

## Hur kan resultaten från Omdrevssjöarna användas i vattenförvaltningen?

Jens Fölster och Claudia von Brömsen

SLU, Vatten och miljö: Rapport 2016:17

Tryck: On demand

Tryckår: 2017

Kontakt

Jens.Folster@slu.se

<http://www.slu.se/vatten-miljo>

## **Förord**

Denna rapport utgör redovisningen av ett projekt utfört av Institutionen för vatten och miljö, SLU, på uppdrag av Havs och vattenmyndigheten enligt överenskommelse 3245-15. Rapporten reviderades efter synpunkter från uppdragsgivaren.

## Innehåll

Sammanfattning .....	1
Summary .....	2
Bakgrund .....	3
Material och metoder .....	4
Dataunderlag .....	4
Statistiska metoder .....	4
Statusklassning för enskilda sjöar .....	5
Vattenkemi från Omdrevssjöarna .....	5
Utvärdering av modellerade halter för TP från Hype .....	6
Kan sjöar mindre än 0,5 km <sup>2</sup> representera större sjöar som utgör vattenförekomster enligt vattenförvaltningen? .....	8
Skillnad i halter mellan små och stora sjöar. ....	8
Är andelen sjöar som uppnår god status olika för små och stora sjöar? .....	9
Bedömning av andel sjöar som uppnår god ekologisk status inom en region .....	11
Teoretisk feluppskattning .....	11
Feluppskattning i fyra försurningsregioner .....	11
Identifiering av obetydligt påverkade regioner med GAM-modell .....	12
Fler sätt att använda Omdrevssjöarna i vattenförvaltningen .....	15
Utforma effektiva och ändamålsenliga övervakningsprogram i framtiden. ....	15
Bedöma naturlig variation och de långsiktiga förändringar som orsakas av utbredd/storskalig mänsklig påverkan .....	15
Slutsatser och rekommendationer .....	17
Referenser .....	18

## Sammanfattning

Programmet ”Sjöar Omdrevsstationer: vattenkemi i sjöar” (Omdrevssjöar) omfattar med regionala tillägg, 5084 sjöar som provtas för vattenkemi under höstomblandningen vart sjätte år (Fölster m.fl. 2014a). Sjöarna är framtagna genom en stratifierad slumpning med tätare provtagning i södra Sverige där påverkan är större. Genom att vikta resultaten kan tillståndet i hela Sverige eller i större regioner beskrivas. I denna rapport redovisas hur Omdrevssjöarna skulle kunna få en ökad användning inom vattenförvaltningen.

För många sjöar är de enstaka proverna av vattenkemin det enda dataunderlaget som finns för statusklassning. Genom att uppskatta osäkerheten i klassningen kan man avgöra när det uppmätta värdet är så långt från ett uppsatt gränsvärde att man kan avgöra om sjön t ex uppnår god status eller inte för en viss parameter. För näringsämnen kunde 60 % av Omdrevssjöarna 2007 - 2009 klassas med avseende på totalfosfor (TotP), men för resten av sjöarna var osäkerheten för stor. Om bedömningen istället gjordes på ett medelvärde av proverna från Riksinventeringarna 2000 och 2005 samt Omdrevssjöarna, kunde 83 % av sjöarna ges en tillförlitlig klassning.

Sjöar mindre än 0,5 km<sup>2</sup> kunde inte representera sjöar större än 0,5 km<sup>2</sup> d.v.s. de som räknas som vattenförekomster inom vattenförvaltningen. De mindre sjöarna var generellt jonsvagare, brunare och surare än de större. De hade ofta även högre halter av TotP och metaller. Små sjöar hade också en högre andel försurade och metallpåverkade sjöar, samt en lägre andel övergödda sjöar jämfört med stora sjöar. Små sjöar kan alltså inte användas för att bedöma större sjöar.

Omdrevssjöarna har använts för att bedöma andelen försurade sjöar i hela Sverige samt i fyra regioner baserade på bl. a. länsgränser. En uppskattning av osäkerheten i den beräknade andelen visar att för regionerna var konfidensintervallet för den skattade andelen försurade sjöar stort, i storleksordningen +/- 25 % av andelen påverkan.

