

Bemötande

Handläggare

Jonas Svensson
Vattenmiljöenheten
jonas.svensson@havochvatten.se

Datum 2024-05-15

Dnr 02194–2023

Vattenmyndigheterna, länsstyrelsernas
beredningssekretariat och
kalkningsverksamhet, IKEU

Bemötande på inkomna yttrande avseende tidigt samråd: Förslag till nya nordiska bedömningsgrunder för försurning Dnr 02194–2023.

Beskrivning av ärendet

Vattenmiljöenheten vid Havs- och vattenmyndigheten har under juni - sept 2023 ställt en riktad förfrågan motsvarande ett tidigt samråd till främst länsstyrelserna för synpunkter på en ny fysikalisk-kemisk bedömningsgrund inklusive vetenskapliga underlag. Förslaget är framtaget i samarbete främst mellan SE och NO och omfattar även ett förslag om nytt bottenfaunaindex (nordiska surhetsindexet för bottenfauna, NAMI) med harmoniserade klassgränser till den fysikalisk-kemiska bedömningsgrunden.

Syftet med förslaget är att åstadkomma harmoniserade bedömningar av försurning och kritisk belastning inom och mellan länderna, så att internationell rapportering från de nordiska länderna till EU-kommissionen och Luftvårdskonventionen kan bli likvärdig. För Sveriges del ska bedömningsgrunderna användas för att följa upp miljömålet "Bara naturlig försurning", användas för statusklassificering av mänskligt framkallad fysikalisk-kemiska surhetsneutraliserande förmåga (försurning) enligt WFD:s Bilaga 5 samt ge stöd för kalkningsverksamhetens behov av att anpassa kalkningen till minskad deposition. Utgångspunkten är att bedömningsgrunderna:

- Bedömer försurningspåverkan från deposition och skogsbrukets försurning av marken relaterat till ett referensvärde.
- Avseende statusklassificering av fysikalisk-kemisk försurning harmoniserar med interkalibrerade klassgränser (status) för biologiska kvalitetsfaktorer.

Förslaget och underlagen är framtaget av SLU utifrån vattenkemiska data i en gemensam nordisk databas. Uppdraget har finansierats av HaV och skett i samarbete med IVL i Sverige, NIVA, NINA och Miljødirektoratet i Norge samt SYKE i Finland.

Förfrågan skickades till länsstyrelser, vattenmyndigheter, IKEU-grupp samt HaV:s interna grupp för kalkningsverksamhet, med intentioner att få förslaget granskat av handläggare inom vattenförvaltning som arbetar med statusklassning av försurningspåverkan inom vattenförvaltning och kalkningsverksamhet.

Totalt inkom 14 svar från vattenmyndigheter och länsstyrelser samt även från enskilda forskningsrepresentanter från IKEU-grupp.

Nedan följer bemötande på övergripande och detaljerade synpunkter på det nya förslaget på bedömningsgrund för fysikalisk-kemisk (fys-kem) bedömning av försurning. Bemötandet berör också synpunkter på det förslag om nytt bottenfaunaindex som är harmoniserat med förslaget på fys-kem bedömningsgrund och som gick ut för synpunkter samtidigt.

Bemötandet har beretts av **vattenmiljöenhetens (HaV)** i samverkan med Jens Fölster (forskningsledare på Institutionen för vatten och miljö, SLU). Kalkningsverksamheten på HaV har getts möjligheter att lämna synpunkter på texten.

Övergripande bemötande

Baserat på inkomna synpunkter ser vi att det finns behov av att sätta försurningsbedömningen i ett bredare sammanhang i relation till dagens kunskapsläge, miljömål och vattendirektivet.

Det kan inledningsvis konstateras att inom och mellan vattenförvaltningsförordningen (2004:660) och kalkningsförordningen (1982:840) respektive miljömålet "Bara naturlig försurning", föreligger en samstämmighet där vattenförvaltningens tillståndsbedömningar avseende på försurning utgår ifrån ett mänskligt påverkansperspektiv och att kalkning som åtgärd har som syfte att motverka denna mänskliga påverkan. Det svenska miljömålet "Bara naturlig försurning" omfattar en viktig precisering att oberoende av kalkning nå god status avseende på försurning i sjöar och vattendrag. Preciseringsen hänvisar till det övergripande målet i vattenförvaltningsförordningen¹.

I de inkomna svaren identifierades flera punkter i förslag och underlag som behöver förtydligas och motiveras bättre. Flera synpunkter var också kritiska till hur förslaget hade utformats och tagits fram. Som vi tolkar kritiken verkar det finnas det lite olika synsätt på försurning som begrepp och hur det ska åtgärdas än vad som beskrivs inom ramen för miljömålet "Bara naturlig försurning", luftvårdskonventionen och vattendirektivet d.v.s. den lagstiftning och de riktlinjer som legat till grund för vårt förslags utformning. I svaren från kalkningsverksamheten indikeras t.ex. att bedömningsgrunderna ska anpassas efter kalkningsverksamhetens behov. Här menar vi att det är viktigt att kalkningsverksamheten följer lagstiftningen (såväl HVMFS 2019:25 som kalkningsförordningen) och att verksamheten är anpassad till det rådande vetenskapliga kunskapsläget och dagens påverkanstryck. I bemötandet resonerar vi endast kortfattat om hänsyn till särskilt känsliga arter i relation till vattendirektivets mera generella bedömningar över ekosystemets strukturer och funktioner.

