgöra status i gränsfall. Exempelvis kan stadigt ökande pH-värden till följd av kalkning ge

stöd att sätta god status i ett läge där biologin ligger på gränsen mellan god och måttlig (förutsatt att åtgärden förväntas fortsätta).

4.2.5 Lokala referenser

Av naturliga skäl är det ofta inte möjligt att avgöra hur en påverkad vattenförekomst skulle se ut eller bete sig i avsaknad av mänsklig påverkan. De referensvärden som anges i föreskrifter HVMFS 2013:19 ger en uppfattning av vad som är normalt för olika typer av vatten, men de har ofta en betydande osäkerhet för enskilda vattenförekomster. I en del fall kan det vara möjligt att få fram mer exakta referensvärden för enskilda vattenförekomster genom att mäta i en del av vattenförekomsten, eller en liknande vattenförekomst, där påverkan saknas. Det kan, till exempel, handla om att mäta uppströms eller nedströms en utsläppskälla.

4.2.6 Är expertbedömningen säker eller osäker?

Även vid expertbedömning behöver de preliminära klassificeringarna delas in i "säkra" och "osäkra" resultat. Gränsen för när en klassificering 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*.

För de hydromorfologiska bedömningsgrunderna är tumregeln att klasserna otillfredsställande och dålig ses som säkra indikationer på att ekologisk status är sämre än god, medan måttlig status betraktas som osäker. Detta innebär, till exempel, att ett definitivt vandringshinder (dålig hydromorfologisk status) leder till att ekologisk status "säkert" expertbedöms till sämre än god, medan 20% volymavvikelse jämfört med referenstillståndet (måttlig hydromorfologisk status) betraktas som "osäkert". Om flera hydromorfologiska bedömningsgrunder visar på måttlig status kan detta dock också ses som "säkert", beroende på vilka parametrar de rör sig om och hur känsligt ekosystemet förväntas vara för denna påverkan.

5. Statusklassificering och tillförlitlighet

Här ges en generell beskrivning av hur klassificering av status och bedömning av osäkerhet går till. Mer specifika beskrivningar kan komma i andra dokument från havs- och vattenmyndigheten eller vattenmyndigheterna. Dessa kan, exempelvis, utgå från specifika miljökonsekvenstyper (t.ex. försurning).

I normalfallet används bedömningsgrunder i statusklassificeringen för att undersöka om identifierad betydande påverkan leder till någon miljökonsekvens. Detta görs med utgångspunkt i parametrar som är känsliga för aktuell(a) miljökonsekvenstyp(er). Val av parametrar beskrivs i avsnitt 5.1 *Val av kvalitetsfaktorer och parametrar*. Till varje klassificering ska dessutom en bedömning av tillförlitlighet göras (se avsnitt 5.2 *Tillförlitlighet*). Arbetet med statusklassificering då betydande påverkan har identifierats beskrivs i avsnitt 5.4 *Klassificering vid identifierad betydande påverkan*. Data som inte direkt relaterar till utpekad betydande påverkan kan användas för att bekräfta hög eller god status, samt för att identifiera påverkan som har missats i påverkansanalysen. Detta beskrivs i avsnitt * *Om både biologisk och stödjande parameter* klarar kontrollen sätts tillförlitlighet till hög (3).

5.5 Klassificering utan identifierad betydande påverkan.

Sammanvägning till övergripande ekologisk status och tillförlitlighet för ekologisk status beskrivs i avsnitt 5.6 *Sammanvägning till ekologisk status*.

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.

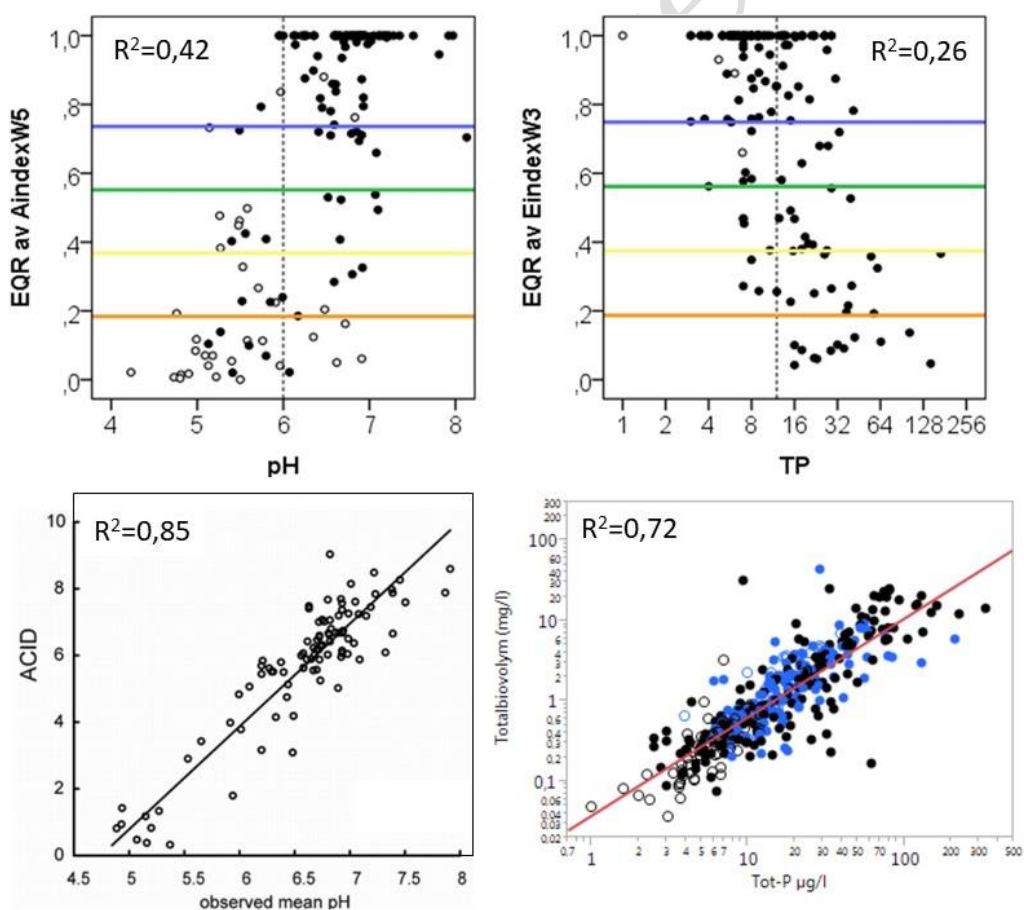
För att kunna bedöma omfattningen av den påverkan som ytvattenförekomster utsätts för skall medlemsstaterna övervaka de kvalitetsfaktorer som återspeglar den påverkan som vattenförekomsten eller vattenförekomsterna utsätts för.

Figur 7 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 relativt svaga (förklarar 42 respektive 26% av variationen) och risken för felklassificeringar är hög då enskilda vattenförekomster klassificeras. 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 (förorening av näringsämnen) är

förklaringsgraden av respektive påverkansfaktor betydligt högre, vilket betyder att säkrare klassificering erhålls.