Med hjälp av en statistisk metod (GAM) kunde vi identifiera regioner i Sverige där påverkan av en viss typ är obetydlig. I kombination med påverkansanalysen kan sådana kartor användas för att ”frikänna” regioner och undanta dessa från krav på omfattande övervakningsinsatser. Resurserna kan istället allokeras till de regioner där påverkan är stor och på så vis bidra till att utforma effektiva och ändamålsenliga övervakningsprogram och därmed göra övervakningen riskbaserad.

Omdrevssjöarna kan användas till att testa representativiteten hos andra miljöövervakningsprogram. I en tidigare utvärdering identifierades t ex vissa sjötyper som är underrepresenterade i det nationella Trendsjöprogrammet.

Omdrevssjöarna har nu pågått så pass länge att det börjar bli meningsfullt att studera långsiktiga förändringar i den rumsliga fördelningen av vattenkvaliteten. De ovan nämnda statistiska GAM-modellerna är då användbara. Genom att utjämna den småskaliga variationen i tid och rum kan man visa på storskaliga förändringar.

Omdrevssjöarna kan visa på tillståndet i alla Sveriges 100 000 sjöar. Eftersom vattendirektivet omfattar allt vatten, inte bara de större sjöar som utgör vattenförekomster, borde resultaten kunna användas i rapporteringen till EU-kommissionen i större utsträckning än idag. Detta gäller särskilt för försurning, som i större utsträckning drabbar de mindre sjöarna.

## Summary

The Swedish national lake survey program includes 5084 lakes which are sampled for water chemistry during autumn circulation every sixth year. The lakes are selected by a stratified random selection, with more dense sampling in southern Sweden where pollution pressure is higher. By weighing the results, the state of the whole lake population in all of Sweden or larger regions can be estimated. In this report, we give suggestions for a more extensive use of the lake survey in water management.

For many lakes, data from a single water chemistry sample is the only base for a classification of ecological status. By estimating the uncertainty in the classification, it is possible to tell if the measured value is far enough from the boundary for good ecological status for a certain classification. For nutrients, 60 % of the lakes in the lake survey 2007-2009 could be classified according to total phosphorus (TotP). For the other 40 % the uncertainty was too large. If the classification instead was done on an average of three samples for the same lake from surveys in 2000, 2005 and 2007-2009, 83 % of the lakes were able to be classified.

Lakes smaller than 0,5 km<sup>2</sup> are not representative of lakes larger than 0,5 km<sup>2</sup>, which is the definition of a water body within the EU water framework directory. The smaller lakes were generally more ion weak, browner and more acid than larger lakes. They often also had higher concentrations of TotP and metals. Smaller lakes had a higher fraction of acidified and metal affected lakes, as well as a lower fraction of eutrofied lakes, compared to larger lakes. Hence, smaller lakes cannot be used to describe the state in larger lakes.

The lake survey has been used to estimate the fraction of acidified lakes in all of Sweden, as well as in four regions based mainly on administrative borders. An estimation of the uncertainty in the estimation for each region showed confidence limits of c. +/- 25 % of the fraction acidified lakes.

By using statistical models (GAM) we could identify regions in Sweden where different types of impact are negligible. Such maps can be used in combination with impact assessments to “absolve” regions and exclude them from demands on extensive monitoring actions. The resources for monitoring can then instead be directed to highly impacted regions. In this way, monitoring programs are made more effective and risk based.

Another use for the lake survey is testing of the representativeness of other monitoring programs. In an earlier evaluation, under represented lake types in the national trend lake program were identified.

The lake survey program has now been running for such a long time that it is relevant for studying long-term changes in the spatial variation of water quality. The already mentioned GAM-models are then useful for smoothing out small-scale variation in time and space to better show large scale variation.

The lake survey can be used to describe the state of all 100 000 lakes larger than 1 ha in Sweden. Since the EU water framework directive includes all waters, not just those large enough to be water bodies, the lake survey should be able to be used in the reporting to the EU commission in a larger extent than it is today. Especially for acidification, which affects smaller lakes to a larger extent.