Till bakgrundsbeskrivningen vill vi nämna att när den storskaliga kalkningsverksamheten påbörjades på 80- och 90-talen var depositionen ca 10 gånger högre än idag och de ekologiska skadorna tycktes öka. Det fanns en medvetenhet om risken att man av misstag skulle kalka naturligt sura vatten, men det sågs som en risk värd att ta eftersom försurningsläget var så pass allvarligt och bidraget av organiska syror till surheten kunde inte kvantifieras. Kalkning sågs som en "konstgjord andning" för att skydda värdefull biologi och rädda värdefulla fiskbestånd i väntan

¹ I vattenförvaltningen föreligger dock i de enskilda fallen ett ska-krav om tillämpning av KMV och undantag där villkoren för detta är uppfyllt och målet sätts i dessa fall till god ekologisk potential, alternativt att mindre strängt krav fastställts.

på att depositionen skulle gå ned och surhetstillståndet skulle återhämta sig. Även om en del kalkning kan ha gjorts i onödan har den varit ovärderlig för att rädda värdefulla fiskbestånd.

Idag är depositionen nära bakgrundsnivån och det har skett en omfattande kemisk återhämtning, som i många fall även lett till en biologisk återhämtning. I regioner med stort historiskt försurningstryck är emellertid marken så pass försurad att en betydande försurning av vattnet kvarstår och någon betydande ytterligare återhämtning inte är att vänta inom överskådlig framtid. Den kalkning som då ska fortsätta kommer behöva genomföras under mycket lång tid. Det handlar kanske om hundratals år eller längre. De enorma kostnaderna för sådan långsiktig kalkning behöver då vägas mot andra miljövårdsåtgärder där en insats har en mer permanent och direkt effekt. I de regioner där försurningen och dess ekologiska effekter inte längre bedöms utgöra något problem borde istället kalkningen kunna upphöra, vilket då skulle frigöra resurser till mer angelägna regioner och alternativa miljövårdsåtgärder.

Vi ser också anledning till att övergripande resonera kring osäkerheter. Den komplexa och omfattande förändring som landskapet genomgått historiskt och fortfarande genomgår förutom försurning, gör att alla bedömningar av vad som är försurat och vad som är naturligt surt och hur det framtida tillståndet blir, beror på ett flertal faktorer. Det gäller även för möjligheten att ange orsak till varför tidigare bestånd av t ex fisk har försvunnit. Förvaltningens syn på hur dessa osäkerheter i bedömningen ska hanteras blir då avgörande för hur åtgärdsarbetet utformas nationellt (om inte ytterligare internationella förhandlingar för att minska utsläppen ska göras). I svaren från kalkningsverksamheterna framkommer en syn på osäkerhet som förenklat innebär att osäkerheter i försurningsbedömningen motiverar kalkningsinsatser oavsett hur stora eller små osäkerheterna kan vara. Avsaknaden av data att kunna göra en bedömning anses vara tillräcklig orsak att motivera kalkningen med hänvisning till osäkerheter. Synsättet tycks vara att i ett vatten som en gång har kalkats, ska kalkningen fortsätta tills det är helt säkert att det inte är försurat. Ett sådant synsätt kan ha varit rimligt när det fortfarande pågick en omfattande kemisk återhämtning från försurningen. Lyckligtvis befinner vi oss nu i en situation där svavelnedfallet stadigt har minskat under 30 års tid och idag ligger på näst intill förindustriella nivåer. I dagens läge saknas denna tidigare intecknade minskningspotential och kalkningsverksamhetens synsätt förefaller därför tveksamt.

I remissvaren hänvisas till den stora osäkerheten i förslaget avseende bedömning av okalkad kemi och försurningspåverkan. Denna osäkerhet används som motiv för att inte ta hänsyn till dessa bedömningar i planeringen av kalkningen. Under den dynamiska återhämtningsfasen in på 00-talet kunde det absolut vara klokt att invänta ytterligare återhämtning för att inte riskera skador på grund av för tidigt avslutad kalkning. Idag har, som nämnts, återhämtningen planat ut, antingen vid ett tillstånd nära bakgrundshalten eller på ett mer långsiktigt försurat tillstånd. Det är då inte motiverat att fortsätta kalkning som "konstgjord andning" i väntan på ytterligare återhämtning. Motiven för kalkning borde därför ses över eftersom förutsättningarna ändrats sedan den startade. Ekosystemet i ett kalkat vatten motsvarar inte ett naturligt neutralt vatten utan får ses som ett konstgjort system som skapats för att skydda vissa utvalda arter. Motiven för att upprätthålla dessa system över flera decennier, troligen århundraden kräver ett betydligt gedignare underlag än då kalkningen startade.