Faktaruta: Multiplicitetsproblemet och val av bedömningsgrunder

Principen ”sämst styr” är avsedd för att låta den känsligaste delen av ekosystemet avgöra statusen. Detta kräver dock att det är känt vilka parametrar som beskriver den känsligaste delen av ekosystemet. Om all data som är tillgänglig analyseras och sämsta resultatet anses representera känsligaste delen av ekosystemet så uppstår något som kallas multiplicitetsproblemet, med en hög risk för felaktiga sänkningar. 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 91%. För att minska denna risk ska **endast bedömningsgrunder som svarar på aktuell miljökonsekvenstyp användas. Mer än två potentiellt utslagsgivande parametrar bör inte användas per miljökonsekvenstyp.**



Figur 7. Korrelationer mellan fyra olika parametrar och pH (vänster) samt fosfor (höger). Dessa är AindexW5 (fisk i sjöar) och ACID (kiselalger) för surhet samt EindexW3 (fisk i sjöar) och totalbiovolym (växtplankton i sjöar). Figuren är baseras på Holmgren och Kinnerbäck (2017), André och Jarlman (2008), samt Drakare et al (2017).

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

Ytvattentyp	Kvalitetsfaktor	Parameter	Miljökonsekvenstyp
Sjö	Växtplankton	PTI	Förorening av näringsämnen
		TotBio/Klorofyll a Cyanobakterier	
		Artantal	Försurning
	Makrofyter	TMI	Förorening av näringsämnen
	Kiselalger	IPS	Förorening av näringsämnen, org. föroreningar
		ACID	Försurning
	Bottenfauna	ASPT	Allmän påverkan, inklusive grumling
		BQI	Förorening av näringsämnen, org. föroreningar
		MILA	Försurning
	Fisk	EQR8	Allmän påverkan, inklusive ändrade livsmiljöer till följd av hydrologiska förändringar
EindexW3		Förorening av näringsämnen	
AindexW5		Försurning	
Vattendrag	Kiselalger	IPS	Förorening av näringsämnen, org. föroreningar
		ACID	Försurning
	Bottenfauna	ASPT	Allmän påverkan, inklusive grumling
		DJ-index	Förorening av näringsämnen
	Fisk	VIX (VIXh, VIXsm VIXmorf)	Allmän påverkan, inklusive ändrade livsmiljöer till följd av morfologiska och hydrologiska förändringar (inklusive konnektivitet)
Kustvatten	Bottenfauna	BQIm	Förorening av näringsämnen, org. föroreningar
	Makrofyter	Djuputbredning	Förorening av näringsämnen, ändrade livsmiljöer till följd av hydrologiska förändringar (grumling)
	Växtplankton	Biovolym Klorofyll a	Förorening av näringsämnen

5.1.1 Förorening av näringsämnen och organiska föroreningar 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. Det bör dock noteras att kiselalger inte reagerar lika tydligt som växtplankton vid lägre nivåer av näringspåverkan (ultraoligotrof till mesotrof). Kiselalgsindexet IPS är inte heller designat för att enbart reagera på näringsämnen utan också på organisk förorening. Även makrofyter har ett direkt beroende av näringsämnen, men precisionen minskar p.g.a. att andra faktorer, som bottensubstrat, 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 förorening är trolig. Även kiselalgsindexet IPS reagerar på en kombination av näringsämnen och organisk förorening.

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.

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 förväntat pH (referens-pH) kan sedan status sättas med avseende på antropogen försurning. Referens-pH tas normalt fram med hjälp av MAGIC-modellen. Det ska dock noteras att denna modell innehåller ett stort mått av osäkerhet då det gäller framtagande av referensvärden. Ett bättre alternativ kan vara att använda historiska mätningar från tiden innan försurningen, om sådana data finns tillgängliga. Utav de biologiska bedömningsgrunderna har kiselalgsindexet ACID starkast koppling till pH-värde (se Figur 7). 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 MAGIC-modellen. Då kan istället information från kalkningsuppföljningen vara ett underlag för expertbedömning.

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. I fall där lämplig övervakning saknas kan en expertbedömning krävas, exempelvis med stöd från den hydromorfologiska bedömningsgrunden för morfologiskt tillstånd (se avsnitt 4.2.3 *Hydromorfologiska bedömningsgrunder*).

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 leder till någon negativ miljökonsekvens, 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. Vid behov kan mer specifika index analyseras för att få en uppfattning om vilken miljökonsekventyp som är dominerande, och därmed mest angelägen att åtgärda. Detta går ofta att göra utifrån samma övervakning.

5.1.5 Statusklassificering av biologiska kvalitetsfaktorer i kustvatten

I kustvatten används tre biologiska 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 undersöka miljökonsekvensen av utsläpp av näringsämnen. 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 och noggrant övervägande om de svarar på den typ av påverkan som identifierats i påverkansanalysen.

5.2 Tillförlitlighet

Vid statusklassificering ska en tillförlitlighet tilldelas klassificeringen. Tillförlitligheten ger en sammanvägning av klassningsosäkerhet, överensstämmelse mellan biologiska och stödjande parametrar, samt överensstämmelse med påverkansanalys. Tillförlitligheten är viktig för att peka ut förbättrings- och övervakningsbehov (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).

Tillförlitlighet rapporteras in till EU för övergripande ekologisk status (beskrivs i avsnitt 5.6 *Sammanvägning till ekologisk status*), men erhålls även för kvalitetsfaktorer som är styrande för status med avseende på en viss miljökonsekvenstyp.

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	Klassificering baserad på relevant biologisk bedömningsgrund (inkl. expertbedömning) SAMT stödjande parameter. Osäkerheten i klassificeringen är högst 20% för båda.	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 (ett år var tredje cykel).
2 – Medel	Klassificering baserad på relevant biologisk bedömningsgrund (inkl. expertbedömning) ELLER stödjande parameter. Osäkerheten i 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 (ett år var tredje cykel).
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 – okänd	Underlag för att bedöma klassningsosäkerhet saknas.	Övervakningsdata som underlag för klassificering saknas. Operativ övervakning behövs för att säkerställa status.

5.2.1 Möjligheter att höja tillförlitligheten

Då tillförlitligheten är låg (1) eller okänd (0) är underlaget inte tillräckligt för att identifiera ett förbättringsbehov. Istället identifieras då ett övervakningsbehov (se 6 *Riskbedömning*). Det innebär dock att eventuella åtgärder skjuts på framtiden tills ett bättre underlag är tillgängligt. Det är därför önskvärt att, om möjligt, höja tillförlitligheten utan att först invänta nytt underlag. Det kan då innebära att åtgärder kan införas snabbare samt att resurser för övervakning kan prioriteras till andra områden där de gör större nytta.

En möjlighet att höja tillförlitligheten är att ta hänsyn till klassificeringen i närliggande vattenförekomster med liknande påverkan. Om flera närliggande vattenförekomster har statusklassificeringar som pekar i samma riktning så innebär det en högre sannolikhet att det är den korrekta statusen. Det kan då vara motiverat att höja tillförlitligheten till medel (2). Utgångspunkten i denna bedömning bör då fortfarande vara 80% säkerhet på att det är korrekt status.

Vid klassificeringen ska den mest relevanta parametern användas med utgångspunkt i aktuell påverkan. I en del fall kan det dock finnas annan övervakning tillgänglig som beskriver samma miljökonsekvenstyp (men möjligen med en svagare koppling). Om denna övervakning pekar i samma riktning som den parameter som valts ut för klassificeringen så kan det vara skäl att höja tillförlitligheten till medel (2). Det är dock viktigt att inte frångå principen att den mest relevanta kvalitetsfaktorn ska användas för klassificeringen. Stödet från andra kvalitetsfaktorer/parametrar handlar här enbart om att höja tillförlitligheten.