## Bakgrund

Programmet ”Sjöar Omdrevsstationer: vattenkemi i sjöar” (hädanefter kallat Omdrevssjöar) omfattar för närvarande 5084 sjöar som provtas för vattenkemi under höstomblandningen vart sjätte år (Fölster m.fl. 2014a). Av dessa är 4 824 delar av den Nationella miljöövervakningen, medan resten är regionala tillägg. Sjöarna är framtagna genom en stratifierad slumpning av sjöar > 1 ha i SMHI:s sjöregister. Stratifieringen innebär att en större andel av de större storleksklasserna provtas och att det är en tätare provtagning i södra Sverige där påverkan är större. Genom att vikta resultaten kan tillståndet i hela Sverige eller i större regioner beskrivas.

Omdrevssjöarna startade 2007 och är nu inne på sitt andra omdrev. Innan dess genomfördes så kallade riksinventeringar av sjöar med liknande upplägg, men bara vart femte år (Fölster m.fl. 2014b). En stor andel av sjöarna har ingått i flera sådana undersökningar, åtminstone sedan 1995.

Omdrevssjöarna har främst använts för uppföljningen av miljömålet ”Bara naturlig försurning” och för den internationella rapporteringen till luftvårdskonventionen. Inom vattenförvaltningen har resultaten använts för statusklassning av enskilda sjöar då det saknas andra data.

EU:s ramdirektiv för vatten utgör en utmaning för ett land som Sverige med omfattande vattenresurser och en gles befolkning. Lagstiftningen kräver miljöövervakning som omfattar samtliga vatten som klassas som vattenförekomster, med biologiska, fysikaliskt-kemiska och hydromorfologiska parametrar. För sjöar innebär det alla sjöar större än 0,5 km<sup>2</sup> (50 ha), vilket utgörs av ca. 9 700 sjöar i Sverige. Samtliga vattenförekomster ska klassas med avseende på ekologisk status och klassningarna ska rapporteras till EU-kommissionen. För Sverige har det varit svårt att uppfylla direktivets krav på miljöövervakning vilket har föranlett kritik från EU-kommissionen.

Vattendirektivets krav på miljöövervakning omfattar bl.a. en kontrollerande övervakning (EC 2000) (Appendix 5 (1.3.1)). Syftet med den kontrollerande övervakningen är att:

1. Komplettera och bekräfta det förfarande för bedömning av miljöpåverkan som anges i bilaga II (karaktärisering)
2. Ge underlag för utformande av effektiva miljöövervakningsprogram i framtiden
3. Bedöma de långsiktiga förändringarna i naturliga förhållanden
4. Bedöma de långsiktiga förändringar som orsakas av omfattande mänsklig påverkan.

Sveriges rapportering till EU-kommissionen har hittills bara omfattat den första av dessa punkter, d.v.s. den kontrollerande övervakningen har bara använts för att klassa enskilda vattenförekomster. Vi anser att rapporteringen borde kompletteras med att även omfatta de övriga punkterna, då främst punkterna 3 och 4 som skulle kunna behandlas i förvaltningsplanerna. Den nationella miljöövervakningen i Sverige utgör en unik möjlighet att svara upp till dessa krav. Genom att komplettera påverkansanalysen med en sådan mer översiktlig beskrivning av tillståndet av miljöpåverkan i Sverige kan det bli lättare att argumentera för att miljöövervakningen begränsas till de vattenförekomster där behoven är störst.

I denna rapport visar vi på hur Omdrevssjöarna kan komma till större nytta i vattenförvaltningen. Vi visar hur resultaten kan användas för statusklassning om andra

data saknas och jämför med att istället använda modellerade värden. Vidare använder vi Omdrevssjöarna till att identifiera regioner där olika typer av påverkan är försumbara. Slutligen visar vi hur Omdrevssjöarna kan användas för att ge underlag för ändamålsenliga miljöövervakningsprogram samt visa på variationen i tid och rum i både opåverkade och påverkade sjöar.

