

<b>Datum</b> 2018-04-24	<b>Diarienummer</b> 1308-17	<b>Mottagare</b> Se sändlista
<b>Handläggare</b> Jonas Svensson	<b>Direkt</b> 010-6986022	
Havs- och vattenmyndigheten <a href="mailto:Jonas.svensson@havochvatten.se">Jonas.svensson@havochvatten.se</a>		

## Konsekvensutredning av revidering av Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten

### 1. Beskrivning av problemet och vad man vill uppnå

#### Övergripande syfte med förslaget

För att åstadkomma väl motiverade och kostnadseffektiva åtgärder i arbetet med att förbättra vattenmiljön är en förutsättning att uppgifterna om och bedömningen av den befintliga vattenkvaliteten som myndigheter och verksamhetsutövare utgår ifrån speglar en korrekt bild av miljötillståndet. Detta är också essentiellt för rättssäkerheten i tillståndsprövningar och tillsyn.

En viktig utgångspunkt vid dessa bedömningar är de biologiska, hydromorfologiska och fysikalisk-kemiska bedömningsgrunder (även för särskilda förorenande ämnen, SFÄ) som ingår i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.

Bedömningsgrunderna används vid klassificering av ytvattnets status men även vid kartläggning och analys samt framtagande av övervakningsprogram (se även HVMFS 2017:20 och HVMFS 2015:26). I förlängningen möjliggör detta att åtgärder prioriteras till områden där det lokalt annars finns risk för negativa effekter.

För att vattenmyndigheterna ska kunna beakta reviderade och nya bedömningsgrunder vid klassificering av ekologisk status under innevarande förvaltningscykel för vattendirektivet, 2016-2021, behöver nya bestämmelser vara beslutade inför vattenmyndigheternas klassificeringsarbete som ska påbörjas hösten 2018. Några av de biologiska bedömningsgrunderna som nu föreslås har dessutom tillkommit genom ett EU-gemensamt interkalibreringsarbete. De har

beslutats av EU-kommissionen och behöver införas även i nationell lagstiftning senast 6 månader efter beslut. Några av ändringarna föranleder justeringar i databasen VISS och dessa behöver vara genomförda innan klassificeringsarbetet startar upp och som i sin tur följs av bl.a. normsättning och framtagande av åtgärdsprogram, vilka ska beslutas 2021.

För närvarande planeras en större översyn av HVMFS 2013:19 med avseende på struktur och övergripande innehåll. Att invänta en eventuell föreskriftsrevidering till följd av översynen skulle dock innebära att bedömningsgrunderna inte kan ligga till grund för åtgärdsprogrammet som ska beslutas 2021, utan först för det åtgärdsprogram som beslutas 2027.

### **Bakgrund till remitterat förslag**

Ett femårigt forskningsprogram WATERS startades 2011 av Naturvårdsverket för att utreda, och vid behov ta fram förslag på bättre, biologiska bedömningsgrunder för statusklassificering av ytvatten enligt vattendirektivet. Programmet drevs av Havsmiljöinstitutet, men involverade även forskare från bl.a. SLU. Hösten 2016 presenterade WATERS förslag på revidering av bedömningsgrunder. Efter det gjorde Havs- och vattenmyndigheten (HaV), i samverkan med vattenmyndigheterna och länsstyrelserna, en prioritering av revisionsförslagen. Under 2017 lades uppdrag ut på forskare att omvandla de mest högprioriterade förslagen till reviderade biologiska bedömningsgrunder för uppdatering av HVMFS 2013:19. Utöver detta har några av de biologiska bedömningsgrunderna tillkommit genom ett EU-gemensamt interkalibreringsarbete.

Hösten 2016 initierades även en översyn av fysikalisk-kemiska bedömningsgrunder för bl.a. näringspåverkan. Uppdrag för detta lades ut på SLU (inlandsvatten) och SMHI (kustvatten). Under samma period initierades från HaV också en mindre översyn av enstaka hydromorfologiska bedömningsgrunder av betydelse för bl.a. utpekande av kraftigt modifierade vatten (KMV) enligt vattenförvaltningsförordningen. Resultaten presenterades hösten 2017.

September 2016 rapporterade vattenmyndigheterna in behov av ytterligare bedömningsgrunder för särskilda förorenande ämnen (SFÄ) till HaV. Stockholms universitet fick i uppdrag att ta fram underlag och en myndighetsarbetsgrupp (HaV, Kemikalieinspektionen, Läkemedelsverket) bildades för att se över

vattenmyndigheternas förslag, komplettera med ytterligare kandidater utifrån bl.a. nationella och internationella observationer samt för att granska underlag. En referensgrupp med bred sammansättning bildades också och har vid flera tillfällen konsulterats avseende t.ex. urval av ämnen och vilka konsekvenser införandet av dessa värden kan tänkas få.

Utifrån forskarnas samlade underlag har HaV tagit fram ett förslag på reviderade föreskrifter. Syftet med föreskriftsändringar av biologiska, fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska bedömningsgrunder är främst att öka validiteten i mätningarna. Genom ändringarna av biologiska, fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska bedömningsgrunder samt genom tillägg av ytterligare bedömningsgrunder för SFÄ underlättas också för vattenmyndigheterna att göra korrekta och harmoniserade klassificeringar av ekologisk status.

### **Motiv till respektive ändring**

#### **1 kap. 3 §**

I kapitel 1 föreslås en förändring i definitionen av ”grupp av ytvattenförekomster”. Denna är baserad på Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter 2017:20, 7 § ”Gruppering av ytvattenförekomster”. Förändringen förtydligar att det är möjligt att även gruppera sjöar eller andra vattenförekomster som inte är ”sammanhängande”. Det avgörande är att vattenförekomsterna har samma typindelning enligt de definitioner som används. Detta kan, bland annat, möjliggöra en effektivare miljöövervakning och bättre underlag för klassificeringar. Förändringen innebär också ett förtydligande av att det inte är möjligt att gruppera ytvattenförekomster med olika påverkan i samma grupp (se även HVMFS 2017:20).

#### **2 kap. 10 §**

En mindre justering görs av 10 § (sura förhållanden) för att stämma överens med ny metod för klassificering med hjälp av biologiska metoder.

#### **Biologiska bedömningsgrunder, Bilaga 1 och 4 i HVMFS 2013:19**

Grunden för revidering till följd av WATERS förslag är i huvudsak att öka precisionen i bedömningarna, så att risken för felaktiga statussänkningar eller förbisedd påverkan minskar. Ett förslag från WATERS grundas dock på andra

motiv. Det är införande av hälsogränsvärden för bedömning av toxiska cyanobakterieblomningar. Motivet till detta är istället att fånga in oönskade störningar så som de beskrivs i vattendirektivet.

Utöver förslag från WATERS har två nya index tillkommit för fisk i sjöar. Dessa är framtagna inom ramen för det genom vattendirektivet reglerade interkalibreringsarbetet. Detta görs för att få samstämmighet mellan EU:s medlemsländer om gränsvärden för biologiska bedömningsgrunder. Sverige är skyldig att genom revision av föreskrifterna införa nya, av EU-kommissionen beslutade, gränsvärden senast 6 mån efter beslut. Även för växtplankton i kustvatten krävs ett antal sådana justeringar till följd av interkalibreringen.

### **Fysikalisk-kemiska bedömningsgrunder, Bilaga 2 och 5 i HVMFS 2013:19**

#### *Fysikalisk-kemiska bedömningsgrunder för näringspåverkan*

Förändringarna av de fysikalisk-kemiska bedömningsgrunderna för näringspåverkan leder till mer korrekta bedömningar av näringspåverkan. HaV bedömer att ändringarna generellt leder till att Sveriges sjöar och vattendrag får en något högre statusklassificering avseende fosfor jämfört med dagens bedömningsgrunder. Underlagsrapporten ovan visade att av 190 sjöar inom nationell och regional miljöövervakning var det endast 7 sjöar som var aktuella för bedömning av kväve. Detta indikerar att bedömningsgrunden endast är aktuell för en låg andel sjöar men kan ha stor betydelse för det enskilda objektet.

Parametrarna siktdjup och syrgas i sjöar har förtydligats och förenklats men innebörden av ändringarna bedöms inte ha någon avgörande inverkan på statusklassificeringen.

De ändringar som föreslås för fysikalisk-kemiska bedömningsgrunder i kustvatten innefattar främst en uppdatering av referensvärden för näringsämnen samt förslag på uppdatering av viss text i föreskriften gällande syrebalans och siktdjup. Utöver uppdatering av referensvärden för näringsämnen föreslås en förändrad sammanvägning av kväve och fosfor i bedömningsgrunden. Det innebär att de ingående parametrarna för kväve och fosfor sammanvägs var för sig.

Bedömningsgrunderna ger då en separat status för varje näringsämne (kväve och fosfor) baserat på de ingående parametrarna. Detta ger både en större möjlighet till

att se vilket näringsämne som bidrar till att eventuellt sänka status och stämmer överens med hur rapporteringen till EU-kommissionen ska ske.

Nya referensvärden och klassgränser för näringsämnena i kustvatten togs fram av SMHI på vattenmyndighetsuppdrag 2013. Ingen uppdatering av föreskrifterna gjordes emellertid i samband med det uppdraget.

Någon större inverkan på statusklassificeringen avseende näringsämnena för kustvatten bedöms inte de nu föreslagna ändringarna ha, men det kan inte uteslutas att enstaka kustvattenförekomster kan få ändrad status för näringsämnena. För syre föreslås en uppdatering om vilka mätmetoder som får användas, så att även mätningar med sensorer kan användas för statusbedömning. Avseende siktdjup är ändringen mer av förtydligande karaktär, vilket kan bidra till ökad samstämmighet i bedömningarna.

### *Särskilda förorenande ämnen (SFÄ)*

Samtliga medlemsländer ska ta fram egna bedömningsgrunder för SFÄ som är av relevans i det egna landet/vattendistriktet. Tillvägagångssättet bygger i korthet på att värdena ska baseras på en bedömning av vilka halter som, om de överskrids i den akvatiska miljön, kan ge upphov till negativa effekter på

- vatten- och sedimentlevande organismer
- människor via intag av dricksvatten eller fisk och skaldjur
- topp-predatorer via akvatiska näringskedjor (t.ex. fiskätande fåglar och däggdjur).

Den här typen av värden tas därför fram på ett annat sätt än de andra fysikalisk-kemiska bedömningsgrunderna ovan.

I samband med revideringen av HVMFS 2013:19 genom HVMFS 2015:4 infördes bedömningsgrunder för 26 ämnen eller ämnesgrupper i bilaga 2 och 5.

Vattenmyndigheterna rapporterade i början av september 2016, in ett behov av ytterligare bedömningsgrunder för ca 15 ämnen och ämnesgrupper. Urvalet baserade sig på önskemål från länsstyrelsernas beredningssekretariat.

Arbetet med att, utifrån framförda önskemål, ta fram ytterligare bedömningsgrunder för särskilda förorenande ämnen har bedrivits inom ramen för en arbetsgrupp med representanter från HaV, Kemikalieinspektionen och

Läkemedelsverket. Ytterligare förslag på ämnen, utöver de som rapporterats av vattenmyndigheterna, tillkom inom arbetsgruppen, baserat på t.ex. observationer inom övervakning och screening men också internationellt uppmärksammade ämnen.

Det slutliga urvalet av ämnen som ingår i remissförslaget har baserats på en bedömning av ämnenas relevans avseende potentiella risker för akvatiska organismer, predatorer eller oss människor som en indirekt följd av ämnenas förekomst i den akvatiska miljön. HaV har dock även behövt ta hänsyn till bl.a. tillgång till underlag och tidsramarna för arbetet. I remissbilaga 2 beskrivs ytterligare hur bedömningsgrunderna för SFÅ beräknats, hur urval har gjorts, vilket underlag som har använts och avvägningar som har gjorts vid framtagande av de i denna remiss ingående värdena.

Remissen har med förslag på bedömningsgrunder för åtta ämnen eller ämnesgrupper, utöver de befintliga (26 ämnen) som idag kan beaktas vid klassificering av SFÅ. Remissen har också med förslag på sedimentvärden för koppar, dvs. ett ämne som redan ingår i föreskrifterna. Om halterna överskrider de nivåer som anges innebär det en risk för att negativa effekter kan uppstå och att det råder måttlig ekologisk status (se även vattendirektivets bilaga V avsnitt 1.2.1.-1.2.5).

### **Hydromorfologiska bedömningsgrunder, Bilaga 3**

När det gäller de hydromorfologiska bedömningsgrunderna är det speciellt viktigt att de hydromorfologiska parametrarna är väl klassade för de vattenförekomster där det finns en samhällsnyttig användning av vattenförekomsten som kan ligga till grund för att en vattenförekomst får förklaras som kraftigt modifierad (jmf vägledning)<sup>1</sup>. För att få förklara en vattenförekomst som kraftigt modifierad är ett första krav att vattenförekomsten har en väsentligt förändrad fysisk karaktär. Det betyder att vattenförekomsten har så kraftiga fysiska förändringar att dessa omöjliggör att god ekologisk status kan nås. En vattenförekomst fysiska karaktär kan anses vara väsentligt förändrad om kvalitetsfaktorerna hydrologisk regim/hydrografiska villkor och morfologiskt tillstånd motsvarar otillfredsställande

<sup>1</sup> <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/vattenforvaltning/om-vattenforvaltning/kraftigt-modifierade-vatten.html>

eller dålig status och det är en avgörande orsak till att ekologisk status är sämre än god.