Ett annat problem som kan uppstå är då klassning hamnar mycket nära relevant klassgräns. Då kommer osäkerheten att vara hög även med ett mycket ambitiöst övervakningsprogram. Sådana vattenförekomster kan då ta orimligt mycket övervakningsresurser i anspråk. Genom att höja tillförlitligheten med hjälp av övervakning i omgivande vattenförekomster eller med hjälp av stödjande kvalitetsfaktorer kan det problemet minskas.

5.3 Kontroll av data (rimlighetsbedömning)

Innan klassificeringen är det viktigt att säkerställa att data ger en representativ bild av statusen i vattenförekomsten. I en del 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. Om data stryks från klassificeringen så ska det dokumenteras varför, så att det i framtiden är möjligt att förstå underlaget till klassificeringen.

Representativa data

Rättvisande klassificering av status kräver att mätningarna är representativa för vattenförekomsten och den miljökonsekvenstyp som undersöks. I första hand menas här geografisk representativitet. Om, till exempel, ett vattendrag har ett vandringshinder som kan påverka konnektiviteten så är det meningslöst

att undersöka fiskfaunan nedströms vandringshindret. Resultatet säger inget om den påverkan man vill undersöka, oavsett hur stor del av vattenförekomsten som ligger nedströms vandringshindret. Den påverkade delen bör inte vara allt för liten om den ska kunna sänka status för hela vattenförekomsten. En tumregel kan vara att delar som är för små för att själva vara vattenförekomster inte ska styra status.

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. Sådana extrema händelser är i normalfallet inte med i underlaget för att sätta referensvärden. Att inkludera dem i klassificeringen riskerar därför att ge felaktiga resultat. 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 på en förändring i näringshalt än fisk (månader, år). Meteorologiska data för perioden kan då vara till hjälp för att identifiera extrema förhållanden i samband med provtagning. Klassificeringar ska helst göras på underlag från flera års övervakning och, om möjligt, på en helhetsbild från flera vattenförekomster med likartad påverkan. På så vis blir effekten av enstaka "outliers" mindre. Den rekommenderade mätintensiteten varierar mellan olika bedömningsgrunder (se HVMFS 2013:19 samt tillhörande vägledningar). 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 bör det undersökas varför resultatet avviker, och eventuellt får det stryka det från bedömningen.

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) eller med stor osäkerhet (t.ex. referens-pH från MAGIC). Detta innebär en risk för felklassificeringar. Som exempel kan nämnas att kiselalgsindexet IPS har samma referensvärde över hela Sverige. Det innebär att sannolikheten att få god status är olika för en naturligt näringsrik och en naturligt näringsfattig sjö, även om påverkan är samma (eller saknas). I en del fall kan det vara möjligt att justera referensvärden så att resultatet ändå går att använda till en expertbedömning.

5.4 Klassificering vid identifierad betydande påverkan

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 för aktuell miljökonsekvenstyp ska ingå i klassificeringen (se avsnitt 5.1 *Val av kvalitetsfaktorer och parametrar*). För att undvika en oacceptabelt stor risk för att felaktigt klassificera ekologisk status till sämre än god bör max två parametrar användas per miljökonsekvenstyp (se faktaruta: Multiplicitetsproblemet och val av bedömningsgrunder). Om övervakningen antyder att identifierad betydande påverkan inte ger någon miljökonsekvens ska en rimlighetsbedömning göras (se avsnitt 5.4.1 *Rimlighetsbedömning, Typ 1*).

För klassificering av vattenförekomster med betydande påverkan ska det flödesschema som anges i Figur 8 användas för att bestämma status och tillförlitlighet. **Detta ska göras för varje identifierad miljökonsekvenstyp.** I analysen kan då flera parametrar ingå, lämpligast är att använda en parameter för biologi och en stödjande parameter. Ett typiskt exempel kan vara då växtplankton och totalfosfor används för att bedöma status till följd av näringspåverkan i en sjö. Första steget i Figur 8 är att avgöra om övervakningen visar att status ligger över eller under relevant klassgräns, eller om det är osäkert.

Om övervakningsdata visar att status med minst 80% säkerhet ligger under god/måttlig-gränsen sätts status till dålig, otillfredsställande eller måttlig i enlighet med vad övervakningen visar (se Figur 8). Man har då visat att betydande påverkan leder till en oacceptabel miljökonsekvens och att det finns ett förbättringsbehov. Tillförlitligheten sätts till hög (3) om biologi och stödjande parameter ger samma resultat, och till medel (2) om någon av biologi eller stödjande parameter är osäker eller saknas. För vissa miljökonsekvenstyper är det inte möjligt att använda data för både biologi och stödjande parameter, då kan tillförlitligheten inte bli bättre än medel (2). 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 miljökonsekvenstypen. 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.

Om biologi och stödjande parameter säger emot varandra (>80% säkerhet) skan man i första hand undersöka om någon av parametrarna kan förväntas ge ett felaktigt resultat under rådande omständigheter. Om det inte finns någon uppenbar anledning att bortse från det ena resultatet sätts status till måttlig

med låg (1) tillförlitlighet (se Figur 8). Det innebär att ett övervakningsbehov identifieras.

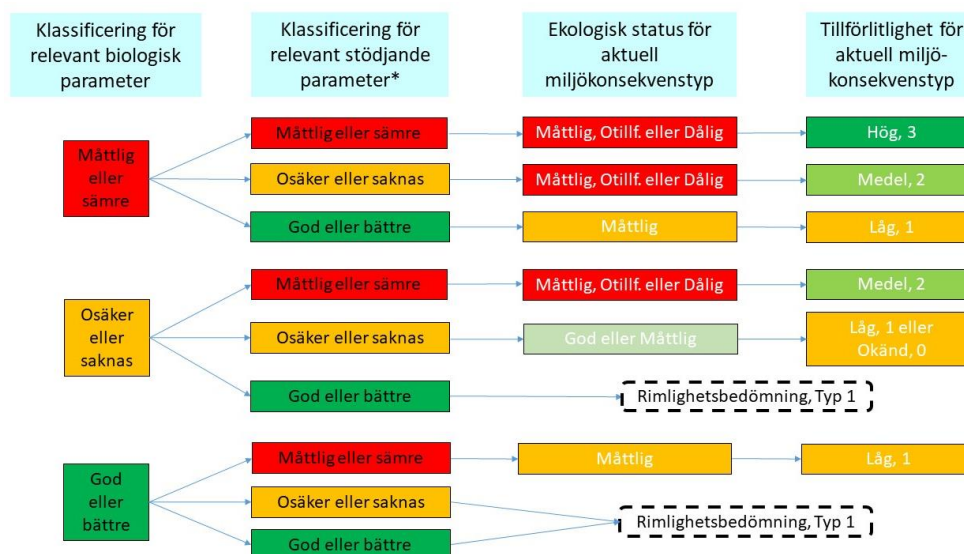
Om både biologi och stödjande parameter ger osäkra resultat (<80% säkerhet) sätts status till god eller måttlig enligt principen sämst styr. Tillförlitligheten sätts även här till låg (1). Detta indikerar ett behov av ökad/förbättrad övervakning (se avsnitt 6 *Riskbedömning*), vilket på sikt kan leda till en ändrad status och en högre tillförlitlighet. I dessa fall bör det även övervägas om det går att höja tillförlitligheten med stöd i befintlig övervakning, t.ex. omgivande vattenförekomster (se avsnitt 5.2.1 *Möjligheter att höja tillförlitligheten*)

Om istället övervakningsdata (biologi, stödjande, eller båda) visar på god status eller bättre med minst 80% säkerhet så behöver en rimlighetsbedömning utföras (se avsnitt 5.4.1 *Rimlighetsbedömning, Typ 1*). Detta för att säkerställa att identifierad betydande påverkan faktiskt inte leder till någon miljökonsekvens.