En generell synpunkt på kalkningsverksamhetens vattenkemiska uppföljning är att den är anpassad för att bedöma effekten av kalkningen, inte för att bedöma försurningspåverkan. Provtagning sker t ex bara vid högflöden och analyserar inte de joner som behövs för att skilja på

naturlig och antropogen försurning. Sulfat som är den huvudsakliga påverkansindikatorn för försurning analyseras inte av det laboratorium som kalkningsverksamheten använder.

Fullständig jonbalans har emellertid analyserats i Målsjöinventeringen och Målvattendragsinventeringen som bl a ligger till grund för det nya förslaget. I samband med utvärderingen av dessa undersökningar togs även fram data och metodik för att beräkna "okalkad kemi" inklusive en klassning av osäkerheten. Detta gjorde det möjligt att bedöma vad tillståndet och försurningspåverkan skulle vara om det slutade kalkas. Kalkningsverksamheten bör ha haft goda möjligheter att baserat på detta underlag avsluta kalkningen vid ett flertal objekt och följa upp effekten vattenkemiskt och biologiskt. I Norge avslutas/des kalkning på betydligt osäkrare underlag och effekterna följs upp och utvärderas.

En viktig fråga är i vilken utsträckning som ett norskt svenskt bedömningssystem riskerar att sänka precisionen för surhetsbedömningar av enskilda vatten jämfört med nationella bedömningssystem. Beträffande förslaget till nya gemensamma nordiska bedömningsgrunder anser vi att de är påtagligt förbättrade jämfört med de nuvarande eftersom de baseras på fler stationer och ett större, bättre och nyare vetenskapligt underlag vilket genererar säkrare bedömningar. Syftet med hela projektet har också varit att få en mer enhetlig bedömning av försurning mellan de nordiska länderna, något som idag saknas. Vi vill också understryka att förslaget har följt rekommendationer från EU om lämpligt tillvägagångssätt för fastställande av robusta referensförhållanden och klassgränser för fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer inklusive försurning (Kelly et al. 2024)².

Liksom alla andra bedömningsgrunder baseras de dock på förenklingar vilket kan innebära betydande osäkerheter vid bedömningarna av surhetstillståndet i **enskilda** kalkningsobjekt³. Det är därför önskvärt, eller i enskilda fall till och med nödvändigt, att ibland göra expertbedömningar som inkluderar hänsyn till de lokala förutsättningarna, inklusive annan data än de som omfattas av bedömningsgrunderna.

För att minska risken för allt för osäkra expertbedömningar behöver det därför utarbetas gemensamma vägledningar för hur sådana data ska tolkas och i vilka fall det är motiverat att ändra en klassificering baserad på gällande bedömningsgrunder.

Sammantaget är det nya förslaget på bedömningsgrunder mindre osäkert än de nu gällande bedömningsgrunderna och baseras på en väsentligt större och nyare mängd data. Utifrån behoven av att anpassa kalkningsverksamheten till miljömålen, vattendirektivet och det rådande försurningsläget, föranleder det oss att efterfråga en övergripande översyn av kalkningsverksamheten av en oberoende expertgrupp. Gruppen bör utreda vad som kan vara en rimlig ambition för den framtida kalkningsverksamheten. Utredningen bör då beakta att åtgärden

² "This report summarises approaches to setting robust criteria to achieve Water Framework Directive (WFD) objectives for the Annex V physico-chemical supporting elements: transparency, oxygenation, temperature, salinity and acidification".

³ Avseende träffsäkerheten för en gemensam bedömningsgrund för ett stort geografiskt område i jämförelse med mer regionala modeller kan det vara möjligt att med ett dataset för ett begränsat område och med ett mer homogent urval av stationer, hitta bättre modellsamband. Men det förutsätter att det finns tillräckligt många stationer tillgängliga.

kan komma att behöva utföras under mycket lång tid i vissa objekt och kanske upphöra helt i andra.

Detaljerat bemötande

Nedan följer en i punktform sammanfattande genomgång av de, som vi uppfattar det, huvudsakliga kommentarerna på förslaget samt efterföljande bemötande av desamma. Några punkter rör också det förslag om nytt bottenfaunaindex som är harmoniserat med förslaget på fys-kem bedömningsgrund och som gick ut för synpunkter samtidigt.

Varför utgår vi ifrån MAGIC för att beräkna referensvärdet?