De ändringar som föreslås omfattar justerad tidserie och formel för Volymsavvikelse i vattendrag samt justerad tidserie och formel för Flödets förändringstakt i vattendrag inom kvalitetsfaktorn Hydrologisk regim i vattendrag. Skälen till dessa ändringar är att många typer av hydromorfologisk påverkan utgör påverkan av storskalig vattenkraft på hydrologisk regim i vattendrag. Väl fungerande bedömningsgrunder underlättar därför möjligheten att förklara vattenförekomster som påverkas av vattenkraftverk som kraftigt modifierade samt upprättande av kvalitetsnormer och åtgärdsbeting. Ett andra skäl är att det ofta saknas data för biologiska kvalitetsfaktorer medan data för hydrologiska kvalitetsfaktorer är betydligt vanligare på grund av underlag från SMHIs modelleringar, vilka kan förbättras ytterligare med hjälp av indata från vattenkraftbolagen. Genom att justera tidsseriernas upplösning så att de antingen kan vara medelvärden per timme eller per dygn kan konsekvenserna av korttidsreglering nu fångas in i de fall underlag per timme finns.

### **Förtydliganden och tillägg**

I föreskrifterna har gjorts mindre förändringar för överensstämmelse med de nya bedömningsgrunderna, se missiv.

## **2. Beskrivning av alternativa lösningar för det man vill uppnå och vilka effekterna blir om någon reglering inte kommer till stånd**

### **Biologiska, fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska bedömningsgrunder**

Om inte förändringen genomförs kommer i den tredje förvaltningscykeln ett större antal vattenförekomster att klassificeras till fel status alternativt kvarstå som felaktigt klassificerade. Möjligheterna till utpekande av kraftigt modifierade vatten kommer att vara begränsade. Det finns inga andra alternativa förslag på bedömningsgrunder utarbetade.

## Särskilda förorenande ämnen

### *Effekter om nya värden inte läggs till*

Ett alternativ, när det gäller SFÄ, skulle kunna vara att några ytterligare bedömningsgrunder inte fastställs. Ämnena har befunnits vara relevanta för svensk miljö. Vilka effekterna blir om någon reglering inte kommer till stånd varierar för olika ämnen. I samtliga fall innebär förekomsten av de aktuella ämnena i halter som överstiger de värden som föreslås en förhöjd risk för att negativa effekter kan uppstå på akvatiska organismer, via näringskedjan eller indirekt för oss människor.

Flera av bedömningsgrunderna i remissen avser att skydda akvatiska organismer. Om en reglering inte kommer till stånd kan det därför i sig leda till negativ påverkan på flera ekosystemtjänster såsom:

- Primärproduktion<sup>2</sup>
- Upprätthållande av näringsvävarnas dynamik<sup>3</sup>
- upprätthållande av livsmiljöer<sup>4</sup>
- upprätthållande av ekosystemets resiliens
- tillhandahållande av livsmedel (fisk och skaldjur).

Även andra ekosystemtjänster riskerar att drabbas negativt. Här kan särskilt nämnas att värdet för poly- och perfluorerade alkylsubstanser avser att skydda mänsklig hälsa vid intag av dricksvatten. Ämnesgruppen är problematisk vid dricksvattenframställning och höga halter har lett till att några dricksvattentäkter permanent har tagits ur bruk.<sup>5</sup>

---

<sup>2</sup> Omvandling av koldioxid och annat oorganiskt material till organiskt material med solljus som energikälla. I vattenmiljöer utförs primärproduktionen främst av växtplankton genom den process som kallas fotosyntes. En stödjande tjänst som indirekt skapar nytta.

<sup>3</sup> Rovdjur eller rovfiskars reglering av populationer, konkurrens mellan växter som motverkar igenväxning. Bidrar till balanserade nivåer av populationer

<sup>4</sup> Tillhandahållande av habitat för populationer av arter för olika funktioner under alla stadier av artindividernas livscykel (reproduktion, sovplatser, födosök, reproduktion, spridning, flyttning, övervintring m.fl.). Stödjande tjänst som indirekt bidrar till bland annat livsmedel och reglering av skadedjur som möjliggör för olika arter att fortleva. Bidrar även till mer resilienta ekosystem, bidrag till högre och mer förutsägbar produktion, kan bidra till upplevelsevärden och värdet av att veta att jag som individ kan nyttja en resurs i framtiden/andra personer kan nyttja resursen i framtiden

<sup>5</sup> Se även Regeringen 2016. Utredningen om spridning av PFAS-föreningar i dricksvatten (M 2015:B).

<https://www.regeringen.se/contentassets/014c3e70e27c4ecf8d5b91553dd34559/utredningen-om-spridning-av-pfas-fororeningar-i-dricksvatten.pdf>



Om fortsatt oreglerat i vattenmiljön kan förekomsten av ciprofloxacin också ge upphov till resistensutveckling och därmed negativa effekter för de individer som får allvarigare bakterieinfektioner och för samhället i stort som får en ökad kostnad för sjukvård. Även läkemedelsbranschen kan drabbas om preparat blir överksamma.

Vilka organismgrupper som bedömts som mest känsliga men också skyddas av förslaget beskrivs ytterligare i bilagan till denna konsekvensutredning och remissbilaga 2. Om det inte finns några bedömningsgrunder för de nya ämnena kommer vattenmyndigheterna inte att ta fram några åtgärdsprogram inom ramen för vattenförvaltningsförordningen för att komma tillrätta med problemen.

Slutligen angav länsstyrelserna att ett skäl för att kompletterande värden för sediment skulle behöva etableras var att länen hade relativt god tillgång till övervakningsdata för denna matris. Om värden för sediment inte etableras försvåras användandet av dessa data och i samband med expertbedömningar finns en risk för att olika bedömningar görs av olika län, alternativt tillkommer ytterligare kostnader för att även provta och analysera vattenfas.

### *Alternativa lösningar*

Att ta fram bedömningsgrunder för SFÄ är relativt tids- och resurskrävande, vilket motiverar att bedömningsgrunder tas fram nationellt och inte av respektive län eller distrikt. Under den första förvaltningscykeln valde bara ett distrikt att klassificera kvalitetsfaktorn SFÄ och trots att förslag på värden fanns tillgängliga genom Naturvårdsverkets rapport 5799 utgick man från andra värden. Värden som ska användas vid klassificering av SFÄ behöver granskas av utomstående experter och bli föremål för samråd med allmänheten i medlemsstaten<sup>6</sup>.

Bedömningsgrunder för SFÄ har därför införts i föreskrifterna i samband med revideringen av HVMFS 2013:19 genom HVMFS 2015:4. Även i övriga medlemsländer tas värdena för SFÄ fram nationellt och de förs i de flesta fall in i lagstiftningen. Ytterligare bedömningsgrunder för SFÄ behöver således ingå i föreskrifterna (och inte i t.ex. vägledning) för att ämnena ska kunna beaktas av vattenmyndigheterna i samband med klassificeringen av ekologisk status. Det är

---

<sup>6</sup> se vattendirektivets bilaga V avsnitt 1.2.6.iv och 4 kap. § 4 VFF.

också positivt ur rättsäkerhetssynpunkt genom att samtliga län och distrikt utgår från samma bedömningsgrunder.

Alldeles oavsett införandet av dessa bedömningsgrunder kan åtgärder relaterade till de nya ämnena komma att vidtas som en följd av t.ex. provningar eller tillsyn av de verksamheter som eventuellt berörs. Olika bedömningar angående vilka halter som inte bör överskridas i den yttre miljön kan dock komma att göras och användas som utgångspunkt. Detta skulle i sin tur ge en sämre rättssäkerhet.

### 3. Uppgifter om vilka som berörs av regleringen

#### **Direkt berörda**

Bedömningsgrunderna ligger till grund för bedömningar av påverkan, risk, status, åtgärdsbehov, förutsättningar för undantag, beslut om miljö kvalitetsnormer samt fastställande av åtgärdsprogram. Vattenmyndigheterna berörs därför i första hand eftersom de är ansvariga för genomförandet av vattendirektivet.

Vattenmyndigheterna ansvarar också för att till HaV lämna den information som behövs för rapporteringen till EU-kommissionen.

Länsstyrelsernas beredningssekreteriat berörs också direkt av förslaget på bedömningsgrunder eftersom de på vattenförekomstnivå genomför klassificering, identifiering av betydande påverkan och bedömer om det föreligger en risk för att kvalitetskraven inte uppnås.

#### **Indirekt berörda**

Ansvaret för att se till att miljö kvalitetsnormerna följs ligger på myndigheter och kommuner. Det innebär att de vid sin rättstillämpning, genomförandet av egna åtgärder och sin regelgivning behöver se till att de åtgärder som behövs, vidtas. Det kan t.ex. innebära att ställa krav på en eller flera verksamhetsutövare att begränsa sina utsläpp eller genomföra avhjälpan åtgärder för att normerna ska kunna följas. Om det finns en risk för försämring behövs förebyggande eller begränsande åtgärder som leder till att en sådan försämring inte uppstår. Undantag från ovanstående kan dock gälla för de vattenförekomster där vattenmyndigheterna har beslutat om mindre stränga krav. Vidare gäller för SFÄ att de bedömningsgrunder som införs inte är allmänt gällande gränsvärden (som för kemisk status), utan de tillämpas bara för de vattenförekomster där det förekommer betydande utsläpp från mänskliga verksamheter (se även HVMFS 2017:20). Det är också i det senare fallet som de identifierade ämnena behöver övervakas (se även avsnitt 4 nedan).

Indirekt berörs därför företag som bidrar med negativ påverkan på vattenmiljöer. Ändrade bedömningsgrunder påverkar klassificeringen av vattenförekomsterna, vilket i sin tur ändrar de uppskattade behoven av åtgärder. Främst är det därför företag som bidrar med övergödande utsläpp (t.ex. jordbruk och fiskodlingar) samt företag som påverkar vattendragens struktur (t.ex. vattenkraftsbolag och jordbruket) som kan beröras av förslaget avseende biologiska-, fysisk-kemiska- samt hydromorfologiska bedömningsgrunder. Vad gäller SFÄ är det olika branscher som kan beröras beroende på ämne och vad klassificeringarna visar, se bilagan med en utredning för respektive ämne, samt avsnitt 7.

#### 4. Uppgifter om vilka kostnadsrämsiga och andra konsekvenser regleringen medför och en jämförelse av konsekvenserna för de övervägda regleringsalternativen

##### *Allmänt*

Inledningsvis finns en mindre administrativ kostnad för myndigheterna i att etablera de nya bedömningsgrunderna, till exempel genom att ändra beräkningar hos datavärdar. Ökad precision och minskad risk för felklassificering kan dock på sikt medföra stora kostnadsbesparingar för samhället då onödiga åtgärder kan undvikas och värdefulla ekosystemtjänster bevaras. För företagen bidrar bedömningsgrunderna även till ökad rättssäkerhet.

För befintliga tillståndspliktiga verksamheter gäller även fortsättningsvis de villkor som fastställts för verksamheten, oavsett om dessa villkor medför högre eller lägre krav än med de nya bedömningsgrunderna. En tillståndsmyndighet kan dock i enlighet med 24 kap. 5 § MB ompröva tillstånd samt ändra eller upphäva villkor eller andra bestämmelser eller meddela nya sådana om verksamheten med någon betydelse medverkar till att en miljökvalitetsnorm inte följs. Det är således först vid ny- eller omprövningar som de nya värdena blir aktuella att använda som utgångspunkt för villkor.

##### *Särskilda förorenande ämnen*

Generellt gäller att införandet av ytterligare bedömningsgrunder för SFÄ inte ger några ekonomiska konsekvenser i sig. Att ett ämne tas upp i bilaga 2 och 5 innebär

inte att det automatiskt behöver övervakas eller att åtgärder behöver vidtas för att t.ex. minska utsläppen. Vattenmyndigheterna behöver för respektive ämne och vattenförekomst först bedöma om det föreligger en risk för att något av värdena överskrids (se HVMFS 2017:20). Riskbedömningarna görs för att optimera övervakningsprogram (se HVMFS 2015:26) och åtgärdsprogram. Ökade kostnader för undersökningar kan uppstå men beror på ämne och rådande förhållanden i det enskilda fallet. Kostnader för att analysera respektive ämne framgår av bilagan till denna konsekvensutredning. Se även vidare under avsnitt 7.

## 5. Bedömning av om regleringen överensstämmer med eller går utöver de skyldigheter som följer av Sveriges anslutning till Europeiska unionen

Regleringen överensstämmer med de skyldigheter som följer av EU:s vattendirektiv (2000/60/EG).

## 6. Bedömning av om särskilda hänsyn behöver tas när det gäller tidpunkten för ikraftträdande och om det finns behov av speciella informationsinsatser

För att vattenmyndigheterna ska kunna använda de nya bedömningsgrunderna under innevarande förvaltningscykel behöver de vara beslutade inför klassificeringsarbetet som ska påbörjas hösten 2018, se även avsnitt 1.

HaV planerar att tillgängliggöra vägledning som förtydligar användningen av bedömningsgrunderna i samband med att föreskriftsförändringarna träder i kraft.

## 7. Konsekvenser för företag

### Allmänt

Föreskriftsändringarna bedöms överlag inte ge några negativa effekter av betydelse för företags arbetsförutsättningar, konkurrensförmåga eller villkor i övrigt. HaV bedömer att företagens administrativa kostnader inte kommer att påverkas signifikant utöver vad som redan krävs genom egenkontrollen. En positiv effekt för företagen är också ökad rättssäkerhet i bedömningarna av var åtgärder behöver vidtas för att minska negativ påverkan på, alternativt upprätthålla, vattnens status.