Klassificeringen enligt Figur 8 görs per miljökonsekvenstyp, men rent praktiskt sätts status och tillförlitlighet på den eller de kvalitetsfaktorer som använts för att bedöma miljökonsekvensen enligt Figur 8. Det kan till exempel vara en biologisk kvalitetsfaktor, en fysikalisk-kemisk kvalitetsfaktor, eller båda. Om de ger olika svar, eller någon är osäker eller saknas, så är det den kvalitetsfaktor som med störst säkerhet bekräftar ett förbättringsbehov som får status och tillförlitlighet enligt Figur 8. Tillförlitlighet för en osäker kvalitetsfaktor sätts till låg (1).

För hydromorfologisk påverkan används de hydromorfologiska bedömningsgrunderna som stödjande parametrar enligt figur 8. Eftersom de hydromorfologiska bedömningsgrunderna inte ensamma kan leda till sämre än god status innebär det i praktiken att deras betydelse begränsas till att styra tillförlitligheten (2 eller 3) i de fall där biologin visar måttlig eller sämre status. Undantag är om hydromorfologiska bedömningsgrunder används för att expertbedöma biologin (se avsnitt 4.2.3 *Hydromorfologiska bedömningsgrunder*).

Om ingen övervakning är tillgänglig, och det inte heller är möjligt att gruppera eller expertbedöma relevant kvalitetsfaktor, sätts ekologisk status till måttlig med tillförlitligheten 0 (okänd), medan samtliga kvalitetsfaktorer lämnas oklassade. Även detta identifierar ett övervakningsbehov.



Figur 8. Figuren beskriver statusklassificering för en vattenförekomst där påverkansanalysen har identifierat betydande påverkan. Klassificeringen görs per miljökonsekvenstyp och ska baseras på relevanta biologiska och stödjande parametrar. Status för en parameter betecknas som osäkert om det inte med 80% säkerhet går att avgöra om statusen är över eller under gränsen mellan god och måttlig. Om data saknas för både biologi och stödjande parametrar lämnas kvalitetsfaktorerna oklassade men ekologisk status sätts status till måttlig med tillförlitlighet 0 (okänd). * Om stödjande parameter är hydromorfologisk bedömningsgrund så kan de inte ensamma ge sämre än god status. I praktiken innebär det att hydromorfologiska bedömningsgrunder styr tillförlitligheten (2 eller 3) då biologin visar måttlig eller sämre status.

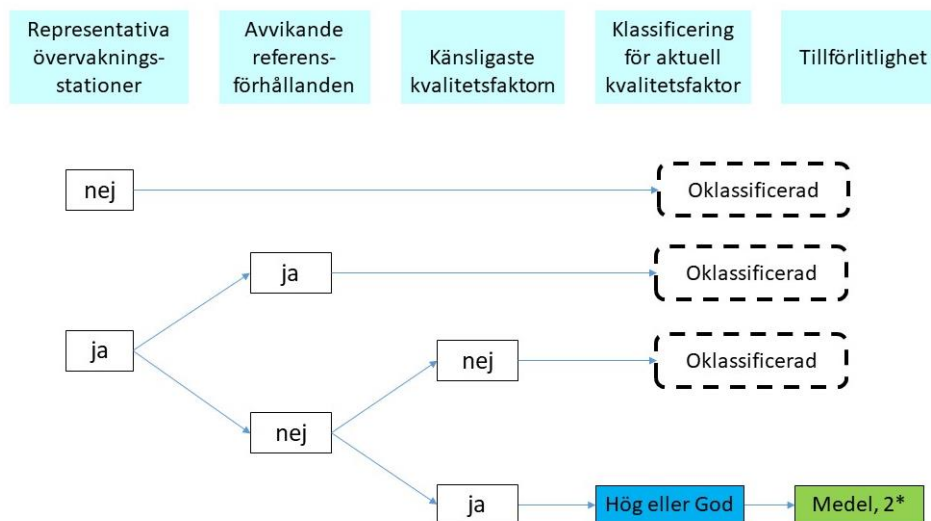
5.4.1 Rimlighetsbedömning, Typ 1

Om övervakningsdata med minst 80% säkerhet visar på god status (eller bättre) samtidigt som det finns en betydande påverkan så är det troligtvis så att miljökonsekvensen faktiskt är liten/acceptabel. Detta leder i påföljande riskbedömning till att inget förbättringsbehov identifieras samt att vattenförekomsten kan prioriteras ned då det gäller övervakning. För att inte missa verkliga förbättrings- och övervakningsbehov är det dock viktigt att säkerställa pålitligheten i data. Att data är representativa för vattenförekomsten och inte har avvikande referensförhållanden är en förutsättning (se avsnitt 5.3 *Kontroll av data (rimlighetsbedömning)*).

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 inte data kan antas representera den känsligaste delen av ekosystemet bör den inte ligga som grund för en klassificering som "friar" från förbättringsbehov.

I Figur 9 visas ett flödesschema för rimlighetsbedömning då det finns betydande påverkan men övervakningsdata visar på god status eller bättre. Om det avvikande resultatet från bedömningsgrunder eller expertbedömning klarar kvalitetskontrollen så är det mest sannolika att status faktiskt är god eller bättre, och att identifierad påverkan inte leder till någon relevant negativ

miljökonsekvens. Eventuellt behöver också påverkansanalysen revideras, t.ex. för att använda övervakningsresurser på bästa sätt.



Figur 9. Förslag på arbetsgång för kvalitetskontroll av en kvalitetsfaktor som visar på god status (eller bättre) då påverkansanalysen har pekat ut betydande påverkan. * Om både biologisk och stödjande parameter klarar kontrollen sätts tillförlitlighet till hög (3).

5.5 Klassificering utan identifierad betydande påverkan

Då **ingen betydande påverkan har identifierats i påverkansanalysen ska ekologisk status i normalfallet sättas till god**, vilket kan göras utan stöd av övervakningsdata. Tillförlitligheten sätts då till 0 (okänd). Någon klassificering av enskilda kvalitetsfaktorer sker då inte. Om status i föregående cykel varit god eller hög kan denna klassificering dock behållas om inga nya data tillkommit (gäller både för enskild kvalitetsfaktor och övergripande ekologisk status). Även om det i egentlig mening inte ska utföras någon klassificering av status då betydande påverkan saknas så kan övervakningsdata ändå

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...

användas för komplettera påverkansanalysen. Detta ska då göras i ett urval av vattenförekomster, och får inte ses som en ersättning till påverkansanalys. Ett lämpligt underlag för denna analys är kontrollerande övervakning, som ska förekomma i ett urval av vattenförekomster utan betydande påverkan (se faktaruta: Kontrollerande övervakning). Med stöd av denna data kan då god eller hög status verifieras, eller så kan ett behov av att revidera påverkansanalysen identifieras.