Den sura depositionen har pågått långt innan vi började mäta vattenkvalitet och den har varit jämnt fördelad över landskapet, men med en stark gradient över landet. Det går därför inte att hitta opåverkade vatten i samma region som påverkade för att sätta referensvärden utan vi är hänvisad till geokemiska modeller. Alternativa metoder med paleolimnologi kan bara tillämpas undantagsvis på grund av den stora kostnaden för dessa undersökningar och för att den bara kan tillämpas i sjöar. Vi har använt modellen MAGIC som är den internationellt mest tillämpade försurningsmodellen, med en omfattande vetenskaplig publikation bakom. Den har tillämpats på tusentals sjöar och vattendrag i Sverige av IVL, i Norge och i många andra länder. Som alla modeller är den en förenkling av verkligheten och både modellens struktur och dataunderlaget har kritiserats i både vetenskapliga och andra sammanhang, men det finns inget som tyder på att modellen gör några stora systematiska fel i uppskattningen av referenstillståndet. I den mån systematiska fel har kunnat påvisats, har det rört sig om att försurningspåverkan underskattas. Betydelsen av systematiska fel i MAGIC för försurningsbedömningar behandlas bl a i Stadmark et al. (2017), Fölster et al. (2020) och Moldan et al. (2022). Alla uppdateringar som har gjorts av MAGIC genom åren finns under [Uppdateringar - Magicbiblioteket \(ivl.se\)](https://www.ivl.se/om-ivl/rapporter-och-publiceringar/uppdateringar-magic).

Varför bedöms försurningspåverkan utifrån medelkemin och inte utifrån extremvärden (episodisk data)?

Surheten i jonsvaga ytvatten uppvisar en stor variation över tiden, till stor del kopplat till variationen i flöde. Det gäller främst i vattendrag. Vid höga flöden är buffertkapaciteten utspädd och halten av naturliga organiska syror ofta förhöjd. Det är till stor del de suraste förhållandena som styr vilka organismer som kan leva i vattnet. Vi valde ändå att bedöma försurningspåverkan utifrån medelvärden av kemi och inte extremvärden av följande skäl:

- Data på extremvärden är starkt beroende på hur väl man lyckas förutsäga när dessa kommer i tiden och att det är möjligt att provta just då. Det krävs betydligt färre prov för att prediktera ett medelvärde.
- Medelvärden kan ses som ett mått på risk för förekomst av episoder med för biota kritiska värden.
- MAGIC som den är tillämpad här räknar med årsvärden av alla data. Vi kan alltså inte bedöma försurningspåverkan under sura episoder.

Sura episoder under högflöden är ett välkänt naturligt fenomen men där relativt liten deposition av försurande nedfall kan få förödande effekt (Laudon and Lindquist 2001, Laudon and Bishop 2002). I bedömningsgrunderna från 2007 ingick en modell för att kvantifiera det antropogena tillskottet av försurningen under vårfloden. Tillämpningar av modellen visade att efter depositionsminskningen under 1990-talet blev det antropogena bidraget till vårflodsepisoden

försumbar och modellen togs därför bort i senare föreskrifter. Modellen togs fram för att kunna bedöma försumningspåverkan från svaveldepositionen i den smältande snön, men kan även tillämpas för att bedöma om en generell förurning leder till större påverkan under extremflöden. Den förutsätter mätningar innan och under episoden och skulle kunna användas som stöd för expertbedömningar om den uppdateras och åter aktualiseras.

Surstötter kan även uppkomma vid högflöden efter torka. Gammalt svavel som lagrats i våtmarker kan då oxideras till svavelsyra och orsaka förurning. I de flesta fall sammanfaller dock svavelsyratillskottet med att gammalt välbuffrat grundvatten pressas ut. Torkepisoden är troligen därför inget utbrett problem, men kan vara viktigt vid vissa tillfällen på vissa lokaler.

Varför används flödesvägda medelvärden av vattendragskemin?

Denna fråga hänger delvis ihop med ovanstående. MAGIC-modellen räknar med jonbalanser så optimalt vore att räkna på flödesvägda medelvärden av vattenkemin. Eftersom det ofta saknas flödesmätningar, används aritmetiska medelvärden för modellering och surhetsbedömning. För sjöar med flera prover per år och inte alltför kort omsättningstid är det troligen inget problem, men för vattendrag med gles provtagning kan det leda till en överskattning av buffertförmågan och därmed en underskattning av försumningspåverkan. I Målvattendragutvärderingen togs prover både vid bestämda tidpunkter och vid subjektiv utvalda högflödesprover. Dessa kombinerades sedan med en flödesviktning med hjälp vattenföringsdata från SMHI:s HYPE-modell. Denna metodik skulle kunna användas generellt för vattendrag. Det är fullt möjligt att koppla samtliga miljöövervakningsstationer med vattenkemi hos datavärden (Miljödata-MVM) till ett delavrinningsområde med HYPE-modellering av vattenföringen via API och automatiskt beräkna flödesviktade medelvärden. Metodiken medger att man kompletterar ordinarie provtagning med subjektivt valda högflödesprover på ett rättvist sätt. Det vore värdefullt med en datautvärdering om hur olika sätt att beräkna medelvärden av vattenkemin påverkar statusklassificeringen.