De reviderade föreskrifterna kommer att medföra en säkrare klassificering av ytvattenförekomster i hela Sverige då de grundar sig på bättre metoder för bedömning. Detta betyder att rättssäkerheten ökar, vilket gynnar företagen i stort. Avseende de befintliga bedömningsgrunderna kan enskilda företag dock påverkas både positivt och negativt av säkrare klassificeringar, beroende på åt vilket håll felet slog i de gamla klassificeringarna.

### **Ändringar i de biologiska-, fysikalisk-kemiska- och hydromorfologiska bedömningsgrunderna**

Konsekvenser av förändringarna i biologiska bedömningsgrunder för verksamhetsutövare, t.ex. i form av ändrade åtgärdsbeting eller villkor i tillståndsprovningar, är svåra att förutspå men bedöms generellt bli små. En positiv konsekvens är att risken för felaktiga klassificeringar minskar, vilket är positivt både ur ett samhällsekonomiskt perspektiv och för enskilda verksamhetsutövare som löper mindre risk att behöva genomföra och bekosta åtgärder som inte är motiverade ur ett miljöperspektiv.

Generellt innebär de nya fysikalisk-kemiska bedömningsgrunderna för näringspåverkan (övergödande ämnen) att vattenförekomster generellt får en något högre statusklassificering men det går inte att avgöra i det enskilda fallet. För företag som släpper ut näringsämnen till sjöar och vattendrag som tidigare felaktigt pekats ut som påverkade kan detta vara en fördel. Vid en jämförelse av statusklassning enligt nuvarande klassificering i VISS och de nya föreslagna bedömningsgrunderna blev utfallet att 42 av 98 vattendrag fick höjd status medan 14 vattendrag fick sänkt status (SLU 2017). I en motsvarande jämförelse för 105 sjöar blev utfallet att 22 sjöar fick höjd status medan endast en sjö fick sänkt status.

Justeringarna avseende hydromorfologiska bedömningsgrunder medför att en vattenförekomst lättare kan utpekas som kraftigt modifierad vilket kan medföra lätnader i åtgärder mot fysisk påverkan för t ex enskilda kraftbolag.

Då regleringen avseende biologiska, fysikalisk-kemiska avseende näringspåverkan och hydromorfologiska bedömningsgrunderna sammantaget inte bedöms ha några negativa effekter för företagen, och då det inte på förhand går att uttala sig om effekter för enskilda företag, så bedömer HaV att det inte går att beskriva

konsekvenser för företag mer i detalj, i enlighet med § 7 i förordningen om konsekvensutredning vid regelgivning (2007:1244).

### **Särskilda förorenande ämnen (SFÄ)**

För SFÄ beräknas svenska företag och andra verksamhetsutövare eventuellt kunna påverkas indirekt i de fall då de släpper ut höga halter eller stora mängder under en längre tid av de nya ämnena till mindre (dvs. känsliga) recipienter, alternativt om det förekommer flera utsläppskällor för samma ämne och den totala tillförseln bedöms som betydande för en enskild vattenförekomst. Det handlar dock generellt och i första hand troligen om provtagnings- och analyskostnader inom ramen för företagens egenkontroll, för att säkerställa att de egna utsläppen inte bidrar negativt till att normer inte kan följas. Detta kan eventuellt gynna företag som anlitas för att genomföra analyser av dessa ämnen. Kostnader för kemiska analyser av dessa ämnen framgår av bilagan till denna konsekvensutredning.

Av bilagan till konsekvensutredningen framgår för respektive ämne vilken typ av verksamheter som kan tänkas släppa ut de aktuella ämnena och vad övervakningsdata visar idag, liksom, i de fall det har gått att identifiera, vilken typ av åtgärder som kan tänkas vara aktuella och kostnaderna för dessa. Även konsekvenser för avloppsreningsverk har bedömts. Nedan redovisas några av slutsatserna av dessa utredningar.

### *Antalet företag som berörs, vilka branscher företagen är verksamma i samt storleken på företagen,*

På grund av kunskapskravet och de allmänna hänsynsreglerna i miljöbalken och den tillståndsprövning som krävs för många av de aktuella verksamheterna kan åtgärder behöva vidtas oavsett dessa föreskriftsändringar. Dessutom utgår flera av de föreslagna bedömningsgrunderna från värden som har beslutats i andra sammanhang. Sammanfattningsvis kan HaV dock dra slutsatsen att vid ungefär en tredjedel av totalt sexton gruvor i Sverige är dagens sulfathalter mycket höga i ytvattenrecipienter och på stora avstånd från utsläppspunkterna. För de företag som bryter malm i dessa gruvor kan de föreslagna värdena därför indirekt eventuellt ge upphov till betydande kostnader. Samtliga dessa företag är stora företag med mer än 50 anställda. I övrigt bedöms förslaget på nya SFÄ ge upphov

till inga eller endast ringa konsekvenser i form av åtgärdskostnader för svenska företag och kommuner, utöver vad som redan krävs med befintliga författningar.

*Vilken tidsåtgång regleringen kan föra med sig för företagen och vad regleringen innebär för företagens administrativa kostnader*

HaV bedömer att företagens administrativa kostnader inte kommer att påverkas signifikant utöver vad som redan krävs genom egenkontrollen.

*Vilka andra kostnader den föreslagna regleringen medför för företagen och vilka förändringar i verksamheten som företagen kan behöva vidta till följd av den föreslagna regleringen*

Vid uppskattningsvis fem av totalt sexton gruvor i Sverige är dagens sulfathalter mycket höga i ytvattenrecipienter och på stora avstånd från utsläppspunkterna. Om all sulfat ska renas bort blir kostnaderna betydande. Utsläpp av sulfat regleras dock redan genom provisoriska villkor för en av gruvorna. De tillkommande åtgärdskostnaderna för dessa gruvföretag, utöver åtgärdskostnaderna förknippade med de villkor som företagen skulle få även om ingen föreskriftändring genomförs, förväntas bli betydligt lägre. I jämförelse med det nu gällande provisoriska villkoret handlar det om att halterna eventuellt skulle behöva reduceras till en femtedel. Kostnaderna för att åstadkomma en sådan ytterligare reduktion varierar beroende på val av åtgärd eller kombination av åtgärder och förhållandena på platsen. Detta beskrivs ytterligare i bilagan till konsekvensutredningen.

*I vilken utsträckning regleringen kan komma att påverka konkurrensförhållandena för företagen*

Värdena för sulfat kan medföra krav på betydande åtgärdsinsatser för ett fåtal gruvföretag. De åtgärder som kan behöva införas bedöms dock inte inverka negativt på dessa gruvföretags konkurrenskraft i ett internationellt perspektiv. Fraser institute, en kanadensisk tankesmedja, ber årligen investerare i gruvbranschen att poängsätta provinser, delstater och länder utifrån mineraltillgångar (best practice mineral potential index) men även utifrån hur attraktiva dessa är för gruvverksamhet avseende regleringar, infrastruktur, tillgång till arbetskraft, institutionell miljö i övrigt mm i ett så kallat ”policy perception index” (PPI). När det gäller PPI avseende 2017 så hamnade Sverige på fjärde plats av 91 utvärderade jurisdiktioner, efter Irland, Finland och provinsen Saskatchewan i Canada. Sverige har de senaste fem åren hamnat på plats 2-4 på listan. Sverige uppfattas alltså ha relativt goda villkor för investerare i jämförelse med andra länder.

Även i andra länder sätts villkor för gruvverksamhet som medför krav på åtgärder för att minska utsläppen av sulfat till vattenförekomster. Uppmätta halter på stora avstånd från fyra av de fem identifierade gruvorna överskrider tydligt även bedömningsgrunder för sulfat fastställda i några andra EU-medlemsländer (100-200 mg/l) (se även remissbilaga 2 angående hur de olika bedömningsgrunderna har tagits fram). Uppmätta halter överskrider även det värde för sulfat som redan idag har etablerats som provisoriskt villkor vid den femte av dessa gruvor. De föreslagna bedömningsgrunderna medför att alla företag som verkar i Sverige får lika och förutsägbara villkor, vilket kan förbättra konkurrenssituationen.

#### *Hur regleringen i andra avseenden kan komma att påverka företagen*

Företag som t.ex. tillhandahåller reningsutrustning för sulfat kan gynnas, liksom företag som utför kemiska analyser och företag som säljer läkemedel (antibiotika). De övergripande konsekvenserna av att införa värdena för silver, poly- och perfluorerade ämnen och imidaklopid bedöms vara mycket små eftersom värdena redan används som utgångspunkt vid t.ex. produktgodkännanden. Minskade kostnader för dricksvattenframställning kan gynna dricksvattenproducenter.

#### *Om särskilda hänsyn behöver tas till små företag vid reglernas utformning.*

Föreskrifterna riktas till vattenmyndigheter och länsstyrelser och kan endast indirekt tänkas beröra företag och då via t.ex. tillsyn eller vid provning eller omprövning. Förslaget uppskattas främst kunna ge indirekta konsekvenser för ett fåtal större företag med betydande utsläpp. HaV bedömer därför att någon särskild hänsyn till små företag inte behöver tas vid reglernas utformning.

## **8. Beskrivning av tidigt samråd**

HaV har vid flera tillfällen informerat vattenmyndigheterna och länsstyrelserna om de planerade förändringarna.

Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna har också varit med och prioriterat bland förslagen från forskningsprogrammet WATERS. Under hösten 2017 har vattenmyndigheterna och länsstyrelsernas beredningssekretariat tagit del av förslagen på nya bedömningsgrunder och lämnat synpunkter på dessa, vilket har beaktats i nuvarande förslag.



Förslagen på nya hydromorfologiska bedömningsgrunder har diskuterats i olika former och forum med berörda aktörer. Bland annat har vattenmyndigheten och länsstyrelser fått möjlighet att ta del av forskarnas förslag och lämna synpunkter på dessa innan den slutliga remissversionen har tagits fram.

Framtagandet av förslag på värden för särskilda förorenande ämnen har bedrivits inom en myndighetsarbetsgrupp (HaV, Kemikalieinspektionen, Läkemedelsverket) och en referensgrupp. Referensgruppen har en bred sammansättning med representanter från universitet, näringsliv, miljöorganisationer, andra nationella myndigheter och vattenmyndigheterna. Referensgruppen har konsulterats avseende t.ex. urval av ämnen och vilka konsekvenser införandet av dessa värden kan tänkas få, se även bilagan till denna konsekvensutredning. Arbets- och referensgruppens sammansättning, vilket underlag som har använts och avvägningar som gjorts vid framtagandet av värdena redovisas i remissbilaga 2.

## BILAGA OM SFÄ

### Identifierade risker och vad som skyddas

De värden som föreslås, vilka organismgrupper som bedömts som mest känsliga men också skyddas av förslaget framgår av tabell B1. Dessutom beskrivs övergripande hur de föreslagna värdena förhåller sig till observationer inom övervakning och recipientkontroll. Detta ger en uppfattning om idag identifierade risker (konsekvenser för människa och miljö av påträffade halter), se även en mer utförlig beskrivning i avsnitten nedan för respektive ämne.

**Tabell B1.** Värden som föreslås, känsligaste organismgrupper och hur uppmätta koncentrationer förhåller sig till förslag på värden. Värdena för sulfat, koppar i sediment och årsmedelvärde för nitrat är s.k. ARA-värden och därför ska naturlig bakgrundskoncentration subtraheras från uppmätt koncentration innan jämförelser görs mot värdet. Värden för sediment avser sediment med 5% organiskt kol. Därför ska vid avvikande kolhalter en normalisering göras innan jämförelser mot värdet.

Ämne eller ämnesgrupp	Årsmedelvärde (ug/l)		Maximal tillåten koncentration (ug/l)		Sediment (ug/kg torrsvikt)		Biota (ug/kg våtvikt)	Känsligaste organismerna	Uppmätta halter i jämförelse med nu föreslagna värden
	Söt-vatten	Marin	Söt-vatten	Marin	Söt-vatten	Marin			
Ciprofloxacin			0,1	0,1				Pelagiska organismer, human hälsa indirekt (antibiotikaresistens)	Fåtal data finns men dessa tyder på generellt låga halter.
Dekametylcyklopentasiloxan (D5)					11 000	2 200	830	Sedimentlevande organismer, organismer högre upp i näringskedjan (t.ex. fiskätande fåglar och däggdjur)	Fåtal data finns men dessa tyder på generellt låga halter. De kan dock tänkas öka (pga att ämnet är stabilt och risk för ökad användning i takt med att PFAS fasas ut; för att uppnå smuts- och vattenavvisande egenskaper hos produkter).
Imidazolidinon	0,005							Pelagiska organismer	Höga halter har påträffats relativt ofta i jämförelse med andra växtskyddsmedel som ingår i nationell övervakning av

Ämne eller ämnesgrupp	Årsmedelvärde (ug/l)		Maximal tillåten koncentration (ug/l)		Sediment (ug/kg torrsvikt)		Biota (ug/kg vikt)	Känsligaste organismerna	Uppmätta halter i jämförelse med nu föreslagna värden
	Söt-vatten	Marin	Söt-vatten	Marin	Söt-vatten	Marin			
									jordbruksområden och vid screening. Minskande halter är att vänta men vissa användningsområden är fortfarande godkända.
Koppar och kopparföreningar					36 000	52 000		Sedimentlevande organismer	Screeningdata tyder på att ungefär en femtedel av de inrapporterade data från lokalt påverkade områden (vid punktkällor eller i urban miljö) överskrider värdena. Hänsyn har då tagits till ungefärlig naturlig bakgrund men inte TOC (inte rapporterats). Data inrapporterade till SGU tyder på att värdena överskrider främst i sediment från Östersjön (hänsyn har då tagits till både bakgrund och TOC).
Nitratkväve	2 100	10 000	11 000	11 000				Pelagiska organismer	Halter generellt låga, något förhöjda i jordbruksområden, överskrider främst i enstaka gruvrecipienter. Länsstyrelserna rapporterade att förekomsten av bl.a. en observerad påverkan från gruvor är en anledning till att det skulle behövas bedömningsgrunder.
D4 (oktametylcyclotetrasiloxan)					15	1,5	830	Sedimentlevande organismer, organismer högre upp i näringskedjan (t.ex. fiskätande fåglar och däggdjur)	Fåtal data finns men dessa tyder på generellt låga halter. De kan dock tänkas öka (pga att ämnet är stabilt och risk för ökad tillförsel i samband med utfasning av PFAS, för smuts- och vattenavvisande egenskaper).