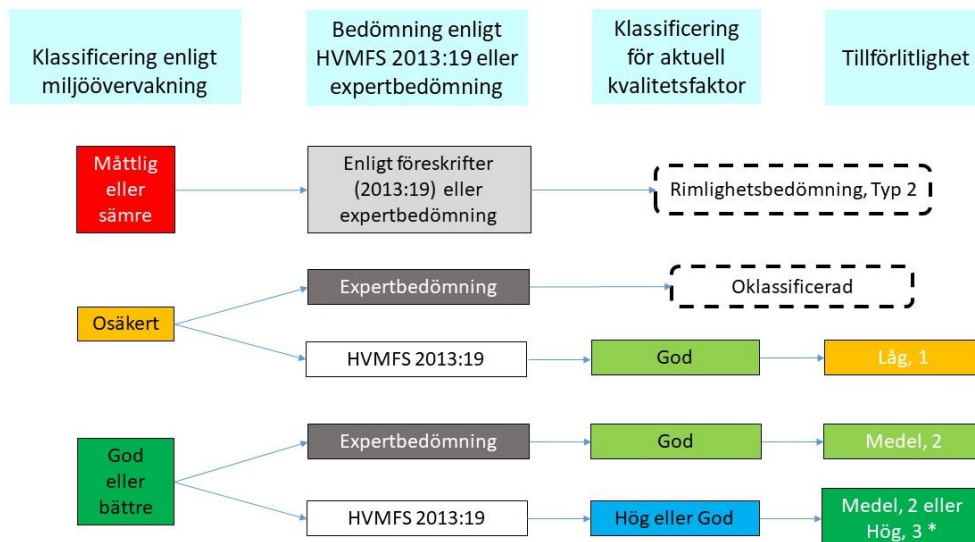
Genom att klassificera vattenförekomster utan betydande påverkan i grupp kan ett större antal uppnå högre tillförlitlighet, vilket har betydelse för framtida utformning av program för kontrollerande övervakning (se avsnitt 6 *Riskbedömning*). Ett problem med att använda denna typ av data är dock att risken för felaktiga utpekanden ökar med antalet kvalitetsfaktorer/parametrar som ingår (se faktaruta: Multiplicitetsproblemet och val av bedömningsgrunder). I många fall är också mätintensiteten lägre än vad som krävs enligt bedömningsgrunderna, vilket innebär att resultaten ofta kommer att betraktas som osäkra (se avsnitt 3.1.1 *Beräkning av osäkerhet*). Detta är viktigt att vara medveten om då resultaten från kontrollerande övervakning analyseras (se avsnitt 5.5.1 *Rimlighetsbedömning, Typ 2*).

I de fall det finns underlag för klassificering av vattenförekomster utan betydande påverkan ska detta ske i enlighet med Figur 10. Detta görs för varje kvalitetsfaktor. Den relevanta klassgränsen som används för beräkning av osäkerhet är i normalfallet god/måttlig-gränsen. I de fall där status för en kvalitetsfaktor tidigare har varit hög ska dock beräkningen utföras utifrån hög/god-gränsen.

Om övervakningsdata visar att status med minst 80% säkerhet ligger över relevant klassgräns för en kvalitetsfaktor sätts status till god eller hög i enlighet med vad övervakningen visar. För att sätta hög status ska klassningsosäkerheten 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. Tillförlitligheten sätts till hög (3) om övervakningen uppfyller kraven i föreskrifter HVMFS 2013:19, och till medel (2) om klassningen baseras på en expertbedömning.

Om någon kvalitetsfaktor visar på måttlig status eller sämre, med minst 80% säkerhet, så behöver en rimlighetsbedömning utföras (se avsnitt 5.5.1 *Rimlighetsbedömning, Typ 2*). Detta för att utesluta de vanligaste orsakerna till en felaktigt låg status innan en revidering av påverkansanalysen påbörjas.

Om resultatet för en kvalitetsfaktor är osäker (<80% säkerhet) så innebär det att det inte finns underlag som motiverar en revidering av påverkansanalysen. Status sätts därför till god. Tillförlitligheten sätts dock till låg (1) eftersom det inte heller går att verifiera att status faktiskt är god (eller bättre). Detta medför att ett behov av fortsatt kontrollerande övervakning varje cykel identifieras (se avsnitt 6 *Riskbedömning*).



Figur 10. Figuren beskriver utvärdering av övervakningsdata från kontrollerande övervakning (eller liknande) för en vattenförekomst där ingen betydande påverkan har identifierats. * För att sätta hög tillförlitlighet ska minst två kvalitetsfaktorer som svarar på samma påverkan ge säkra resultat.

5.5.1 Rimlighetsbedömning, Typ 2

Om övervakningsdata med minst 80% säkerhet visar på måttlig status (eller sämre) samtidigt som ingen betydande påverkan har identifierats så kan påverkansanalysen ha missat något. Därför är det viktigt att det görs en utredning som klarlägger om påverkansanalysen behöver revideras, eller om vissa övervakningsdata ska bortses ifrån. 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 klassificering som ligger till grund för revideringen av påverkansanalysen. Att data är representativa för vattenförekomsten och inte har avvikande referensförhållanden är en förutsättning för att initiera detta arbete (se avsnitt 5.2.1 *Möjligheter att höja tillförlitligheten*).

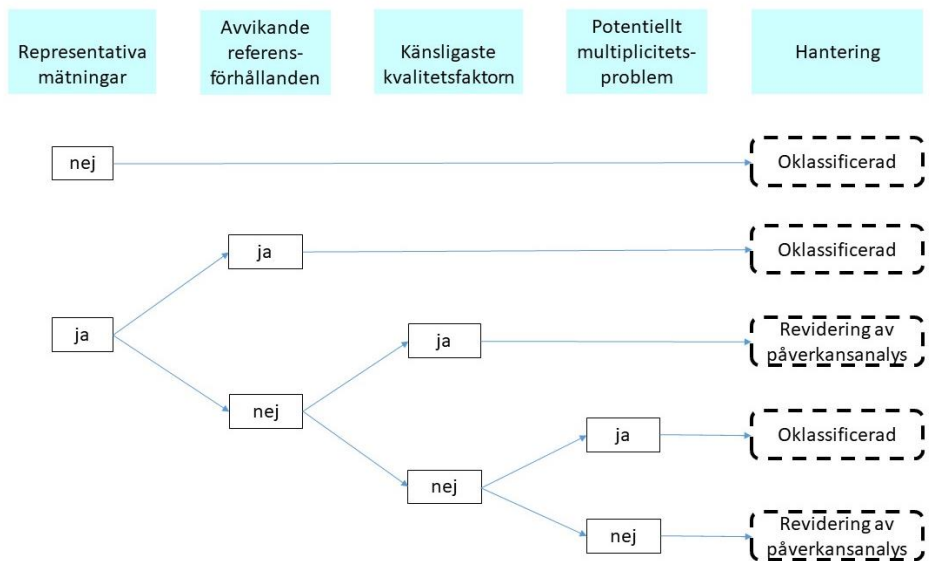
I Figur 11 visas ett flödesschema för bedömningen av rimlighet då betydande påverkan inte har identifierats men status för någon övervakad kvalitetsfaktor visar måttlig status eller sämre. Utgångspunkten för en eventuell revidering av påverkansanalysen är kopplingen mellan kvalitetsfaktor/parameter och miljökonsekvenstyp. I detta fall handlar det om att identifiera möjlig påverkan utifrån vilken parameter som leder till sänkt status för en kvalitetsfaktor. I sjöar såväl som kustvatten kan ett säkert svar från växtplankton ses som en tydlig indikation på att halterna av näringsämnen är förhöjda. Detsamma gäller kiselalger (IPS), som fungerar i sjöar och vattendrag. För kiselalger finns också stödparametrar som kan hjälpa till att identifiera påverkan (se Havs- och vattenmyndigheten 2018x). På liknande sätt kan ett säkert svar för kiselalger (ACID) ses som en tydlig indikation på att man missat försurningspåverkan i påverkansanalysen. Fisk i vattendrag (VIX och sidoindeks) kan förväntas ge tydligast svar på fysisk påverkan. Resultaten för fisk i vattendrag bör dock hanteras med försiktighet då de ofta, till följd av felaktig användning, ger

felaktig status (se Havs- och vattenmyndigheten 2018c). Om en kvalitetsfaktor som förväntas vara känsligast för en viss miljökonsekvenstyp har sänkt status kan detta vara skäl att åter se över påverkansanalysen och se om man missat någon betydande påverkan (tredje kolumnen i Figur 11). Detsamma gäller om flera parametrar som svarar på samma miljökonsekvenstyp visar på måttlig status (eller sämre).