## Material och metoder

### Dataunderlag

Dataunderlaget för analyserna är hämtat från programmet Omdrevssjöar 2007-2012, och i något fall 2007-2015. Data omfattar vattenkemi på 0,5 meters djup i mitten av sjön under höstomblandningen provtaget med helikopter. De kemiska analyserna är utförda av det ackrediterade vattenkemiska laboratoriet på Institutionen för vatten och miljö, SLU, enligt internationella standardmetoder (<http://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/laboratorier/vattenkemiska-laboratoriet/vattenkemiska-analysmetoder/>).

Uppgifter om sjödjup är hämtat från SMHI:s sjöregister då data finns, och i annat fall beräknat utifrån marklutningen kring sjön (Sobek m.fl. 2011). Sjöarnas avrinningsområde är framtagen med en modifierad höjddatabas (Nisell m.fl. 2007) och markanvändningen är hämtad från Svensk marktäckedata (Naturvårdsverket 2014). GIS-skikt för betydande punktkällor för näringsämnen har hämtats från SMED (<http://www.smed.se/vatten/data/plc5>).

### Statistiska metoder

Samband mellan parametrar studerades med enkel eller multipel linjär regression. Vid behov logtransformerades data. Skillnad mellan stora och små sjöar gjordes med ett icke parametriskt test (Wilcox), eftersom fördelningarna varken var normal, eller lognormalfördelade. För skillnader i andel som överskrider ett visst gränsvärde, som t. ex. försurningspåverkan, användes kontingenstabell där signifikans testades med Likelihood ratio. Samtliga ovanstående analyser gjordes i programmet JMP 12.0.1

För att modellera sannolikheten att uppnå god status fördelat över hela Sverige med avseende på en parameter användes en GAM-modell (generalised additive model) med longitud och latitud som förklarande variabler och en binomialfördelning som fördelning av responsvariabeln. Beräkningen gjordes med funktionen `gam` i `mgcv` paketet i programmet R.



## Statusklassning för enskilda sjöar

### Vattenkemi från Omdrevssjöarna

Omdrevssjöprogrammet omfattar bara ett kemiprover under höstomblandningen vart sjätte år. Värdet av detta prov för klassning av ekologisk status är naturligtvis begränsat, men med kännedom om sambandet mellan vattenkemi och biologiska parametrar samt, och genom att uppskatta osäkerheten i statusklassen, är det möjligt att i många fall ge en bedömning om en sjö uppnår god status eller inte. För TP (totalfosfor) är sambandet med växtplankton väl etablerat. Ett förslag till beräkningsverktyg har tagits fram där klassningen med avseende på TP beräknas och osäkerheten i klassningen anges i tre nivåer (Fölster m.fl. 2012b). I verktyget anger man medelvärden för de mätvärden som bedömningen ska baseras på och även antal mätvärden som medelvärdet baserar sig på, när på året de är provtagna och under vilka år. Osäkerhetsberäkningen baseras på prediktionsfelet för den regressionsformel som används i Bedömningsgrunder för TP (HaV 2013) men där regressionsformeln inklusive feluppskattning baseras på ett underlag motsvarande det som ska bedömas. Osäkerheten blir därigenom mindre ju fler mätvärden man har. För enstaka höstprov baseras t. ex. regressionsformeln på ett urval referenser från Omdrevssjöprogrammet som har mindre än 1 % av jordbruksmark och urban mark i avrinningsområdet, samt utan påverkan från betydande punktkällor. En preliminär uppskattning med verktyget för 2209 sjöar inom Omdrevsprogrammet 2007 - 2009 gav att 59 % av sjöarna kunde klassas som god eller hög status med avseende på TP, men bara 1% kunde klassas som måttlig status eller sämre. I 40 % av sjöarna räckte alltså ett enskilt vattenkemiprover inte till för att klassa påverkan av TP. För 1081 av sjöarna fanns även data från Riksinventeringarna 2000 och 2005. När bedömningen gjordes på medelvärdet av dessa tre prover ökade andelen sjöar som kunde bedömas till 83 %.