Ämne eller ämnesgrupp	Årsmedelvärde (ug/l)		Maximal tillåten koncentration (ug/l)		Sediment (ug/kg torrsvikt)		Biota (ug/kg våtvikt)	Känsligaste organismerna	Uppmätta halter i jämförelse med nu föreslagna värden
	Söt-vatten	Marin	Söt-vatten	Marin	Söt-vatten	Marin			
Poly- och perfluorerade alkylsubstanser	0,09	0,09						Human hälsa indirekt (intag av dricksvatten)	Höga halter påträffas frekvent i anslutning till lokalt belastade områden (brandövningsplatser, brandplatser). Har också påträffats i höga halter i råvatten för dricksvattenframställning.
Silver och silverföreningar	0,01	Västerhavet: 0,17 Östersjön: 0,01	0,02					Pelagiska organismer	Halter generellt låga. Har minskat i takt med digitalisering av fotografier, men skulle kunna öka vid ökad användning pga. ämnets antibakteriella egenskaper.
Sulfat	34 000		73 000					Pelagiska organismer	Halter generellt låga, troligen något förhöjda i områden som exponeras för utsläpp från t.ex. sulfatmassafabriker, men överskrider främst i enstaka gruvrecipienter och då ibland i hög grad. Länsstyrelserna rapporterade att förekomsten av bl.a. en observerad påverkan från gruvor är en anledning till att det skulle behövas bedömningsgrunder.

## Användningsområden och utsläppsvägar

Tabell B2. nedan redovisar kortfattat hur de aktuella ämnena huvudsakligen används. Dessutom redovisas några potentiella utsläppsvägar till den akvatiska miljön. I vissa fall har dessa kunnat bekräftas genom mätdata men i andra fall är bedömningen mer osäker och av de ämnen som listas nedan är det idag bara utsläpp av koppar och silver som omfattas av krav på inrapportering (se Naturvårdsverkets föreskrifter (2016:8) om miljörapport). För mer utförliga beskrivningar, se även nedanstående avsnitt för respektive ämne.

Tabell B2. Användningsområden och potentiella utsläppsvägar till akvatisk miljö för de ämnen som ingår i förslaget.

<b>Ämne eller ämnesgrupp</b>	<b>Användnings-områden (exempel)</b>	<b>Potentiella utsläppsvägar till akvatisk miljö</b>
Ciprofloxacin	Humanläkemedel (antibiotika)	Avloppsreningsverk, enskilda avlopp
Dekametylcyclopentasiloxan (D5)	Plasttillverkning, tätningemedel, ingår i kosmetiska produkter	Avloppsreningsverk, enskilda avlopp, långväga spridning via luft
Imidakloprid	<p>Bekämpningsmedel (insekticid). Förbud mot användning i vissa typer av produkter har införts och försålda mängder av ämnet har minskat kraftigt sedan dess.</p> <p>Det ingår dock i några produkter som fortfarande är godkända i Sverige.</p> <p>Högsta halterna aktiv substans förekommer i produkter som är godkända för betning av följande utsäde: sockerbeter, potatis och barrträdsplanter samt för användning i växthus (tomat, paprika, gurka, prydnadsväxter).</p> <p>Ämnet förekommer även i mindre mängd i produkter som är godkända för annan användning, såsom bekämpning av skadeinsekter (myror och kackerlackor).</p> <p>Några biocidprodukter med ämnet (men inga växtskyddsmedel) är även godkända för användning av allmänheten.</p>	Växthusodling, punktbehandling av barrträdsplanter, markläckage från potatis- och sockerbetsodlingar efter plantering av betat utsäde, biocidanvändning i och omkring byggnader och på golfbanor.
Nitrat	Sprängämnen, ammunition och gödsel. Naturligt förekommande ämne (växtnäringsämne).	Gruvdrift (sprängning), jordbruk (gödsling), bergtäkter och infrastrukturprojekt (sprängningar), skogsbruk (avverkning eller dränering), avloppsreningsverk
D4 (oktametylcyclotetrasiloxan)	Plasttillverkning, tätningemedel, ingår i kosmetiska produkter	Avloppsreningsverk, enskilda avlopp, långväga spridning via luft
Poly- och perfluorerade alkylsubstanser	Stort antal produkter såsom brandsläckningsskum, impregnerings- och rengöringsmedel, mjukgörare etc.	Brandövningsplatser, vid släckning av bränder, via avloppsreningsverk och enskilda avlopp, långväga spridning via luft
Silver och silverföreningar	Biocid, smycken, lödmaterial, elektronik. Naturligt	Avloppsreningsverk, enskilda avlopp

Ämne eller ämnesgrupp	Användnings-områden (exempel)	Potentiella utsläppsvägar till akvatisk miljö
	förekommande ämne.	
Sulfat	Frigörs vid SH-rening (vid gruvor), ingår i fällningskemikalier som används vid rening av avloppsvatten. Naturligt förekommande ämne.	Gruvdrift, sulfatmassabruk, avloppsreningsverk, gruvavfall, grävarbeten (i sulfidjordar eller vid saltvatteninträngning)
Koppar	Båtbottenfärger, träskyddsmedel, växtskyddsmedel (svampmedel), bromsbelägg, elektronik, gödsel m fl Naturligt förekommande ämne.	Avloppsreningsverk, dagvatten, ytavrinning m fl.

## Analyskostnader

Ungefärliga analyskostnader för ämnena som ingår i de nya bedömningsgrunderna anges nedan. Uppskattningarna kan ibland baseras på kostnader för ett större analyspaket. Aspekter såsom kvantifieringsgränser och analysosäkerheter har inte utretts men priserna avser i de flesta fall kommersiellt tillgängliga analyser. Uppgifterna är främst avsedda att ge en uppfattning om storleksordningen på kostnaderna för olika typer av ämnen och prissättningen varierar mellan utförare.

- Nitrat och sulfat: ca 100 kr per prov
- Poly- och perfluorerade alkylsubstanser i vatten: ca 3000 kr per prov
- Ciprofloxacin: ca 5000-10000 för ett större analyspaket av läkemedelssubstanser, där ämnet ingår
- Silver: ca 500-1000 kr per prov (ingår i analyspaket)
- Koppar och zink i sediment: ca 500-1000 kr per prov (ingår i analyspaket)
- Imidaklopid: enstaka prov ca 1000 kr per prov, men analyspaket med ca 90 bekämpningsmedels-substanser kostar ca 4000 kr och med nästan 110 substanser kostar något över 5000 kr.
- Siloxaner (D4 och D5) i sediment eller biota: ca 4000-10 000 kr beroende på hur många prover som analyseras.

Därutöver tillkommer provtagningskostnader men som i hög grad varierar beroende på hur och var provet behöver tas och av vem, liksom hur ofta. Lägst provtagningskostnader vid ett enskilt tillfälle kan t.ex. förväntas vid provtagning på t.ex. utgående avloppsvatten. Ytvatten kan ofta provtas från land och det krävs då inte tillgång till båt, vilket normalt annars fördyrar provtagningen.

Provtagningskostnader för sediment och biota är normalt högre än för vatten.

Provtagning i marin miljö är generellt också dyrare än i limnisk, av samma skäl som ovan.

Provtagning av biota och särskilt sediment behövs dock betydligt mera sällan än vatten. Vattenprovtagning bör ofta göras åtminstone en gång i månaden. För sediment anges i direktivet om prioriterade ämnen (2008/105/EG) visserligen en årlig provtagningsfrekvens i de fall då värdena ska användas för att bedöma kemisk status men så pass tät provtagning är sällan motiverad när det gäller sediment. Vid en depositionshastighet på ca 0,2 cm per år är det t ex istället rimligt att provta den översta centimetern av sedimentet en gång per förvaltningscykel.

Provtagningskostnaderna vid vattenprovtagning är således visserligen lägre vid ett enskilt tillfälle men den övervakningsfrekvens som krävs är betydligt högre för vatten. Detta pga den stora variation i halter som kan förekomma. Det blir då också betydligt fler prover att analysera, varför de totala kostnaderna kan öka. Omvänt gäller att vid sedimentprovtagning behöver färre prover analyseras kemiskt och i slutänden kan de totala kostnaderna för att övervaka vissa ämnen i sediment, men även biota, därför bli lägre än i vatten.

## Konsekvenser för avloppsreningsverk

Flera av de nya ämnena kan tillföras miljön indirekt via avloppsreningsverk. Det gäller t.ex. silver, siloxaner (D4 och D5), ciprofloxacin, poly- och perfluorerade alkylsubstanser och sulfat. Det bedöms dock inte som troligt att halterna nedströms avloppsreningsverken idag överskrider de föreslagna värdena i någon nämnvärd omfattning (se även text för respektive ämne). Flera av ämnena (t.ex. silver, siloxaner och ciprofloxacin) binder också till slam. De skulle dock kunna tillföras ytvattenrecipienter i samband med betydande bräddningar och i synnerhet vid nödutsläpp (koncentrerat orenat vatten). Sådana är dock relativt ovanliga. Om det i ett enskilt fall skulle framkomma att det förekommer betydande utsläpp kan utsläppen reduceras genom optimering av konventionella metoder (inklusive att

minska bräddningarnas omfattning). Bedömningsgrunderna bedöms därför inte medföra mer än ringa kostnader för avloppsreningsverken och då främst i form av provtagnings- och analyskostnader för att mäta halter på utgående vatten och – om det bedöms relevant – i recipient och på ingående vatten till reningsverket.

För de flesta av de ovan nämnda föroreningarna, saknas utsläppsdata för att i detalj kunna utreda vilka industriella verksamheter som skulle kunna beröras indirekt. Av tabell B2 framgår dock några identifierade användningsområden för respektive ämne och detta beskrivs utförligare nedan.

## Bedömningsgrunder som utgår från värden som har beslutats i andra sammanhang

De övergripande konsekvenserna av att införa värdena för silver, poly- och perfluorerade ämnen, imidaklopid som bedömningsgrunder för SFÄ bedöms vara mycket små eftersom de redan används helt eller delvis som utgångspunkt vid t.ex. riskbedömningar och produktgodkännanden i andra sammanhang. Genom att införa värdena som bedömningsgrunder för SFÄ harmoniseras bedömningarna mellan regelverken i högre grad än tidigare.

### Silver

#### *Huvudsakliga utsläppskällor*

Silver används i många olika sammanhang, bl.a. som biocid men även i smycken, som lödmaterial och i elektronik. Silver kan också indirekt släppas ut från reningsverk och en betydande andel av silvret uppskattas då komma från kläder<sup>7</sup>.

#### *Uppmätta halter*

Silver mäts inte regelbundet inom nationell övervakning men ämnet har screenats. Det är dock viktigt att kontrollera år för provtagningen innan några slutsatser om idag förekommande halter kan dras. Värdet avser dessutom löst koncentration och silver binder i hög grad till partiklar. Idag tycks halterna av silver generellt underskrida de bedömningsgrunder som föreslås (bedömt utifrån inrapporterade övervakningsdata från SLU). Silverutsläppen har minskat avsevärt sedan

---

<sup>7</sup> Se Svenskt vatten utveckling rapport 2014-10.



övergången till digital fotografi men skulle kunna öka till följd av en ökad användning som t.ex. antibakteriell/desinficerande substans.

### *Konsekvenser*

Årsmedelvärdet som föreslås för limnisk miljö och Östersjön är i stort sett samma värde (något högre) som har beslutats som PNEC vid riskbedömning av biocidprodukter. För Västerhavet föreslås ett högre värde. Införandet av dessa värden bedöms inte ge några indirekta negativa konsekvenser i form av åtgärder för någon särskild industribransch i Sverige även om utsläpp kan förekomma från flera olika typer av verksamheter. Vad gäller avloppsreningsverk berörs inga eller troligen bara ett fåtal verk och ämnet bedöms kunna renas på konventionellt vis. Ämnet binds till slammet och i de flesta fall beräknas halterna i utgående vatten inte utgöra något problem vid normalt fungerande rening.

## **Imidaklopid**

### *Huvudsakliga utsläppskällor*

Imidaklopid är ett bekämpningsmedel (insekticid och fungicid) och som ingår i sexton godkända produkter på den svenska marknaden, både som växtskydd och biocid. Den aktiva substansen utgör mellan 0,01 och 70 viktprocent av dessa produkter<sup>8</sup>.