Om endast en parameter (av flera) har måttlig status eller sämre, och denna inte kan ses som känsligast för miljökonsekvenstypen, bör högre krav ställas på säkerheten i klassificeringen (fjärde kolumnen i Figur 11). Detta för att undvika allt för många felaktiga utpekanden till följd av multiplicitetsproblemet (se faktaruta: Multiplicitetsproblemet och val av bedömningsgrunder). I statusklassificeringen är den acceptabla sannolikheten för felklassning satt till 20%. Genom att dela detta värde med antalet parametrar som svarar på aktuell miljökonsekvenstyp kan den sammanlagda sannolikheten för fel hållas kvar på 20%. Detta kallas för Bonferroni-korrigerering. 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 för den aktuella parametern.

Om dessa 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. Fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska bedömningsgrunder kan vara ett viktigt stöd då de ofta har en stark koppling till påverkan. 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 5.4 *Klassificering vid identifierad betydande påverkan*. **Status kan inte sättas till sämre än god utan att det finns utpekad betydande påverkan.** Om däremot ingen påverkan kan identifieras för vattenförekomsten bör det övervägas om sänkning av status är felaktig. Då ett stort antal vattenförekomster ska övervakas och statusklassificeras kommer ett antal att få felaktig status på grund av slumpen, även om data är korrekt framtaget och klarar alla kvalitetskontroller. Vi har redan i definitionen av ”säker” (se avsnitt 3.2 *Är resultatet säkert eller osäkert?*) accepterat 20% sannolikhet för en felaktig statussänkning. Notera att vid påverkansanalysen ska försiktighetsprincipen användas vid tveksamheter. En situation där betydande påverkan har missats bör därför sällan bli aktuell. I och med denna kontroll mot övervakningsdata kan också påverkansanalysen succesivt förbättras.



Figur 11. 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. Om data bedöms som pålitligt ska påverkansanalysen ses över för att, eventuellt, identifiera missad påverkan.

5.6 Sammanvägning till ekologisk status

5.6.1 Då betydande påverkan leder till sänkt status

Ekologisk status sätts enligt principen sämst styr baserat på samtliga biologiska kvalitetsfaktorer som bedömts utifrån relevanta miljökonsekvenstyper. Tillförlitligheten för ekologisk status baseras på den miljökonsekvenstyp som med högst tillförlitlighet bekräftar ett förbättringsbehov. I normalfallet är dessa samma.

Undantag är om klassificeringen utifrån betydande påverkan har resulterat i god eller hög status. Då sätts ekologisk status enligt de principer som redogörs för i avsnitt 5.6.2 *Då status är minst god*.

5.6.2 Då status är minst god

Då betydande påverkan saknas och/eller alla undersökta kvalitetsfaktorer visar minst god status görs sammanvägningen baserat på alla klassificerade kvalitetsfaktorer. För vattenförekomster där status i tidigare cykel har satts till hög ska dock denna status behållas om inte nya data har tillkommit som visar att det istället ska vara god status. Tillförlitlighet för ekologisk status blir samma som för den eller de klassificerade kvalitetsfaktorer som har lägst tillförlitlighet.

6 Riskbedömning

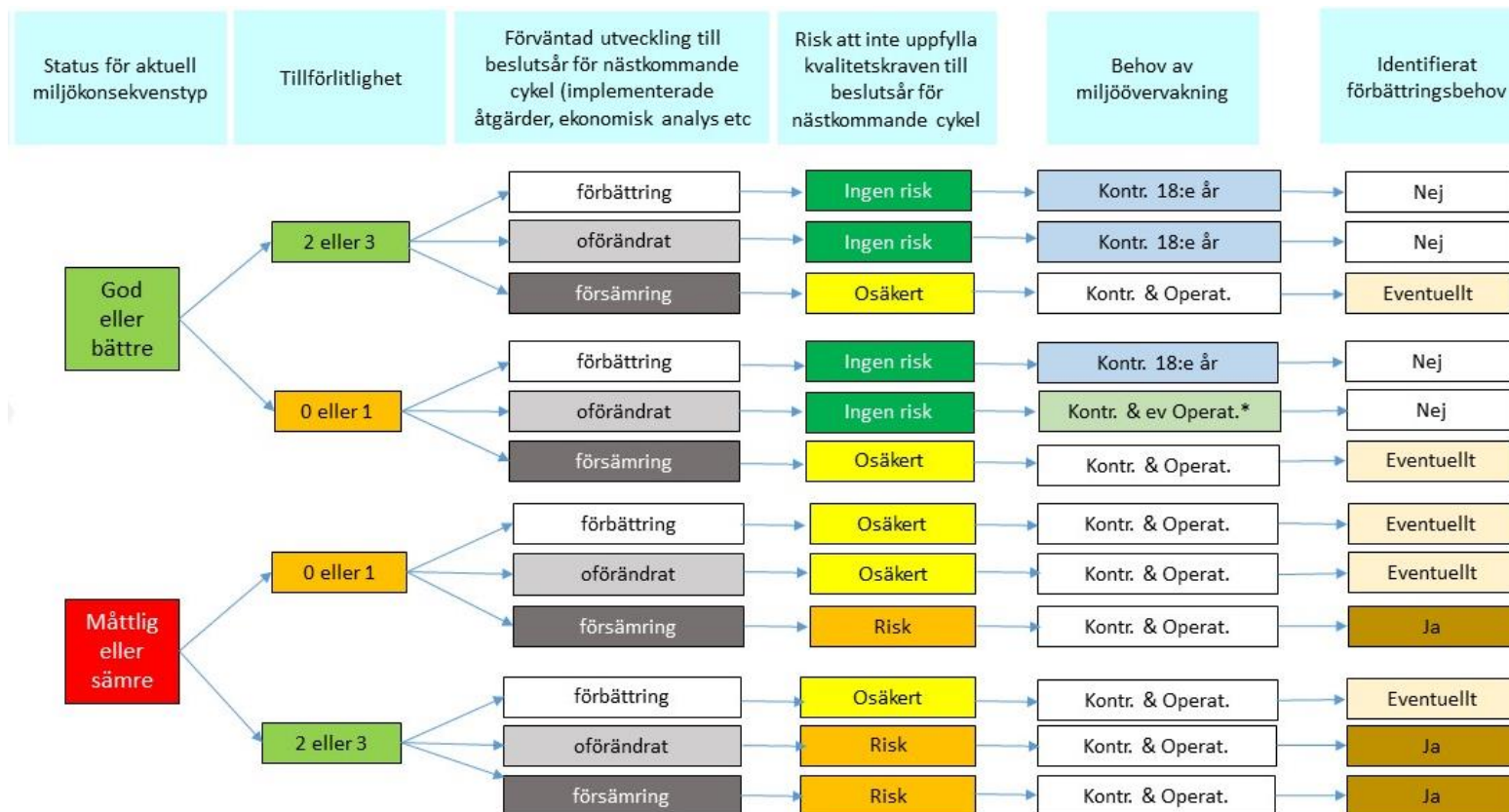
Resultaten från statusklassificeringen baseras på vad nuvarande övervakningsdata och påverkansanalys ger för bild av tillståndet i en vattenförekomst. I riskbedömningen ska även en prognos för framtida

utveckling av påverkan vägas in (ekonomisk analys, implementerade åtgärder etc). Under riskbedömningen bedöms om vattenförekomsten riskerar att inte uppnå god status, eller att försämrans från hög till god. Beroende på utfall identifieras övervaknings- och eventuellt förbättringsbehov.