Varför används bottenfauna som biologisk indikator? Hur kopplar de nya bedömningsgrunderna mot andra försumningskänsliga arter och då framförallt kalkningens motivarter?

En förutsättning för bedömningsgrunderna är att statusklassificeringen för fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer ska motsvara klassificeringar med biologiska kvalitetsfaktorer. Interkalibrerade gränser för statusklassificering av förurning har tagits fram inom ECOSTAT för bottenfauna och fisk. I underlagsarbetet testade vi samband med fys-kem för både bottenfauna och fisk och fann då att de båda kvalitetsfaktorererna hade tröskelvärden nära varandra. För fisk i vattendrag var öring en relativt dålig prediktor. De beror troligen på att den migrerar och kan undvika episoder med dålig vattenkvalitet. Simpor, som är stationära, var bättre indikatorer. I norska data skiljer man inte på öring ock lax i vattendrag vilket försämrade dataunderlaget. Vidare utgör bottenfaunasamhället en rad olika typer av organismer som svarar på surhet med olika mekanismer. Valet av bottenfauna som kvalitetsfaktor stämmer därför bättre överens med vattendirektivets intentioner att skydda hela ekosystemet, inte bara enskilda, av människan önskade arter. För ett mer utförligt underlag till varför vi valde bottenfauna och inte fisk hänvisas till underlagsrapporten. Sammanfattningsvis under denna punkt kan konstateras att vattendirektivet och bedömningsgrunderna avser avvikelser från referensvärdet för **hela** ekosystemet. Därför använder vi bottenfauna som omfattar ett brett urval av olika känsliga organismer. Om ett vatten bedöms försurat och man vill skydda enskilda hotade arter som

flodpärlmussla och flodkräfta bör kalkningsverksamheten ta fram mål för dessa arter utifrån kunskap om just dessa arter.

Varför inkluderades inte kalkningsverksamhetens bottenfaunadata?

Kalkningsverksamhetens provtagningsmetod för bottenfauna följer inte internationell standard och resultaten är därför inte jämförbara med andra studier. Dessutom saknas vattenkemiska mätningar för att beräkna ANC och provtagningen av vattenkemin sker i hög grad subjektivt i samband med högföden. Dessa data går därför tyvärr inte att utvärdera tillsammans med det nordiska datasetet.

Varför sätts gränsen mellan god och måttlig status där det sker störst förändring i artsammansättning? Motsvarar detta en rimlig gräns där förvaltningsmässiga åtgärder skulle vara befogade?

Klassgränssättningen diskuterades under arbetets gång men det valdes att sätta gränsen på samma sätt som gjorts i interkalibreringsarbetet inom ECOSTAT, dvs vid tröskelvärde. Det är mer väldefinierat, medan början på en topp är mer osäker att bestämma.

Varför använde vi inte kiselalger?

Kiselalger har visat sig ha ett starkt samband med pH, betydligt bättre än bottenfauna och fisk. Tyvärr ingick inte försurningspåverkan på kiselalger i interkalibreringen inom ECOSTAT Nordic-GIG. I de svenska föreskrifterna för statusklassificering ingår bedömning av försurning utifrån kiselalger. Det förutsätter dock att man först beräknat ett referensvärde på pH utifrån vattenkemin. Det finns inget tröskelvärde angivet i föreskriften. Detta gjorde att vi inte kunde använda kiselalger som stöd för att sätta klassgränser för statusklassificeringen för vattenkemin.

För det nordiska projektet begränsades dessutom användandet av kiselalger av att dessa inte i nuvarande läge provtas i Norge.

Varför använder vi ANCo som fys-kem indikator?

ANC beräknas som skillnaden mellan basatjoner och de starka syrornas anjoner:

$$\text{ANC} = (\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na} + \text{K}) - (\text{SO}_4 + \text{Cl} + \text{NO}_3)$$

Med alla enheter i $\mu\text{ekv/l}$

ANCo är en modifierad variant av ANC där "o" står för organiska syror och där man antar att en tredjedel av de organiska syrorna ANCo beräknas enligt:

$$\text{ANC} = (\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na} + \text{K}) - (\text{SO}_4 + \text{Cl} + \text{NO}_3 + 3,4 * \text{TOC (mg/l)})$$

ANCo valdes som indikator för att den gav starkast samband för det dataset som valdes ut för att ta fram det nordiska surhetsindexet för bottenfauna, NAMI. ANCo tar hänsyn till att en del av de organiska syrorna kan betraktas som starka. I bakgrundsrapporten användes ett större dataset som omfattade fler välbuffrade vatten. Då föll ANC ut som något bättre än ANCo. ANC bedömdes också ha fördelen att det inte har interaktion med eller påverkas av förbruningen i samma omfattning som övriga indikatorer. När datasetet begränsades till gradienten av ANC där man

hade en tydlig biologisk respons som kunde kopplas till surhet, visade sig ANCo ha ett starkare samband än ANC och pH.