De produkter med högst halter utgörs av växtskyddsmedelsprodukter. Som växtskyddsmedel får det idag användas vid betning av utsäde för sockerbeter och potatis, vid behandling av barrträdsplantor och för växthusodling (prydnadsväxter, tomat, gurka och paprika).

De produkter som idag är godkända för användning av allmänheten (behörighetsklass 3) utgörs bara av biocidprodukter och inte växtskyddsmedel och den största andelen aktiv substans är då 0,05%.

Som biocid ingår det i produkter för att bekämpa myror (inomhus och runt byggnader), kackerlackor (inomhus), husflugor (djurstallar och avfallshantering) och vid insektsangrepp vid golfbanor (för användning på tees, greens och fairway).

---

<sup>8</sup> <https://webapps.kemi.se/BkmRegistret/Kemi.Spider.Web.External/Aemne>

Betning av utsäde av potatis och sockerbeter ska enligt tillstånden för de godkända produkterna ske i slutna/professionella system och spridningsrisken därifrån bedöms som relativt liten. Däremot skulle det kunna spridas efter sådd, från betad gröda genom marken även till ytvatten.

För användning på barrträdsplantor får godkända produkter med medlet även, genom punktbehandling, sprayas på plantorna efter utplantering, med en maxdos om 70 g verksamt ämne/ha. Den här typen av ombehandling förekommer dock troligen relativt sällan inom ett och samma område (med tanke på avverkningsfrekvensen) och i huvudsak relativt snart efter utplantering. Ombehandling tycks dessutom ha minskat kraftigt de senaste 10 åren och förekommer idag främst som en nödåtgärd när mekaniskt skydd eller förbehandling med insekticider inte har varit tillräckligt. Ett visst behov av ombehandling förväntas dock kvarstå bl.a. som en följd av populationsökning hos snytbagge, till följd av varmare klimat. Medel med imidaklopid används även på obarkat virke vid svåra förhållanden efter omfattande stormfällningar och därpå följande massförekomst av granbarkborre<sup>9</sup>.

En annan spridningskälla skulle kunna vara växthus där godkända produkter med hög koncentration får användas för droppbevattning och sprutning. Växthus ska enligt användarvillkoren vara täckta och permanenta odlingsutrymmen med ståhöjd. Detta krav gäller dock inte vid tunnelodling. Någon statistik för hur stor andel av den försålda mängden som ingår i produkter godkända för växthusanvändning har vi dock inte tillgång till (sekretesskyddad information).

Ämnet är enligt ECHAs riskbedömningsrapport stabilt i jord och i akvatisk miljö, samtidigt som rörligheten bedöms som ”moderat”. Det skulle kunna innebära att uppmätta halter idag speglar även tidigare och mer omfattande användning av ämnet.

### *Uppmätta halter*

Imidaklopid är det bekämpningsmedel som utifrån observationer gjorda inom bl.a. nationell övervakning och screening oftast överskrider det riktvärde (högre än det värde som föreslås i denna remiss) som tillämpas vid utvärderingen av det

---

<sup>9</sup> Se även t.ex. ”Konsekvensutredning med anledning av förslag till Skogsstyrelsens föreskrifter (SKSFS 2016:XX) om användning av växtskyddsmedel på skogsmark” (Skogsstyrelsens dnr 2015/1842).

svenska miljö kvalitetsmålet ”Giftfri miljö”, se t.ex. Boström et al 2016<sup>10</sup>, CKB rapport 2017:2 och en uppföljande nationell screening av bekämpningsmedel i jordbruksområden (Lindström et al 2017)<sup>11</sup>. Imidakloprid var den substans som under 2016 påträffades i flest prover i halter lika med eller över sitt riktvärde (totalt 16 % av proverna) och dessutom med högst överskridande. Notera att det riktvärde man använt sig av i jämförelsen ovan är betydligt högre än det remitterade förslaget. En tidigare studie i områden med växthusodling påvisade också bl.a. höga halter<sup>12</sup> imidakloprid (Kreuger et al 2008)<sup>13</sup>. Såvitt HaV känner till har imidakloprid inte screenats i skogsmark.

### *Konsekvenser*

Ämnet har uppmärksamats internationellt (se t ex Naturvårdsverkets rapport 6634)<sup>14</sup>. Det hör till gruppen neonicotinoider, vars användning numera starkt begränsats för att undvika exponering för honungsbin<sup>15</sup> och ECHA har nyligen konstaterat att risken för honungsbin kan bekräftas<sup>16</sup> vilket kan komma att leda till åtgärder inom växtskyddsmedelsområdet. Försäljningen av medlet har redan minskat stadigt och var 2016 nere på totalt 2,2 ton (år 2010 låg t.ex. motsvarande siffra på nästan 10 ton)<sup>17</sup>. Ämnet begränsas således redan nu men är fortfarande tillåtet i några produkter och beräknas främst användas inom jordbruk och skogsbruk men även (om än i mycket lägre grad) av hushåll och inom industri. Årsmedelvärdet som föreslås är i stort sett samma värde som har beslutats som PNEC vid riskbedömning av biocidprodukter. För växtskyddsmedel tillämpas ett något högre värde än så men detta anges som preliminärt.

<sup>10</sup> <http://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:915436/FULLTEXT01.pdf>

<sup>11</sup> [https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/ckb/publikationer/mo-rapporter/nationell-screening-av-bekampningsmedel-2016-uppfoljningen\\_ivm-2017\\_5.pdf](https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/ckb/publikationer/mo-rapporter/nationell-screening-av-bekampningsmedel-2016-uppfoljningen_ivm-2017_5.pdf)

<sup>12</sup> I ett område med odling av prydnadsväxter och gurka varierade halterna mellan 1,7 och 9,6 ug/l och i ett annat område med växthusodling av tomat och gurka varierade halterna i vattendrag mellan 0,05 och 15 ug/l. Halterna i överskottsvattnet från växthus uppgick till som mest 89 ug/l.

<sup>13</sup> [https://pub.epsilon.slu.se/5406/1/kreuger\\_j\\_et\\_al\\_101027.pdf](https://pub.epsilon.slu.se/5406/1/kreuger_j_et_al_101027.pdf)

<sup>14</sup> Biociders spridning i miljön och deras hälso- och miljörisker Screening år 2000-2013 En kunskapsöversikt.

<sup>15</sup> <https://www.kemi.se/hitta-direkt/bekampningsmedel/vaxtskyddsmedel/verksamma-amnen-i-vaxtskyddsmedel/vaxtskyddsmedel-som-ar-giftiga-for-bin>

<sup>16</sup> <https://www.efsa.europa.eu/en/press/news/180228>

<sup>17</sup> Enligt försäljningsstatistik redovisad av Kemikalieinspektionen, se [https://www.kemi.se/global/statistik/bekampningsmedel/forsalda\\_bkm\\_2016.pdf](https://www.kemi.se/global/statistik/bekampningsmedel/forsalda_bkm_2016.pdf)

Skogsbruket har arbetat aktivt med att i högre grad gå över till fysiska skyddsåtgärder och inom jordbruk vid odling på åkermark är det bara tillåtet att användas vid betning av utsäde i slutna system. Vilken spridning som sker vid växthusanvändning är i dagsläget svårt att bedöma då det inte går att få tillgång till statistik för hur stor andel av produkterna som används för detta ändamål. Det går inte heller att utesluta att dagens halter till viss del kan förklaras av tidigare användning. Orsaker till att det fortfarande påträffas i så hög grad i den yttre miljön kommer därför att behöva utredas ytterligare innan det går att bedöma vilka eventuella ytterligare åtgärder som kan behöva vidtas (och därmed vilka indirekta konsekvenser det skulle kunna innebära för företag). SLU kommer att på uppdrag av HaV under våren 2018 använda modelleringsverktyget MACRO-SE för att bistå vattenmyndigheterna och länens beredningssektariat med att, i enlighet med HVMFS 2017:20, försöka identifiera för vilka vattenförekomster det föreligger störst risk för att imidakloprid förekommer i halter som överskrider det remitterade värdet. Modelleringen täcker då dock bara in spridning från potatis- eller sockerbetsodlingar (inte växthus eller skogsbruk).

Införandet av värdet beräknas främst leda till att undersökningar prioriteras och att bedömningarna av uppmätta halter harmoniseras.

## **Per- och polyfluorerade ämnen**

### *Huvudsakliga utsläppskällor*

Denna ämnesgrupp har främst släppts ut i samband med brandövning (genom användning av brandbekämpningsskum) och ett flertal aktörer, såsom flygplatser och militära anläggningar, kan vara ansvariga i det enskilda fallet. Även olycksplatser (utsläpp i samband med brandbekämpning) är av stor betydelse. Avloppsreningsverk och avfallshantering kan dock också utgöra källor om än i betydligt mindre grad. Ett omfattande kartläggningsarbete har bedrivits av bl.a. Naturvårdsverket och flera länsstyrelser och över 2000 potentiella lokala, potentiellt betydande källor har hittills identifierats. Utredningar bedrivs fortfarande för att identifiera ytterligare källor och bedöma skadornas omfattning. För ytterligare information om problematiken med denna ämnesgrupp, se t.ex. Naturvårdsverkets rapport 6709.

### *Uppmätta halter*

De höga PFAS-halter som nu upptäckts i dricksvatten härrör i huvudsak från brandskum. Flera utredningar pågår och höga halter påträffas frekvent i anslutning till lokalt belastade områden (brandövningsplatser och brandplatser), se t.ex. Naturvårdsverkets rapport 6709.

### *Konsekvenser*

Att dricka vatten med mycket höga halter av PFAS under lång tid misstänks kunna öka risken för negativa hälsoeffekter, såsom störningar på sköldkörteln, levern, fettomsättningen och immunförsvaret. En fortsatt icke reglering av poly- och perfluorerade alkylsubstanser i den akvatiska miljön innebär att ämnesgruppen fortsätter att utgöra ett problem vid dricksvattenframställning, vilket kan antas medföra ökade kostnader för VA-kollektivet i form av ökade behov av rening<sup>18</sup> eller i värsta fall att nya dricksvattentäkter behöver tas i anspråk.

Det värde som föreslås är identiskt med den åtgärdsgräns som har tagits fram av Livsmedelsverket, med utgångspunkt ifrån att dricksvatten inte får innehålla ämnen i sådana koncentrationer att de kan utgöra en risk för människors hälsa (se även § i Livsmedelsverkets föreskrifter (2001:30) om dricksvatten).

Av art. 7 i ramdirektivet för vatten framgår att medlemsstaterna ska säkerställa erforderligt skydd för dricksvattenförekomsterna för att bl.a. minska den nivå av vattenrening som krävs för framställning av dricksvatten. Det nu föreslagna värdet är identiskt med Livsmedelsverkets åtgärdsgräns för dricksvatten och införandet av värdet även för ytvattenförekomster som är skyddade områden avseende uttag av dricksvatten beräknas främst leda till att bedömningarna av uppmätta halter harmoniseras mellan olika regelverk, och att tydliggöra att åtgärder i så hög grad som möjligt behöver vidtas genom uppströmsarbete (dvs. nära utsläppskällan). Detta kan i sin tur på sikt tänkas innebära positiva effekter (mindre reningsbehov) för dricksvattenverken. Kvantitativa kostnader för de saneringsinsatser som kan komma att identifieras är svåra att ange eftersom de i hög grad är platsberoende. Vilka verksamheter som kan behöva stå för dessa varierar men kan tänkas beröra ansvariga för brandövningsplatser vid t.ex. flygplatser, industrier och militära anläggningar och som bidragit till att förorena dricksvattenförekomster.

---

<sup>18</sup> Se även Svenskt vatten utveckling rapport 2017:20 om olika reningsmetodik för att avlägsna PFAS från dricksvatten.

## Värden som har tagits fram inom arbetsgruppen

### Nitrat

#### *Huvudsakliga utsläppskällor*

Ämnet förekommer naturligt men kan bland annat frisläppas vid gödsling (jordbruk) respektive sprängning, då det ingår i sprängmedel. Sprängningar förekommer frekvent vid gruvverksamhet men även vid bergtäkter och i samband med större infrastrukturprojekt. Vid större avverkningsprojekt av skog och/eller dränering av skogsmark kan upplagrat kväve från deposition också frigöras.

#### *Uppmätta halter*

Sammanfattningsvis visar övervakningsdata att av de fyra värden som ingår i det remitterade förslaget är det främst årsmedelvärdet för limnisk miljö (2,1 mg/l) som kan tänkas överskridas i ytvattenförekomster men enbart i vad som kan anses vara belastade områden. Halterna överlag i Sverige är däremot låga i jämförelse med årsmedelvärdet. I Torne Älv ligger t.ex. halten (NO<sub>3</sub> + NO<sub>2</sub>)-N på 0,062 mg/l och i Nissan och Lagan på 0,33 respektive 0,26 mg/l.

Av tabell 1 i Sahlin & Ågerstrand (2017a) framkommer också att värdet 2,1 mg/l sällan överskrids vare sig i sjöar eller vattendrag. Enligt den sammanställning som redovisas i rapporten uppvisar bara 31 av totalt 376 vattendragsstationer uppmätta medelhalter som överstiger 1,15 mg/l. Motsvarande siffra för sjöar är 5 av 336 stationer. Dessa data avser perioden 2010-2012 och bygger på en sammanställning av Jordbruksverket.