Riskbedömningen beskrivs utförligare i Havs- och vattenmyndighetens vägledning (Havs- och vattenmyndigheten 2018a), men ett beslutschema som visar huvuddragen i riskbedömningen inkluderas även här (Figur 12) 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 förbättrings- respektive övervakningsbehov.

Om tillförlitligheten är låg krävs enligt Figur 12 mer övervakning för att avgöra risken. Om det sanna medelvärdet, som skattas genom stickprover, ligger mycket nära den relevanta klassgränsen kommer dock klassningsosäkerheten att vara nära 50% även vid en mycket hög övervakningsinsats. För att inte dessa fall ska sluka allt för mycket övervakningsresurser kan det vara lämpligt att höja tillförlitligheten genom att ta hänsyn till resultaten från närliggande vattenförekomster med likartade förutsättningar och påverkan (se avsnitt 5.2.1 *Möjligheter att höja tillförlitligheten*).

Utöver att samtliga vattenförekomster ska uppnå eller behålla god status så ska även vattenförekomster med hög status behålla denna (försämringsförbudet). För en del vattenförekomster har tidigare klassificering till hög ekologisk status baserats enbart på påverkansanalys eller på inkompleta data (en eller flera kvalitetsfaktorer saknas). Om en sådan kvalitetsfaktor som tidigare inte har bedömts genom övervakning visar sig ha god status, utan att någon påverkan har tillkommit, ska detta dock inte ses som ett underlag för att identifiera förbättringsbehov. Mer troligt är att sänkningen beror på att det tidigare antagandet om hög status var felaktigt.



Figur 12. 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. Kontr. 18:e år = Kontrollerande övervakning under minst ett år var tredje förvaltningsperiod, Kontr. = Kontrollerande övervakning under minst ett år per sexårig förvaltningsperiod, Operat. = Operativ övervakning, * = operativ övervakning om det finns en betydande påverkan

7 Exempel på klassificeringar

Nedan ges ett antal exempel på klassificeringar av status och tillförlitlighet med utgångspunkt i avsnitt 5. *Statusklassificering och tillförlitlighet*. Exemplet 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 10).

7.1 Statusklassificeringar med betydande påverkan

7.1.1 Statusklassificering med hög osäkerhet

Påverkan och miljökonsekvens:

Betydande påverkan från bland annat dagvatten. Möjliga miljökonsekvenstyper är ändrade livsmiljöer till följd av hydrologisk påverkan (inkl grumling) och förorenande ämnen.

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 år har övervakats för perioden. Resultatet av detta prov visar 57% sannolikhet för måttlig status och 43% sannolikhet för god status (se Exempel 1, 3.3 *Beräkningsexempel*). Analyserade SFÅ 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 8 sätts status för bottenfauna till måttlig med tillförlitlighet 1 (låg).

Kommentar:

Måttlig status indikerar ett förbättringsbehov. Tillförlitligheten är dock låg, vilket innebär att status behöver bekräftas med stöd av ytterligare övervakning, eller annan information, innan ett förbättringsbehov identifieras.

7.1.2 Reviderad klassificering med nya data

Påverkan och miljökonsekvens:

Samma som 7.1 Statusklassificeringar *med betydande påverkan*
7.1.1 Statusklassificering med hög osäkerhet.

Övervakning:

Den låga tillförlitligheten i 7.1.1 *Statusklassificering med hög osäkerhet* identifierade ett behov av bättre underlag för att identifiera ett

förbättringsbehov. 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, 3.3 *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 8).

Rimlighetsbedömning, Typ 1:

I detta fall klarar data alla kontroller som anges i Figur 9. 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.

7.1.3 Klassificering av kalkad sjö

Påverkan och miljökonsekvens:

Sjö med möjlig försurning baserat på MAGIC-modellen. Sjön är kalkad.

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 8 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 kalkningen vägas in för att avgöra behovet av kontrollerande respektive operativ övervakning.

7.1.4 Klassificering utifrån fysikalisk-kemisk bedömningsgrund

Påverkan och miljökonsekvens:

Betydande påverkan från jordbruk. Möjlig miljökonsekvenstyp är förorening av näringsämnen.

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 8. 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.

7.1.5 Gruppering

Påverkan och miljökonsekvens:

Betydande påverkan från jordbruk. Möjlig miljökonsekvenstyp är förorening av näringsämnen.

Övervakning:

Övervakningsdata saknas för vattenförekomsten. Vattenförekomsten klassificeras genom gruppering, där data från närliggande vattenförekomster med likartad påverkan visar otillfredsställande status för växtplankton (85% säkerhet) och klassificeringen av näringsämnen visar måttlig status (90% säkerhet). Osäkerheten baseras på variationen mellan vattenförekomster.

Status och tillförlitlighet:

Status och tillförlitlighet bedöms med hjälp av Figur 8. 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 8.

Kommentar:

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

7.1.6 Morfologisk påverkan utan biologisk bedömningsgrund

Påverkan och miljökonsekvens:

Påverkan på vattendrag genom rätning. Möjlig miljökonsekvenstyp är ändrade livsmiljöer på grund av morfologiska förändringar.

Övervakning:

Relevant biologisk övervakning saknas. Den hydromorfologiska bedömningsgrunden för morfologisk tillstånd visar på måttlig status. Eftersom biologisk övervakning saknas används morfologiskt tillstånd som underlag för en expertbedömning av biologin.

Status och tillförlitlighet:

Enligt tumregel i avsnitt 4.2.6 *Är expertbedömningen säker eller osäker?* betraktas denna expertbedömning av biologin som osäker. Status och tillförlitlighet bedöms med hjälp av Figur 8, vilket ger måttlig status 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 7.1.7 *Morfologisk påverkan med biologisk bedömningsgrund*)

7.1.7 Morfologisk påverkan med biologisk bedömningsgrund

Påverkan och miljökonsekvens:

Samma som 7.1.6 *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 8. Eftersom det är minst 80% sannolikhet för god status bedöms resultatet som säkert. Enligt Figur 8 behöver därmed en rimlighetsbedömning (Typ 1) utföras.

Rimlighetsbedömning, Typ 1:

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

Kommentar:

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

7.1.8 Morfologisk påverkan med höjd tillförlitlighet genom gruppering/extrapolering

Påverkan och miljökonsekvens:

Samma som 7.1.6 *Morfologisk påverkan utan biologisk bedömningsgrund*.

Övervakning:

Den hydromorfologiska bedömningsgrunden för morfologisk tillstånd visar på måttlig status. I området finns vattenförekomster med likartad påverkan där det finns övervakning av fisk (VIX och VIXmorf), vilket visar måttlig status med 85% sannolikhet. Tillförlitligheten i klassificeringen kan därmed höjas genom att klassificera dessa i grupp.