Även för surhet finns ett väletablerat samband med biologisk effekt. Här försvåras dock osäkerhetsuppskattningen av att beräkningen av referensvärdet är mer komplex. Referensvärdet för surhet definieras som tillståndet år 1860 och beräknas med en dynamisk modell (MAGIC). För de sjöar som inte beräknas med MAGIC bedöms sjön efter den mest lika sjön som modellerats i verktyget MAGIC<sub>bibliotek</sub> (<http://magicbiblioteket.ivl.se/>). För kalkade sjöar har den osäkerhet i klassningen som beror av felet i beräkningen av okalkad kemi beräknats med en enkel Monte Carlo simulering (Fölster m.fl. 2011). Försumningsbedömningen bör göras på ett flerårsmedelvärde av värden från flera säsonger. Osäkerhetsuppskattningen skulle kunna utvecklas till att även omfatta den osäkerheten som beror av att flerårsmedelvärdet uppskattas med ett höstprov där standardavvikelsen uppskattas med hjälp av trendsjöarna.

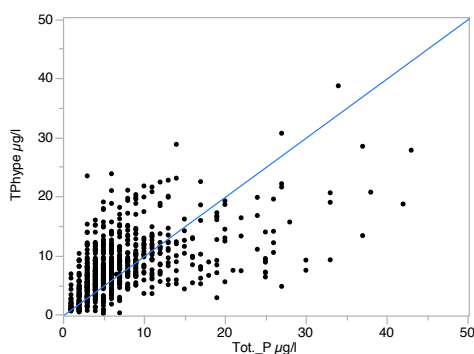
För tungmetaller kan det uppmätta värdet jämföras med gränsvärdena i forskriften för förorenande ämnen (HaV 2015). Ett exempel på detta redovisas i en utvärdering av miljöövervakningen i sjöar (Fölster m.fl. 2014a). Där klassades sjöarna utifrån om halterna av metaller överskred skulle sannolikheten för att halten överskrider ett gränsvärde kunna beräknas om tidsvariationen kan uppskattas.

Inom WATERS-projektet tog man fram ett generellt koncept för att hantera de olika osäkerhetskomponenterna och därur beräkna säkerheten i en statusklassning (Lindgarth m.fl. 2016). Det är främst framtaget för att hantera osäkerheten i klassning för biologiska kvalitetsfaktorer, men kan också tillämpas på vattenkemiska

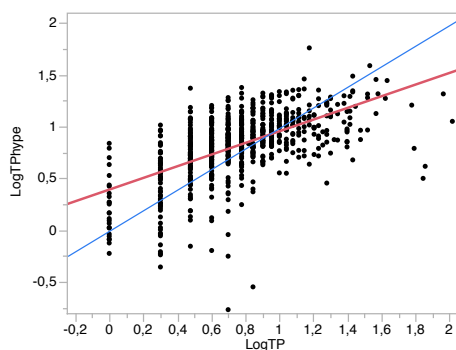
faktorer. Det gör det möjligt att bedöma säkerheten i klassningen baserat på omdrevssjöarnas kemiprover på ett generellt sätt som tar hänsyn till alla osäkerhetsfaktorer och som är överensstämmande med bedömningen av biologiska kvalitetsfaktorer.

## Utvärdering av modellerade halter för TP från Hype

För sjöar utan mätdata kan ett alternativ vara att modellera halter. I S-HYPE modelleras årsmedelhalten av TP för ett stort antal sjöar. Halten beräknas utifrån schabloner av läckage från marken för olika markslag samt utifrån kända betydande punktkällor (<http://vattenwebb.smhi.se/>). Syftet är främst att ge underlag för källfördelningsberäkningar i större rumslig skala där ett slumpmässigt fel i en enskild sjö inte är så betydande. Det kan dock vara av intresse att undersöka i vilken grad som modellerade värden från S-HYPE kan användas för att beräkna referensvärden för enskilda sjöar. Vi jämförde den uppmätta halten i Omdrevssjöar, som passerat samma referensfilter som använts ovan med modellerade värden från SHYPE. Jämförelsen visar på en stor osäkerhet i modellen för enskilda sjöar (Figur 1). Genom att logaritmera värdena kan en linjär regression anpassas till data. Det ger ett samband med ett  $r^2$ -värde på 0,34 (Tabell 1).