Genom egna jämförelser med övervakningsdata för 2014 från det svenska flodmynningsprogrammet kan man dra slutsatsen att årsmedelvärdet överskrids främst i några av vattendragen i utpräglade jordbruksområden: Skivarpsån, Kävlingeån, Råån, Smedjeån och Gothemsån. Årsmedelhalterna för (NO<sub>3</sub> + NO<sub>2</sub>)-N låg då på 3,7; 2,8; 5,5; 2,6 respektive 2,9 mg/l, dvs. upp till en faktor 2,6 över förslag på bedömningsgrund. Notera dock att något avdrag från uppmätt halt för naturlig bakgrundshalt då inte har gjorts och att en viss mindre del kan tänkas utgöras av nitrit snarare än nitrat.

Halterna av nitrat i gruvrecipienter varierar. För någon eller några gruvor kan ett årsmedelvärde på 2,1 bli svårt att klara särskilt vid lågflödesperioder. Enligt uppgifter för ett 20-tal prov från gruvrecipienter (erhållna från Länsstyrelserna i

samband med inrapportering av behov av bedömningsgrund och avseende högsta årsmedelvärde för perioden 2009-12) kan de variera mellan 0,4 och nästan 5 mg/l dvs ligger som mest i samma härad som flodmynningsstationerna i de mest belastade jordbruksområdena ovan. Värdet 2,1 mg/l NO<sub>3</sub>-N överskrider i 7 av ca 20 redovisade fall. Uppgifterna stämmer i huvudsak överens med de som lämnats inom referensgruppen för sju större gruvor i Sverige. Medelhalterna varierar enligt den sammanställningen mellan 0,8 och 10 mg/l och maxhalterna mellan 1,7 och 13 mg/l på ett avstånd om ca 1-2 km från dessa gruvor. Det är dock bara för en av gruvorna som medelhalter överskrider 2,1 mg/l på detta avstånd. Även värdet avseende maximal uppmätt koncentration (10 mg/l) överskrider vid samma gruva.

### *Konsekvenser*

Inom ramen för arbetet i referensgruppen är det främst tänkbara konsekvenser för gruvdrift och jordbruk som har lyfts fram. Konsekvenser för jordbruket förväntas dock bli ringa eller helt utebli. I samtliga fall som redovisas ovan, där uppmätta halter har överskridit årsmedelvärdet som föreslås för nitrat, råder redan idag måttlig eller sämre ekologisk status, bedömt utifrån en övergödningssituation. Detta är inte förvånande då tillförsel av nitrat och fosfat ofta följs åt i dessa områden. Några ytterligare åtgärder inom jordbrukssektorn i stort är därför inte att vänta till följd av att detta värde införs.

Konsekvenser för gruvbranschen förväntas bli ringa. Vilket värde man utgår ifrån i samband med prövning av gruvverksamhet kan variera men ofta används det kanadensiska eller det nyzeeländska värdet (se remissbilaga 2). Årsmedelvärdet hamnar på samma nivå som det värde som införts av NIWA (Nya Zeeland)<sup>19</sup> och strax under det som införts av CCME (Kanada), men i vårt fall får man även ta hänsyn till bakgrunden (se tabell 12 i Sahlin & Ågerstrand, 2017a). För en svensk gruva har nu beslutats om ett maximalt månadsmedelvärde på 9 mg/l för utsläppet. För samma gruva regleras även att utsläppen maximalt får utgöra 1/3 av flödet i recipienten vilket i princip innebär att den halt som får förekomma i recipienten är 3 mg/l. Detta värde är identiskt med det kanadensiska värdet och bara strax över vårt förslag på värde. Den främsta konsekvensen av regleringen i detta sammanhang blir därför att bedömningarna och villkoren framöver blir mer

<sup>19</sup> Egentligen har Nya Zeeland en tregradig skala avseende kroniska effekter och där värdet 2,1 ug/l motsvarar goda ("good") förhållanden och anges skydda 95% av arterna. Värdet 1,0 ug/l anger utmärkta ("excellent") förhållanden och skyddar 99% av arterna. Slutligen finns en gräns på 6,9 ug/l ("fair") och som endast anges skydda 80% av arterna.

harmoniserade, vilket är positivt ur rättsäkerhetssynpunkt. För en enskild gruvverksamhet kan det dock bli motiverat att införa åtgärder vid hantering av sprängämnen och restvatten från sprängningar som en indirekt följd av regleringen. Med sedvanliga reningsmetoder, såsom biologisk nitrifikation/denitrifikation, är det möjligt att klara den föreslagna nivån även i de gruvrecipienter som eventuellt berörs. Någon kvantitativ kostnadsuppskattning har inte gjorts eftersom vad som är lämpliga åtgärder behöver bedömas från fall till fall och eftersom vårt värde i stort sett överensstämmer med värde som redan beslutats i villkor. Gruvindustrin har också enligt uppgift från referensgruppen startat flera utredningar för att bl.a. utreda möjliga åtgärder för att reducera utsläppens storlek.

Sammanfattningsvis kan sägas att då Sverige inte har några nationellt fastställda bedömningsgrunder för nitrat används idag ofta värdena framtagna i andra länder (Nya Zeeland och Canada) vid tillståndsprövningar och tillsyn. Detta gör att olika verksamheter idag kan möta olika villkor vid samma miljöbelastning. För nitrat bedöms införandet av årsmedelvärde för inlandsvatten främst kunna ha en positiv påverkan på gruvföretagens förutsättningar, i form av ökad rättsäkerhet och likabehandling. För enskilda gruvbolag kan förändringen medföra strängare villkor än vad som annars varit fallet, men det handlar då om att företag som annars hade fått mindre stränga villkor än övriga gruvföretag, nu får samma villkor som övriga företag, givet samma belastning.

## **Sulfat**

### *Huvudsakliga utsläppskällor*

I Sverige finns idag 16 gruvor där man bryter malm. Sulfat kan frisläppas i samband med brytning av sulfidmalm. Malm, anrikningssand och gråberg innehåller svavel och för att minska utsläppen av reducerade svavelföreningar (SH-föreningar) – vilka kan ge både toxiska effekter och syrebrist – har rening med hjälp av oxidation och tillsats av svavelsyra och järnsulfat ofta införts.

Sammantaget leder dock detta till att sulfatkoncentrationerna i utgående vatten från sådana gruvor kan ligga på ca 1000 mg/l (enligt uppgift från referensgruppen).

Sulfat är inte med bland de utsläppsp parametrar som ska rapporteras in enligt Naturvårdsverkets föreskrifter om miljörapport (NFS 2016:8). Det råder därför stor brist på data i dagsläget för att kunna bedöma omfattningen av utsläpp från



andra branscher. Sulfat har inte heller screenats. Eventuella konsekvenser för sulfatmassaindustrin har dock också lyfts inom referensgruppen. 2013 fanns totalt 51 massabruk och pappersbruk i Sverige<sup>20</sup>. I en nyligen publicerad rapport om miljösituationen i skogsindustrirecipienter nämns dock inte någon sulfatproblematik (Karlsson et al 2016).

Andra branscher med utsläpp av sulfater är t.ex. livsmedelsindustrier och avloppsreningsverk (kommunala och industriella). Svavel ingår i inkommande vatten men reningsverken kan också använda fällning med järn- eller aluminiumsulfat. I Sverige finns totalt ca 1 700 reningsverk av vilka 431 har en storlek på över 2000 personekvivalenter<sup>21</sup>.

Andra potentiella källor som har nämnts inom referensgruppen är läckage från nedlagda gruvor med sulfidhaltiga avfallsupplag, eller gruvavfallsrester som använts för byggnadsändamål (vägar, järnvägar och äldre husgrunder). Även större grävarbeten i sulfidjordar kan frigöra sulfat, liksom projekt som orsakar betydande inträngning av havsvatten.

### *Uppmätta halter*

Av tabell 1 i Sahlin & Ågerstrand (2017b) framgår att halterna normalt ligger långt under de föreslagna värdena i bedömningsgrunderna. 98 % av alla mätvärden från sjöar och vattendrag enligt SLUs databaser (totalt nästan 37 000 enskilda mätvärden från åren 2012-2016) hamnar på under 50 mg SO<sub>4</sub>/l. Av tabell 2 och 3 i samma rapport framgår också att högre sulfathalter normalt motsvaras av högre kalciumhalter och vice versa. Genom egna jämförelser med övervakningsdata från 2014 från det svenska flodmynningsprogrammet (och efter omräkning av data från mekv/l till mg/l)<sup>22</sup> kan man dra slutsatsen att årsmedelvärdet precis överskrids i några av vattendragen. Notera dock att något avdrag för naturlig bakgrundshalt då inte gjordes och att det därför förmodligen är relativt ovanligt att årsmedelvärdet 34 mg/l överskrids om man även tar hänsyn till bakgrunden. Enskilda mätvärden har hittills (data från 2000-2014) inte heller vid något tillfälle överskridit värdet 73 mg/l (föreslaget värde för maximal tillåten koncentration). Data för omdrevssjöarna (data från 2007-2012) visar på att sulfathalter som överskrider 73 mg/l är mycket ovanliga och bara påträffades i 8 prover av totalt över 5000

<sup>20</sup> <https://www.skogssverige.se/papper/massa-och-pappersbruk-i-sverige>

<sup>21</sup>

<http://www.regeringen.se/4aaad3/contentassets/a2308472e52e470fbdcb96f4264bb740/svenskt-vatten.pdf>

<sup>22</sup> Genom multiplicering med faktorn 48

mätvärden. Omdrevssjöar provtas bara en gång under en 6-årscykel varför det inte går att uttala sig om medelhalter men inte heller överskridanden av 34 mg/l är särskilt frekventa (total 28 prover under hela tidsperioden). Observera att sjöar som ingår i omdrevsprovtagningen även omfattar lokalt belastade områden.

Halterna av sulfat i gruvrecipienter varierar kraftigt och inte bara mellan gruvor utan även över året. Enligt data erhållna från Länsstyrelserna i samband med inrapportering av behov av bedömningsgrund för sulfat framgår dock att halterna oftast är relativt låga i jämförelse med de föreslagna värdena. I vissa fall (för vissa gruvor och tidpunkter) förekommer det emellertid höga halter. Högsta enskilda inrapporterade mätvärdet ligger på 800 mg/l och de högsta långtidsmedelvärdena (under t.ex. vinterperioden) ligger på över 500 mg/l men flera också på över 100 mg/l. Även uppgifter från deltagare i referensgruppen bekräftar denna bild, där medelhalter på upp till 600 mg/l på ett avstånd av ca 2 km från enskilda gruvor kan förekomma. Mot bakgrund av de data som redovisas i rapporten av Sahlin och Ågerstrand kan toxiska effekter på akvatiska organismer då förväntas och påverkade organismer har av Länsstyrelserna rapporterats förekomma. Lågflödesperioder (dvs. då halterna kan bli som högst) kan dessutom förväntas sammanfalla med de känsligaste perioderna för t.ex. öringrom.

Uppgifter om sulfathalter i skogsindustrirecipienter har inte rapporterats in av länen. Enligt en miljökonsekvensbeskrivning framtagen för ett sulfatmassabruk uppskattades dock att halter under lågflödesperioder på upp till 170 mg/l kan uppstå (bedömt utifrån tillståndsgiven produktion, vilket förmodligen innebär att värdet överskattats) (Karlsson, 2002). Enligt beräkningar av Sangfors & Landner (2000) uppskattas att för den minsta recipient som ingick i utredningen beräknas halten i recipienten öka med totalt 90 mg natriumsulfat/l vid lägsta månadsmedelvattenföringen, varav 20 mg/l bedömdes komma från den så kallade "stoftutblödningen" och resten från alkali- eller tvättförluster<sup>23</sup>. Vid medelflöden handlade det dock snarare om ett tillskott på ca 7 mg/l, varav 2 mg/l från stoftet.

---

<sup>23</sup> Sangfors & Landner (2000) gjorde bedömningen att den totala stoftutblödningen kan uppskattas till 60 000 ton per år, varav tre fabriker står för 70-80%. Elfilterstoftet består till största delen av natriumsulfat. Det förekommer dock utöver detta redan relativt stora utsläpp av salter (natriumsulfat) via alkali- eller tvättförluster vid samtliga massafabriker.

Enligt en inte publicerad sammanställning nyligen gjord av IVL på uppdrag av branschen, baserade på uppgifter för ett fåtal inlandsbaserade sulfatmassabruk, är den högsta halten av sulfat i recipienten ca 60 mg/l som medelvärde (ca 30 som medianvärde, dvs några enstaka prover uppvisar avvikande halter). I de övriga recipienterna är sulfathalterna lägre (mellan 8 och 36 mg/l). Notera att för sulfat ska även naturlig bakgrund beaktas och bruken uppskattades i dessa fall bidra med som max ca 25%.

Halter nedströms avloppsreningsverk är svårbedömda eftersom det saknas säkra uppgifter om utsläpp av sulfat från de flesta verk i dagsläget. Vid ett reningsverk med PIX-fällning har, enligt uppgifter från referensgruppen, en genomsnittshalt på ca 70 mg/l uppmätts i utgående vatten och vid två andra visar stickprov på sulfathalter om ca 20 mg/l i utgående vatten från det verk som inte fäller, och ett annat verk påvisade 60 mg/l i utgående vatten från verk som använder PIX-fällning. Värdena som föreslås i föreskrifterna avser dock halter i vattenförekomsten. Vid två-tre gångers spädning i recipienten kan man anta att halterna inte kommer att överskridas i någon högre grad nedströms reningsverk. Dessutom ska vid klassificeringen hänsyn tas till naturlig bakgrund om denna annars innebär att värdet överskrids. Nedströms reningsverk med sulfatfällning beräknas därför sulfatvärdet som föreslås främst möjligen kunna överskridas i vattenförekomster med ogynnsamma spädförhållanden och kanske främst om även industriella avloppsvatten (från t.ex. livsmedelsindustrier) har påkopplats, och från vilka det i sin tur också kan tillföras sulfater; alternativt då även andra lokala källor till sulfat förekommer.