I en analys av interaktionen av sambandet mellan bottenfauna och vattenkemiska surhetsindikatorer och andra faktorer, visade det sig att pH hade betydligt högre grad interaktion jämfört med de andra indikatorerna. Det innebär att sambandet mellan biologi och pH varierar med t ex DOC och geografiska parametrar medan ANCo hade stabilare samband. Valet av pH som indikator skulle innebära att vattenförekomsterna behöver delas upp i olika grupper, där det inte är givet hur den gruppindelningen skulle göras. En uppdelning i grupper innebär också att det blir färre observationer i varje grupp att göra analysen på.

En annan betydande orsak till att vi inte valde pH är att osäkerheten lätt kan bli stor när den beräknas. Man måste anta ett värde på DOC och på kolsyratryck och använda en teoretisk modell för de organiska syrorna. Detta utreddes bl a i (Fölster et al. 2018) och baserar sig på ett stort antal vetenskapliga artiklar och andra rapporter. För att det beräknade referensvärdet från MAGIC ska kunna jämföras med det nuvarande tillståndet jämförs det inte med det uppmätta pH-värdet utan med ett pH värde som modellerats ur ANC, DOC och kolsyratryck på samma sätt som referensvärdet. Detta modellerade pH värde skiljer sig ofta från det uppmätta vilket kan vara förvirrande. Felet i pH-beräkningen blir störst i intervallet 5 till 6 där man har störst påverkan på biologin. Även om man alltså skulle avgränsa ett typ av vatten där man får ett bättre samband mellan uppmätt pH och biologiska indikatorer, kan ändå felet bli större på grund av fel i modelleringen av pH.

Eftersom pH är så pass känt som indikator finns i förslaget till bedömningsgrund och som komplement till G/M-gränser och referensvärde för ANCo motsvarande värden för pH. För att undvika att dessa beräknade pH-värden övertolkas, kan det vara motiverat att ange dessa pH-värden som intervall.

Vilken betydelse får förslaget för miljöövervakningen?

Kostnaderna för miljöövervakning blir ungefär samma som med det nya förslaget som med de nuvarande bedömningsgrunderna. De nuvarande bedömningsgrunderna behöver följande parametrar: pH, Ca, Mg, SO₄, Cl, och TOC.

Förslaget till nya bedömningsgrunder behöver ovan angivna parametrar plus Na, K och NO₃.

Na och K analyseras med dagens analysmetoder samtidigt som Ca och Mg, så den extrakostnaden är obetydlig. NO₃ läggs till för att ta hänsyn till försurningen som orsakas av nitratläckage från kvävemättad skogsmark, och för att kunna beräkna ANC. Det är dock bara i sydvästra Sverige som nitrathalten är så pass höga att det har en signifikant påverkan på ANC och därmed försurningsbedömningen. I stora delar av Sverige är det onödigt att analysera nitrat. Om man är osäker kan man välja att analysera nitrat med jonbyteskromatografi samtidigt som SO₄ och Cl. Detektionsgränsen blir då något högre än med den ordinarie kolorimetriska metoden som används inom miljöövervakningen, men kostnaden blir obetydlig.

Den ökade kostnaden för miljöövervakningen med det nya förslaget jämfört med de nuvarande bedömningsgrunderna är alltså försumbart enligt vår bedömning.

Inom kalkeffektuppföljningen analyseras vanligtvis bara pH, alkalinitet och färg. Analyserna är tillräckligt för att följa upp om man kalkat lagom mycket, men de räcker inte för att bedöma om vattnet är försurat. **För att kunna skilja på naturligt sura och försurade vatten är det nödvändigt att analysera hela jonbalansen inklusive organiskt material.** Det är högst olyckligt att fullständiga analyser för en försurningsbedömning i kalkade vatten nästan bara förekommit i de nationella undersökningarna Målsjöundersökningen och Målvattendragsundersökningen.

Vad är förbrukningens betydelse för försurningspåverkan?

Många sjöar och vattendrag har blivit brunare de senaste decennierna. Detta leder till att vattnet blir surare på grund av organiska syror. Denna så kallade förbrukning var mest utbredd kring år 2000 och kopplas samman med den minskande sura depositionen (Monteith et al. 2007). På senare tid tycks förbrukningen ha stannat av, med undantag för delar av södra Sverige och längs Västerbotten kustland (Eklöf et al. 2021). I södra Sverige har den mer långsiktiga förbrukningen satts i samband med återskogningen av det som tidigare var betesmarker (Kritzberg 2017). Denna förbrukning har troligen föregåtts av att vattnet blev klarare i samband med att de förhistoriska skogarna högs ner och ersattes med åker, äng och glesa betesmarker (Renberg et al. 1993, Bragée et al. 2015). Förutom minskad deposition och förändrad markanvändning påverkas även vattnets brunhet av klimatets naturliga svängningar i decennieskala (Kritzberg et al. 2019). Den pågående klimatförändringen med mer extremväder förväntas också påverka brunheten på olika sätt.