Status och tillförlitlighet:

Status och tillförlitlighet bedöms med hjälp av Figur 8. Eftersom det är minst 80% sannolikhet för måttlig status bedöms resultatet som säkert. Eftersom även den hydromorfologiska bedömningsgrunden visar sämre än god status blir status måttlig med tillförlitlighet 3.

Kommentar:

Den hydromorfologiska bedömningsgrunden identifierar en möjlig miljökonsekvens. Den är dock inte tillräckligt stark för att med säkerhet kunna expertbedöma biologisk status till sämre än god. Kompletterande biologiska data från vattenförekomster med likartad påverkan höjer dock tillförlitligheten vilket leder till att ett förbättringsbehov identifieras.

7.1.9 Påverkan från vattenkraftverk

Påverkan och miljökonsekvens:

Betydande påverkan av vattenkraftverk i ett vattendrag. Möjliga miljökonsekvenstyper är ändrade livmiljöer till följd av hydrologiska och morfologiska förändringar.

Övervakning:

Biologisk övervakning från vattenförekomsten saknas. Underlag finns för beräkning av bedömningsgrunden för hydrologisk regim, vilket visar otillfredsställande status.

Status och tillförlitlighet:

Eftersom hydromorfologiska bedömningsgrunder inte kan sänka status lägre än till god används detta som underlag för expertbedömning av biologi, som enligt tumregel i avsnitt 4.2.6 *Är expertbedömningen säker eller osäker?* betraktas som säker. Status och tillförlitlighet bedöms med hjälp av Figur 8, vilket ger måttlig status med tillförlitligheten 2 (medel). Rent praktiskt sätts denna status och tillförlitlighet för fisk då det är denna kvalitetsfaktor som bedöms som mest känslig för påverkan.

Kommentar:

I och med att status för hydrologisk regim är sämre än måttlig betraktas det som ett tillräckligt säkert underlag för att med tillräcklig säkerhet expertbedöma att biologin inte uppnår god status, och att ett förbättringsbehov därmed föreligger.

7.1.11 Påverkan från stadsbebyggelse

Påverkan och miljökonsekvens:

Vattendrag med betydande påverkan genom stadsbebyggelse. Möjlig miljökonsekvenstyp är ändrade livmiljöer till följd av morfologiska förändringar.

Övervakning:

Biologisk övervakning från vattenförekomsten saknas. Med stöd av flygfotografier konstateras att 25% av vattendragets närområde utgörs av

anlagda ytor. Enligt bedömningsgrunden för konnektivitet blir status därmed måttlig.

Status och tillförlitlighet:

Eftersom hydromorfologiska bedömningsgrunder inte kan sänka status lägre än god används detta som underlag för expertbedömning av biologi, som enligt tumregel i avsnitt 4.2.6 *Är expertbedömningen säker eller osäker?* betraktas som osäker. Status och tillförlitlighet bedöms med hjälp av Figur 8, vilket ger måttlig status med tillförlitligheten 1 (låg). Rent praktiskt sätts denna status och tillförlitlighet för fisk då det är denna kvalitetsfaktor som bedöms som mest känslig för påverkan.

Kommentar:

I och med att status för konnektivitet är måttlig betraktas det som ett otillräckligt underlag för att med tillräcklig säkerhet kunna expertbedöma biologin till sämre än god. Den låga tillförlitligheten leder därmed till att ett övervakningsbehov identifieras.

7.2 Klassificering utan betydande påverkan

7.2.1 Missad påverkan i påverkansanalys, kontrollerande övervakning

Påverkan och miljökonsekvens:

Sjö utan betydande påverkan enligt påverkansanalys.

Övervakning:

Kontrollerande övervakning av alla biologiska kvalitetsfaktorer. Växtplankton (näringssämnen) visar 90% sannolikhet för måttlig status eller sämre.

Status och tillförlitlighet:

Statusklassificering och bedömning av tillförlitlighet görs med hjälp av Figur 10. 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 11. 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 växtplankton har en tillräckligt stark koppling till övergödning för att ensamt initiera en översyn av påverkansanalysen. Som ett resultat av detta behöver den eventuella 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. Om den reviderade

påverkansanalysen leder till att betydande påverkan identifieras görs statusklassificeringen om med utgångspunkt i Figur 8.

7.2.2 Missad påverkan i påverkansanalys, annan övervakning

Påverkan och miljökonsekvens:

Samma som 7.2.1 *Missad påverkan i påverkansanalys, kontrollerande övervakning* **Fel! Hittar inte referensälla..**

Övervakning:

Utöver det som beskrivs i 7.2.1 *Missad påverkan i påverkansanalys, kontrollerande övervakning* **Fel! Hittar inte referensälla.** så genererar övervakningen ett resultat för IPS, vilket indikerar påverkan av näringsämnen eller lättnedbrytbar organisk förorening. Status för IPS är måttlig med 90% säkerhet.

Status och tillförlitlighet:

Utöver det som beskrivs i 7.2.1 *Missad påverkan i påverkansanalys, kontrollerande övervakning* så utvärderas resultatet för IPS enligt Figur 10. Detta pekar ut behovet av en rimlighetsbedömning, Typ 2.

Rimlighetsbedömning, Typ 2:

Rimlighetsbedömningen utgår ifrån Figur 11. Övervakningsstationerna bedöms representativa för sjön och det finns inte någon anledning att tro att sjön har avvikande referensförhållanden. Eftersom endast en parameter använts för att verifiera frånvaron av påverkan är det inte frågan om något multiplicitetsproblem. Som ett resultat av detta behöver påverkansanalysen ses över. Eventuellt behövs undersökande övervakning för att identifiera påverkan.

Kommentar:

Operativ övervakning för att bedöma miljökonsekvensen av försurningspåverkan fångar här upp trolig näringspåverkan som missats i påverkansanalysen. För att relevanta åtgärder ska kunna vidtas behöver påverkanskällan identifieras, exempelvis med stöd av undersökande övervakning. Därefter görs statusklassificeringen om med utgångspunkt i Figur 8.

7.2.3 Felaktiga referensförhållanden

Påverkan och miljökonsekvens:

Ingen utpekad påverkan för vattenförekomsten.

Övervakning:

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

Status och tillförlitlighet:

Statusklassificering och bedömning av tillförlitlighet görs med hjälp av Figur 10. 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 11. 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 lämnas därför oklassificerad.

Kommentar:

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

7.2.4 Felaktig klassificering till följd av multiplicitetsproblemet

Påverkan och miljökonsekvens:

Vattendrag utan betydande påverkan enligt påverkansanalys.

Övervakning:

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

Status och tillförlitlighet:

Statusklassificering och bedömning av tillförlitlighet görs med hjälp av Figur 10. 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 11. 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 VIX inte har tillräckligt stark koppling till en i sammanhanget relevant miljökonsekvenstyp för att ensamt leda till att påverkansanalysen revideras. I steg 4 noteras att bara en av fem potentiellt utslagsgivande parametrar har fallit ut som påverkad, vilket betyder att det 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 inte att det finns något föräbtringsbehov. 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. Påverkansanalys och 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. 2018c. Fisk i 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. 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 bakgrundsdocument. Rapport 2007:4
- Länsstyrelsen i Värmlands län, Wallsten, M. 2012. Makrofyter i Värmlands län 2009-2011. Undersökning av regleringspåverkan i 13 sjöar för bedömning av ekologisk status. Publikation nr. 2012:09.

- 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

Arbetsmaterial

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