### *Konsekvenser*

Då Sverige inte har några nationellt fastställda bedömningsgrunder för sulfat, så används idag ofta olika värden från British Columbia vid tillståndsprövningar och tillsyn. Detta gör att olika verksamheter kan möta olika villkor vid samma miljöbelastning.

För vissa enskilda gruvor kan både långtidsmedelvärdet och värdet uttryckt för maximal tillåten koncentration vara svåra att klara utan ytterligare rening. Det är också främst i samband med gruvprövningar som frågan om sulfatrelaterade villkor tycks ha förekommit. För en svensk gruva anges nu som provisorisk föreskrift ett maximalt månadsmedelvärde på 750 mg/l för utsläppet. För samma gruva regleras även att utsläppen maximalt får utgöra 1/3 av flödet i recipienten

vilket i princip innebär att den halt som under prøvotiden högst får förekomma i recipienten är 250 mg/l.

Bedömningsgrunder från British Colombia ("ambient water quality guidelines") används ofta som utgångspunkt i provningsärenden för gruvor. Värdena från BC varierar beroende på vattnets hårdhet. Även det lägsta av dessa värden (128 mg/l) är betydligt högre än det årsmedelvärde (34 mg/l) som ingår i denna remiss. Att vid klassificering av ekologisk status tillämpa samma sulfatvärden som i British Colombia har inte bedömts lämpligt eftersom detta skulle innebära en tydlig avvikelse från den vägledning som tagits fram på EU-nivå. Detta utvecklas ytterligare i remissbilaga 2. Skulle man räkna om utifrån CIS 27 skulle de hamna på lägre nivåer.

Vattenmyndigheterna ska vid klassificeringen enligt vårt förslag beakta naturlig bakgrund, vilket gör att direkta jämförelser mellan föreskriftsförslaget och värdena ovan är svåra att göra. Det går dock att konstatera att ett införande av de föreslagna bedömningsgrunderna för sulfat indirekt kan innebära att vissa villkor på sikt behöver skärpas i jämförelse med dagens situation. Det är dock inte samtliga gruvor som berörs utan uppskattningsvis en tredjedel av de sexton gruvor som är i drift idag. De aktuella gruvorna drivs av tre stora företag.

Det kan för vissa sulfatmassabruk i enstaka fall (vissa processer med stora utsläppsmängder och små recipienter) möjligen vara svårt att klara de föreslagna värdena i vattenförekomster. Flera av dessa recipienter utgörs dock av kustvatten och för marin miljö föreslås inget värde för sulfat. Föreskriftsförslaget bedöms därför inte ge några negativa konsekvenser för sulfatmassabruken i stort men det går inte att utesluta att det i något enstaka fall skulle kunna förekomma utsläpp av betydelse, i synnerhet om de sker till mindre inlandsrecipienter och vid låga flöden.

Sammanfattningsvis bedöms införandet av värdena för sulfat främst kunna påverka några enstaka, större företag vid uppskattningsvis fem av sexton svenska gruvor. De ytterligare kostnaderna för dessa gruvföretag vid införandet av bedömningsgrunderna kan dock förväntas variera beroende på val av åtgärd eller kombination av åtgärder och förhållandena på platsen.

### *Uppskattade kostnader för sulfatrening*

Det finns ett antal väl beprövade metoder som används internationellt för hantering av sulfathaltigt vatten som släpps ut från gruvområden. Enligt uppgift från näringslivets representant i referensgruppen kan det handla om ca 500 MSEK i investeringskostnader vid de större gruvorna. En tillverkare av reningsutrustning för sulfat i processvatten har kontaktats och kan bekräfta att det kan handla om den storleksordningen på kostnader om utsläppen ska reduceras mer eller mindre helt genom rening.

Redan idag pågår dock utredningar för att försöka minska sulfathalten i bräddvatten från svenska gruvor. Konsekvenserna i form av kostnader för åtgärder till följd av förslaget på värde för sulfat bör utgå ifrån de ytterligare åtgärder som kan bli aktuella (indirekt) snarare än kostnader för de åtgärder som ändå redan övervägs (även om en bedömningsgrund för SFÅ inte skulle tagits fram).

Det finns olika typer av åtgärder för att minimera halten av sulfat i lakvattnet. Då sulfat inte riskerar att ackumuleras på samma sätt som t.ex. tungmetaller eller stabila organiska ämnen kan man t.ex. också öka uppehållstiden i dammarna så att utsläppen kan styras bort från lågflödes-säsongerna. Man kan separera avfallet i olika fraktioner så att det sulfidrika avfallet kan hanteras på ett säkrare sätt. Man kan också maximera återcirkulation av vatten. Reduktion av sulfat (SO<sub>4</sub>) från processvatten kan vidare göras med flera olika metoder<sup>24</sup>. Den mest lämpliga metoden beror på de lokala förhållanden som råder vid den aktuella anläggningen. Viktigt för val av metod är också bland annat den utgångskoncentration man har i det obehandlade vattnet och den slutkoncentration man vill uppnå efter rening.

Följande huvudsakliga processalternativ finns tillgängliga för reduktion av SO<sub>4</sub>:

1. Kemisk fällning av sulfat med efterföljande sedimentering
2. Biologisk sulfatreduktion
3. Membranteknologi kombinerat med kemisk fällning på retentatströmmen
4. Jonbyarteknologi
5. Indunstning och kristallisation av salter

Den enklaste typen av sulfatrening är utfällning genom tillsats av kalcium (utfällning av kalciumsulfat eller gips). Den bildade gipsfällningen avskiljs därefter i en sedimenteringsbassäng. På grund av den relativt höga lösligheten av

---

<sup>24</sup> Beskrivningen av de olika processalternativen har erhållits genom kontakt med tillverkare av reningsutrustning; VA-ingenjörerna vid KAM Mining&Minerals

kalciumsulfat går det med denna metod inte att komma under ca 1700 mg sulfat/l efter rening. Andra fällningskemikalier kan också användas för att åstadkomma lägre utgående sulfathalter (< 100 mg/l). Vid ettringitfällning doseras både kalciumhydroxid och aluminiumhydroxid till vattnet. Vid ett pH på ca 11,5 – 12 bildas då en ettringitfällning vars kemiska sammansättning är  $\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12} \times 26 \text{H}_2\text{O}$ . Processen genererar stora mängder slam och för att den ska vara ekonomiskt och miljömässigt motiverad krävs normalt ett system för återvinning av aluminium från slammet.

I den biologiska sulfatreduktionen, kommer i första steget, sulfatreducerande bakterier (SRB) som utvinnet energi genom att till exempel oxidera organiskt material, reducera sulfat till sulfid. Denna process kräver någon form av elektrondonator (vanligtvis organiskt material eller vätgas), vilket är ett problem med processvatten från gruvor som naturligt inte innehåller någon kolkälla. Kolkälla behöver då doseras i form av t.ex. metanol eller etanol. I processens nästa steg oxideras sulfiden till elementärt svavel med annan typ av bakterier (sulfidoxiderande bakterier). Svavlet avskiljs därefter som en svavelslurry i en sedimenteringsbassäng. Metoden kan användas för att erhålla sulfathalter understigande 100 mg/l. Den biologiska sulfatreduktionen genererar en betydligt mindre mängd överskottsslam jämfört med ettringitfällning.

Omvänd osmos (RO) kan användas för att reducera ned  $\text{SO}_4$ -halten till < 50 mg/l. Tekniken går ut på att med hjälp av ett yttre tryck låta processvattnet vandra genom ett semipermeabelt membran, ett halvgenomsläppligt membran. Det som händer är att jonerna stannar kvar på den ena sidan av membranet och vattenmolekylerna passerar genom membranet, vilket då innebär att man övervunnit det osmotiska trycket. Membrananläggningen producerar ett permeat med mycket låga halter salter som kan släppas till recipient och ett högkoncentrat retentat som innehåller de avskilda ämnena. Avskiljningen av sulfat sker normalt genom kemisk fällning på den uppkoncentrerade retentatströmmen. Membran är känsliga för partiklar i inkommande vatten och metoden kräver därför relativt omfattande förbehandling före membranen.

Jonbyarteknik går ut på att jonhaltigt vatten som ska behandlas leds antingen genom en filterkolonn med katjonbytarmassa där positiva joner byts ut mot vätejoner följt av anjonbytarmassa är negativa joner byts ut mot hydroxidjoner. Det

går även att enbart köra ett filter vilket är beroende på vilken jon eller joner som skall reduceras. När massan är mättad regenereras katjonbytarmassan med syra och anjonbytarmassan med lut, därefter kan en ny driftcykel startas.

Jonbyartekniken producerar ett koncentrat likartat som för omvänd osmos, som behöver behandlas eller lagras.

Indunstning och kristallisation av sulfat är en energikrävande process och används normalt endast vid relativt låga flöden eller då överskottsvärme finns att tillgå.

Om man utgår ifrån det provisoriskt satta villkoret (750 mg/l i utgående vatten) som nämnts ovan kan man istället basera kostnadsuppskattningen på vad det skulle kosta att med hjälp av rening reducera utsläppen till ungefär en femtedel (150 mg/l) och sedan anta att det förekommer en spädning med tre gånger i recipienten. De ytterligare kostnaderna för sulfatrening uppskattas då till ca 90 MSEK i investeringskostnader (om man samtidigt räknar med ett flöde på ca 600 m<sup>3</sup>/h till recipient). Därtill kommer drifts- och underhållskostnader<sup>25</sup>.

Ovanstående summa är eventuellt också en överskattning eftersom det provisoriska villkoret kan tänkas justeras alldeles oavsett införandet av bedömningsgrunden och det dessutom kan tänkas råda mer gynnsamma utspädningsförhållanden utanför andra gruvor. Som tidigare nämnts så kommer val av åtgärd (och kostnad) att bero på de lokala förhållanden som råder vid den enskilda gruvan. Faktorer som spelar roll är bland annat hur gruvans vattensystem är uppbyggt, krav på annan rening, sammansättning och halt på det vatten som ska behandlas och krav på renhet efter rening. Viktigt är också de möjligheter som finns att ta emot bildade restprodukter som till exempel slam som bildas vid kemisk fällning och kostnader för energi och kemikalier. Ovanstående exempel ska därför bara ses som en grov uppskattning av vad ett kompletterande sulfatreningsteg skulle kunna kosta i investering<sup>26</sup>.

---

<sup>25</sup> Här tillkommer också kostnader för deponering av stora mängder slam, uppskattningsvis ca 45 ton/dag.

<sup>26</sup> I detta fall ingår inte system för återanvändning av aluminium vilket medför att produktionen av restprodukter i form av slam, blir relativt omfattande.

## Siloxanerna D4 och D5

### *Huvudsakliga utsläppskällor*

Ämnena används vid bland annat plasttillverkning och i tätningemedel. De ingår i ett stort antal konsumentprodukter såsom kosmetika. Siloxaner tillverkas dock inte i Sverige<sup>27</sup>. De kan spridas till miljön i samband med användning av produkter där ämnet ingår. Det gör att ämnena kan tänkas spridas från t.ex. avloppsreningsverk men även mer diffust i miljön och långväga via luft. Siloxaner skulle också kunna spridas i samband med industriella aktiviteter där ämnet ingår i de produkter som används.

Utfasningen av perfluorerade ämnen såsom PFOS kan innebära att användningen av siloxaner inom vissa områden ökar och att halterna därför går upp ytterligare i miljön. Siloxaner används då som ersättning i produkter som är smuts- och vattenavvisande, istället för PFAS.

### *Uppmätta halter*

D4 har screenats i svensk miljö men inte kunnat detekteras i ytvatten. Det har dock identifierats i avloppsvatten och slam. Ämnet har uppmätts internationellt i sediment i halter som överstiger ovanstående förslag på värden (se tabell 6 i Sahlin & Ågerstrand). I en svensk screeningstudie kunde det inte detekteras i sediment men i en nordisk studie detekterade man det i ett av sedimentproverna. D4 har även påträffats i biota men inte i halter som överstiger det föreslagna värdet. I Sverige har D4 också detekterats i bröstmjölk.

D5 i sediment har hittills inte påträffats i halter som överskrider de föreslagna värdena men i något fall ligger de nära det värde som föreslås för marin miljö (se tabell 5 i Sahlin & Ågerstrand, 2017d). Retrospektiva analyser på fisk i Östersjön tyder på att halterna av D5 ökar. Värdet för D5 i biota överskrids också i några av de prover som redovisas. Lipidnormalisering har dock inte gjorts och det går därför inte att med säkerhet uttala sig om status<sup>28</sup>.

---

<sup>27</sup>

<http://webapps.kemi.se/flodesanalyser/FlodesanalyserSchema.aspx?SchemaID=1171>

<sup>28</sup> Vid utvärdering av uppmätta halter av fettlösliga ämnen i fisk gör man vid statusklassificering en omräkning till 5% lipidhalt.