Den lokala variationen i hur vattnets färg har förändrats kan vara stor. I ett exempel med två närliggande sjöar i Småland visas hur dessa har haft helt olika utveckling i halten TOC vilket relaterades till olika markanvändningshistorik (Bragée et al. 2015). Dessutom kan trenderna i olika mått på naturligt organiskt material (TOC, Färg och COD) vara olika på samma lokal (Kritzberg and Ekström 2012, Eklöf et al. 2021) vilket innebär att kvalitén på det organiska materialet förändrats. De komplexa förändringarna i halten naturligt organiskt material över väldigt olika tidsskalor gör att det varken är möjligt eller meningsfullt att sätta ett referensvärde för färg eller TOC.

Betydelsen av förändringar i TOC för modellering med MAGIC har utretts i en rapport av IVL och enligt den tyder inget på att det har någon stor betydelse för beräkning av referensvärde och för försurningsbedömning (Stadmark et al. 2017). Betydelsen blir troligen ännu mindre genom att vi använder ANCo som indikator istället för pH.

Inom luftvårdskonventionen och i de svenska miljömålen avses med antropogen försurning den påverkan som orsakas av försurande deposition eller upptaget av baskatjoner genom skogsbruket. Vi anser det rimligt att hålla fast vid den definitionen och även i fortsättningen bedöma försurning utifrån rådande halter av naturligt organiskt material.

Hur ska vi bedöma kalkade vatten?

Kalkade vatten föreslås bedömas utifrån okalkad kemi beräknad med Ca/Mg kvoten. Detta är relevant för miljömålet Bara naturlig försurning och i rapporteringen av kritisk belastning enligt luftvårdskonventionen. I förslaget finns dock inget angivet om hur kalkade vatten ska bedömas inom vattenförvaltningen och i rapporteringen inom vattendirektivet. Vi föreslår att kalkade vatten, som bedöms som försurade utifrån okalkad kemi, får god status om god status för

kalkningsmålen är uppfyllda och biologiska bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25, bilaga 1, i övrigt indikerar god status. Det är däremot tveksamt hur kalkade vatten som bedöms som icke försurade utifrån okalkad kemi ska bedömas och rapporteras inom vattendirektivet. Rent logiskt borde ett naturligt surt vatten som kalkats inte kunna uppnå god status som ju definieras som avvikelse från ett referensvärde. Rent praktiskt är det kanske rimligare att dessa vatten bedöms som god status i väntan på att kalkningen avslutas. Det kan ju inträffa att uppföljningen efter kalkavslut i ett enskilt objekt visar att beräkningen av okalkad kemi gav en felaktig bedömning. Kalkningen kan då återupptas och försurningsbedömningen göras som expertbedömning utifrån data från uppföljningen efter kalkavslut.

Användning av expertbedömningar?

Mycket av kritiken mot förslaget som framkommit i remissvaren beror på att så stor del av de kalkade vatten bedöms som icke försurade utifrån beräknad okalkad kemi. Och att detta inte alltid stämmer överens med de bedömningar som görs inom kalkningsverksamheten. De bedömningsgrunder som ingår i föreskrifterna som används i vattenförvaltning och i rapporteringen till EU inom vattendirektivet är av nödvändigheten generella och kan inte kräva för omfattande dataunderlag för att kunna tillämpas enhetligt på alla vattenförekomster. För enskilda handläggare är det då viktigt att de med sin expertkunskap och med tillgång till lokala data, kritiskt granskar bedömningen som görs genom bedömningsgrunderna och rimlighetsbedömer dessa klassificeringarna i enlighet med gällande föreskrifter (2 kap HVMFS 2019:25). Finns anledning ska en expertbedömning göras som kan skilja sig från det resultat som bedömningsgrunderna ger. Det är emellertid nödvändigt att en sådan expertbedömning så långt möjligt följer gemensamma riktlinjer och principer om vilket underlag som kan användas och hur det underlaget ska tolkas så att expertbedömningarna blir enhetliga över hela landet. Vi förslår därför att HaV ger i uppdrag åt en expertgrupp (lämpligen IKEU-gruppen) att ta fram sådana riktlinjer. Om arbetet kommer igång under 2024 kommer det kunna finnas underlag för klassificering redan i denna cykel.