### *Konsekvenser*

Ämnenas tendens att lagras upp i sediment och biota och i näringskedjan, liksom att spridas långväga, anges som skäl till ett brittiskt förslag om att begränsningsregler införs för D4. Det är en viktig ämnesgrupp att bevaka och genom att införa bedömningsgrunder för ämnena för olika akvatiska matriser underlättas möjligheter att utvärdera status avseende halter av siloxanerna i svensk miljö. Det går dock inte att i dagsläget identifiera några negativa konsekvenser för en specifik svensk industribransch och troligen inte heller avloppsreningsverk.

### **Ciprofloxacin**

#### *Huvudsakliga utsläppskällor*

Ciprofloxacin är en antibiotikasubstans men används även som konserveringsmedel i vissa medicinska tillämpningar<sup>29</sup>. Ämnet tillverkas inte i Sverige och det används inte som veterinärmedicin utan bedöms främst tillföras den svenska akvatiska miljön via avloppsreningsverk som tar emot hushållsavlopp. Det kan eventuellt även släppas ut via enskilda (små) avlopp.

#### *Uppmätta halter*

Enligt uppgifter redovisade i tabell 3 i Sahlin et al (2017e) är halterna i inkommande vatten till reningsverk ofta höga i jämförelse med det föreslagna värdet för maximal tillåten koncentration (0,1 µg/l), medan halter i utgående renat vatten normalt är lägre. Ämnet är svårnedbrytbart på biologisk väg men tenderar att binda till partiklar och således snarare hamna i reningsverksslam än i utgående vatten. I normalfallet är halter i ytvatten ännu lägre och överskrider sällan det föreslagna värdet för maximal tillåten koncentration. I några enstaka fall har dock halter som överskrider detta värde påträffats även i ytvattenrecipienter nedströms reningsverk. Senare års (ännu inte publicerade) data visar dock inte på några detekterade halter i ytvatten.

### *Konsekvenser*

Eftersom ämnet är ett bredspektrumantibiotika (påverkar många olika arter av bakterier) är det mer resistensdrivande än många andra antibiotikum. Bakterier som blir resistenta mot ciprofloxacin blir nästan alltid resistenta mot övriga antibiotika inom gruppen kinoloner genom samma resistensmekanism. Dessutom

---

<sup>29</sup> Kan även påträffas i ögondroppar och testkit för in vitro analys av hepatit B.

är kinolon-resistenta bakterier ofta resistenta mot flera andra klasser av antibiotika då flera olika resistensgener ofta förekommer tillsammans. Därför riskerar även andra preparat än de som innehåller just ciprofloxacin att bli ineffektiva.

Redan idag bedrivs ett omfattande arbete för att begränsa förskrivningen av antibiotika och för att förhindra uppkomsten av resistens. Bredspektrumpreparat brukar dessutom förskrivas främst för infektioner där andra preparat inte har haft effekt. Den svenska handlingsplanen mot antibiotikaresistens<sup>30</sup> identifierar dock att en viktig åtgärd för att minska spridning och förökning av resistenta bakterier är att minska halten av olika antibiotika i miljön, med ursprung hos människor eller djur.

Förekomsten av ciprofloxacin i miljön i halter som överstiger värdet kan ge upphov till resistensutveckling och därmed, om fortsatt oreglerat i miljön, negativa effekter för de individer som får allvarigare bakterieinfektioner och även för samhället i stort som får en ökad kostnad för sjukvård (då idag tillgänglig behandling mot bakterieinfektioner blir ineffektiv) men även för läkemedelsbranschen. Om preparat bli överksamma kan försäljningen och investeringsbehovet för att utveckla nya preparat påverkas. Ett införande av SFÄ värde för ciprofloxacin bedöms inte ge några negativa konsekvenser för läkemedelssektorn utan det är snarare positivt om införandet av värdet kan bidra till att minska riskerna med uppkomst av antibiotikaresistens.

Vad gäller avloppsreningsverk berörs inga eller troligen bara ett fåtal verk. Ämnet binds till slammet och i de flesta fall beräknas halterna i utgående vatten inte utgöra något problem vid normalt fungerande rening (se även "Konsekvenser för avloppsreningsverk").

## **Koppar i sediment**

### *Huvudsakliga utsläppskällor*

Koppar kan släppas ut i den akvatiska miljön från ett stort antal tänkbara källor.

Koppar ingår t.ex. i båtottenfärger, träskyddsmedel, växtskyddsmedel

---

<sup>30</sup>

<https://www.folkhalsomyndigheten.se/contentassets/2ba47a9927ae4638ad812a6444edfc14/handlingsplan-mot-antibiotikaresistens-och-varrelaterade-infektioner-2015-3-37.pdf>

(svampmedel), bromsbelägg, elektronik, gödsel m m, Tillförsel kan ske via dagvatten, ytavrinning mm. Koppar är även ett naturligt förekommande ämne.

### *Uppmätta halter*

Koppar ingår redan i föreskrifterna och det går i dagsläget inte att med säkerhet uttala sig om införandet av sedimentvärden skulle kunna innebära att det är motiverat att sänka status för ytterligare vattenförekomster och i så fall hur många. En jämförelse med sedimentdata som redovisas av datavärddar har dock gjorts. Halterna i limniska sediment, provtagna 2013, hamnade i intervallet 12-130 mg/kg enligt SGU. För utsjösediment (också redovisade av SGU) analyserade 2014 hamnade halterna på 14-914 mg Cu/kg. Det högsta värdet kommer dock från en station där även i övrigt uppmätta halter tydligt avviker. Om man TOC normaliserar värdena i SGUs databas och dessutom beaktar naturlig bakgrundshalt<sup>31</sup> visar dessa inte på några överskridanden i limnisk miljö eller i Västerhavet, men däremot för några lokaler i Östersjön.

En sökning har också gjorts i screeningdatabasen. För koppar finns en stor mängd sedimentdata redovisade (ca 1000 mätvärden) och halterna varierar mellan 1,4 till 3 600 mg/kg. I datamängden ingår dock både sediment från bakgrundslokaler och urbana eller på annat sätt belastade miljöer och dessutom data från kustvatten eller mindre vatten såsom bäckar. För ett fåtal sådana data (44 st) står det tydligt angivet att proverna avser marin miljö. För samtliga dessa anges samtidigt att proverna har tagits i urban miljö. Av dessa 44 prover är det bara för fyra prover som uppmätta halter överstiger 67 mg/kg. Uppgifter om vilken TOC-halt som råder framgår dock inte och har därför inte kunnat beaktas.

För 273 av de rapporterade värdena i screeningdatabasen anges på motsvarande sätt att de avser limnisk miljö och för ca 150 av dem anges att proverna kommer från antingen urban miljö eller utanför punktkällor. Ungefär 20% av dessa prover

---

<sup>31</sup> För marin miljö kan man, för att få en uppfattning, utgå ifrån att den naturliga kopparhalten är ca 15 mg/kg. Värdet 15 mg/kg kommer från NV rapport 4914 och avsåg prover tagna på ca 55 cm djup i opåverkade områden. Föreslaget värde plus naturlig bakgrundshalt för marina sediment (dvs 52+15 mg/kg) blir 67 mg/kg. För limnisk miljö, kan man för att få en uppfattning utgå ifrån att den naturliga kopparhalten är ca 20 mg/kg. Värdet 20 mg/kg kommer från Naturvårdsverkets allmänna råd 90:4 men framgår också av NV rapport 4913 och avser prover tagna på djupare sedimentlager i sjöar i södra Sverige. Föreslaget värde plus naturlig bakgrundshalt för limniska sediment (dvs 36+20 mg/kg) blir 56 mg/kg

från lokalt påverkade limniska sediment överstiger 56 mg/kg. Uppgifter om vilken TOC-halt som råder framgår dock inte och har därför inte kunnat beaktas.

### *Konsekvenser*

Koppar ingår redan i föreskrifterna men här finns idag bara värden uttryckta för vattenfas. Ett viktigt skäl för att lägga till även sedimentvärde för koppar är att ämnet ofta ackumuleras och övervakas i sediment. Vattenmyndigheter och länsstyrelser har vid upprepade tillfällen framfört ett behov av att även värden för sediment tas fram eftersom koppar ofta övervakas i denna matris.

I HVMFS 2013:19 finns redan värden för bly och kadmium i sediment. Metaller analyseras oftast i analyspaket, varför det kan vara ekonomiskt att utgå ifrån en och samma matris för samtliga dessa ämnen.

Det går inte att med säkerhet dra några slutsatser om hur många vattenförekomster, och därför indirekt eventuellt hur många verksamheter, som skulle kunna beröras av att sedimentvärden införs. I vattenförekomster med en betydande påverkan från lokala mänskliga verksamheter är det visserligen troligt att halter som överskrider det nu föreslagna värdet kan förekomma. Vid inrapporteringen av önskemål om sedimentvärde för koppar nämns t.ex. halter på över 2000 mg/kg. I det aktuella fallet var dock även halterna i vatten höga i jämförelse med befintliga bedömningsgrunder för vatten.

Ovan framgår att för limniska sediment provtagna i urban miljö skulle uppskattningsvis en femtedel motivera att status klassificeras till ”måttlig” avseende koppar i sediment. Som jämförelse kan nämnas att andelen klassificerade vattenförekomster som har fått måttlig status enligt vattenmyndigheternas samrådsmaterial<sup>32</sup> varierar mellan knappt 1% och 20% beroende på distrikt. Klassificeringen baseras då troligen främst på vattendata men det kan inte uteslutas att data även för sediment har använts vid expertbedömningar. Eftersom något sedimentvärde inte funnits med i föreskrifterna hittills har ibland norska bedömningsgrunder för koppar använts i samband med expertbedömningar. Det

<sup>32</sup> Se sammanställningar på sid 13-14 i detta dokument:

[http://www.vattenmyndigheterna.se/SiteCollectionDocuments/gemensamt/publikationer/samr%C3%A5dsdokument/Underlagsrapport%20reviderade%20MKN%20of%C3%B6r%20koppar%20och%20ozink\\_samr%C3%A5d.pdf](http://www.vattenmyndigheterna.se/SiteCollectionDocuments/gemensamt/publikationer/samr%C3%A5dsdokument/Underlagsrapport%20reviderade%20MKN%20of%C3%B6r%20koppar%20och%20ozink_samr%C3%A5d.pdf)

norska värde som har använts vid expertbedömning (64 mg/kg)<sup>33</sup> avviker från de som föreslås i denna remiss (för limniska sediment föreslås 36 mg/kg och för marina sediment 52 mg/kg) men värdena är svåra att jämföra eftersom de i förslaget avser sediment med 5% TOC och att den naturliga bakgrunden ska subtraheras från uppmätt halt innan jämförelsen. Utifrån ovanstående uppskattningar av naturlig bakgrundshalt kan man dock dra slutsatsen att skyddsnivån för marin miljö troligen hamnar på ungefär samma nivå, medan den för limnisk miljö eventuellt blir något högre med förslaget. Återigen har dock någon hänsyn till eventuellt avvikande TOC inte tagits.

Eftersom koppar redan ingår i föreskrifterna är det inte troligt att några ytterligare branscher berörs genom att värden för sediment läggs till. Det skulle möjligen kunna påverka ytterligare verksamheter indirekt i de fall de släpper ut stora mängder koppar och under en längre tid vilket leder till att metallen ackumuleras i sediment. Införandet av nationella värden för koppar innebär därför främst en förbättrad rättssäkerhet genom att samtliga län utgår från samma värden. Genom att ha med bedömningsgrunder för koppar i sediment i föreskrifterna uppnås en högre rättssäkerhet genom att alla tillämpar samma värde vid klassificeringen. Detta torde vara positivt, sett ur ett företagsperspektiv.

## Referenser

European Copper Institute. 2008. European Union Risk Assessment Report - VOLUNTARY RISK ASSESSMENT OF COPPER, COPPER II SULPHATE PENTAHYDRATE, COPPER(I)OXIDE, COPPER(II)OXIDE, DICOPPER CHLORIDE TRIHYDROXIDE.

Karlsson M, 2000. Miljökonsekvensbeskrivning av utsläpp av metaller och alkaliska salter till vatten från AssiDomän Cartonboard, Frövi. Magnus Karlsson, ÅF-Miljöforskargruppen. Stockholm 2002-10-26.

Karlsson M, Viktor T, Malmaeus M. 2016. Återhämtning och kvarvarande miljöeffekter i skogsindustrins recipienter. IVL rapport B2272.

Sahlin S och Ågerstrand M. 2017a. Nitrate – EQS data overview. ACES report 13. Stockholms universitet.

Sahlin S och Ågerstrand M. 2017b. Sulphate – EQS data overview. ACES report 14. Stockholms universitet.

Sahlin S och Ågerstrand M. 2017c. Octamethylcyclotetrasiloxane – EQS data overview. ACES report 22. Stockholms universitet.

Sahlin S och Ågerstrand M. 2017d. Decamethylcyclopentasiloxane – EQS data overview. ACES report 23. Stockholms universitet.

---

<sup>33</sup> Enligt uppgifter från länsstyrelserna och som lämnades i samband med inrapportering av behov av bedömningsgrunder för koppar i sediment.

Sahlin S, Larsson J och Ågerstrand M. 2017e. Ciprofloxacin – EQS data overview. ACES report 15. Stockholms universitet.

Sahlin S och Ågerstrand M. 2018. Copper in sediment – EQS data overview. ACES report 28. Stockholms universitet.

Sangfors, O. & L. Landner. 2000. Sodapannans elfilterstoff – utsläppsmängder och miljökonsekvenser. SSVL Miljö 2000, rapport nr 2.