Påverkansanalys i relation till tillståndsbedömning

I 3dje vattenförvaltningscykeln användes de fys-kem bedömningsgrunderna för försurning i HVMFS 2019:25 som påverkansanalys för kalkade vatten. Detta är inte i enlighet med vattendirektivet eftersom det är tillståndet och inte påverkan som bedömningsgrunderna ska bedöma (jmf Kelly et al, 2024). Vi föreslår en enklare form av påverkansanalys genom att bedöma vid vilken svaveldeposition som det finns risk för att man idag inte uppfyller god status med avseende på försurning. Det är dock inte helt enkelt att hitta en sådan gräns eftersom effekten av en viss deposition helt beror på vattnets och avrinningsområdets buffertkapacitet, vilket kan skilja sig avsevärt mellan två närliggande sjöar. En möjlig väg att hitta en sådan gräns föreslår vi kan vara att plotta risk för försurningspåverkan mot dagens deposition enligt EMEP⁴ och se om det finns någon tydlig brytpunkt. Ytterligare ett annat sätt kan vara att använda fördelningen av dagens deposition för försurade sjöar i Sjöomdrevet och sätta gränsen för "at risk" vid exempelvis 5 percentilen av depositionen för de försurade sjöarna. Vi förslår att HaV ger i uppdrag åt en expertgrupp (lämpligen IKEU-gruppen) att ta fram eller föreslå lämpligaste metod för påverkansanalys avseende försurning. Denna analys kommer att kunna användas i nästa

⁴ The co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe (inofficially 'European Monitoring and Evaluation Programme' = EMEP).

cykel vad gäller vattenförvaltningen, men kan ge nytta för kalkningen redan under innevarande cykel.

Beslut om detta yttrande har fattats av enhetschefen Signild Nerheim efter föredragning av utredaren Jonas Svensson. I den slutliga beredningen har även verksjuristen Ramona Liveland deltagit.



Signild Nerheim

Jonas Svensson

Jonas Svensson

Referenser

Bragée, P., F. Mazier, A. B. Nielsen, P. Rosén, D. Fredh, A. Broström, W. Granéli and D. Hammarlund (2015). "Historical TOC concentration minima during peak sulfur deposition in two Swedish lakes." Biogeosciences Discussions(12): 307-322.

Eklöf, K., C. von Brömssen, N. Amvrosiadi, J. Fölster, M. B. Wallin and K. Bishop (2021). "Brownification on hold: What traditional analyses miss in extended surface water records." Water Research **203**: 117544.

Fölster, J., F. Djodjic, B. Huser, B. Moldan and L. Sonesten (2018). Bedömningsgrunder för fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer i sjöar och vattendrag. Förslag till revidering av föreskrift HVMFS 2013:19. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2018:10.

Fölster, J., K. Wallman and F. Moldan (2020). Målvattendragsundersökningen 2010-2016. Bedömning av surhet och försurning i kalkade vattendrag. Havs och vattenmyndigheten Rapport 2020:29. ISBN 978-91-88727-93-0

Kelly, M., Teixeira, H., Lyche Solheim, A., Free, G., Phillips, G., Salas Herrero, M.F., Kolada, A., Varbiro, G. and Poikane, S., Physico-chemical criteria to support Good Ecological Status in Europe, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2024, doi:10.2760/355815, JRC136407.

Kritzberg, E. S. (2017). "Centennial-long trends of lake browning show major effect of afforestation." Limnology and Oceanography Letters **2**(4): 105-112.

Kritzberg, E. S. and S. M. Ekström (2012). "Increasing iron concentrations in surface waters – a factor behind brownification?" Biogeosciences **9**(4): 1465-1478.

Kritzberg, E. S., E. M. Hasselquist, M. Škerlep, S. Löfgren, O. Olsson, J. Stadmark, S. Valinia, L.-A. Hansson and H. Laudon (2019). "Browning of freshwaters: Consequences to ecosystem services, underlying drivers, and potential mitigation measures." Ambio.

Laudon, H. and K. Bishop (2002). "The rapid and extensive recovery from episodic acidification in northern Sweden due to declines in SO₄²⁻ deposition." Geophysical Research Letters **29**(12).

Laudon, H. and L. Lindquist (2001). Episodförsurning i Norrbotten: Återhämtning och framtidsutsikter. In press. Umeå, Länsstyrelsen i Norrbotten.

Moldan, F., S. Jutterström, J. Stadmark, K. Holmgren and J. Fölster (2022). Bedömningsgrunder förurning - tester av MAGIC- biblioteket. Rapportnummer C695. ISBN 978-91-7883-406-8, IVL i samarbete med SLU.

Monteith, D. T., J. L. Stoddard, C. D. Evans, H. A. de Wit, M. Forsius, T. Hogasen, A. Wilander, B. L. Skjelkvale, D. S. Jeffries, J. Vuorenmaa, B. Keller, J. Kopacek and J. Vesely (2007). "Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry." Nature **450**(7169): 537-U539.

Renberg, I., T. Korsman and H. J. B. Birks (1993). "Prehistoric increases in the pH of acid sensitive Swedish lakes caused by land-use changes." Nature **362**: 824-826.

Stadmark, J., F. Moldan and S. Jutterström (2017). DOC-förändringar och MAGIC. Rapportnummer C 255. ISBN 978-91-88319-79-1.