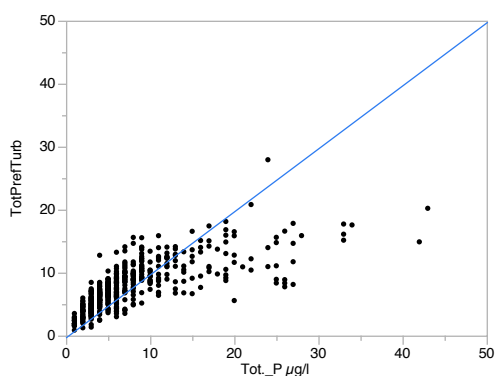


Figur 1. TotP i 728 omdrevssjöar opåverkade av jordbruk, tätort och större punktkällor. Modellerat värde från HYPE mot uppmätt halt i prov under höstomblandningen från ett prov mellan 2007-2012- Den blå linjen anger 1:1. Enstaka höga uppmätta halter visas inte.

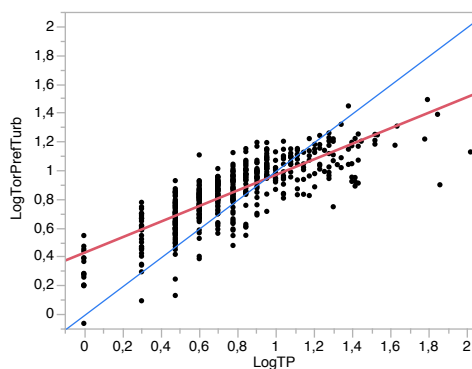


Figur 2. Logaritmerade värden av TotP i 728 omdrevssjöar opåverkade av jordbruk, tätort och större punktkällor. Modellerat värde från HYPE mot uppmätt halt i prov under höstomblandningen från ett prov mellan 2007-2012- Den blå linjen anger 1:1. Den röda linjen anger en linjär regression.

De modellerade värdena från S-HYPE kan jämföras med de värden som modellerats med en regressionsmodell baserad på uppmätta värden för varje sjö. Dels den modell för beräkning av referensvärdet ur absorbans, höjd över havet och sjödjup som används i bedömningsgrunder (HaV 2013) och dels den modifierade modell som även tar med grumligheten i modellen (Huser m.fl. 2013) (Figur 3 och Figur 4). S-HYPE förklarade bara hälften så stor variation som Husers modell och hade även dubbelt så stort standardfel, 0,26, (Tabell 1). Man får dock komma ihåg att S-HYPE uppskattar medelvärdet av halten under en lång tid så att en viss del av felet i jämförelsen mellan S-HYPE och halten i Omdrevssjöarna beror på variationen i tid.



Figur 3. TP i 507 omdrevssjöar påverkade av jordbruk, tätort och större punktkällor. Modellerat värde enligt modifierade bedömningsgrunder (Huser 2013) mot uppmätt halt i prov under höstomblandningen från ett prov mellan 2007-2012- Den blå linjen anger 1:1. Enstaka höga uppmätta halter visas inte.



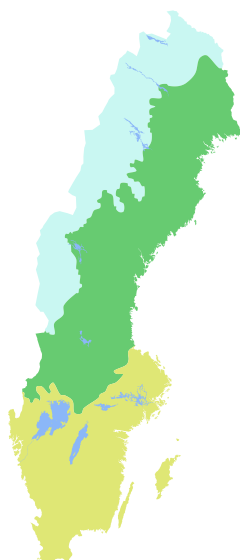
Figur 4. Logariterade värden av TP i 507 omdrevssjöar påverkade av jordbruk, tätort och större punktkällor. Modellerat värde enligt en modifiering av bedömningsgrunder mot uppmätt halt i prov under höstomblandningen från ett prov mellan 2007-2012- Den blå linjen anger 1:1. Den röda linjen anger en linjär regression mellan 2007-2012- Den blå linjen anger 1:1.

Tabell 1. Linjär regression för tre olika modellerade värden för TP mot uppmätta halter TP i 728 omdrevssjöar påverkade av jordbruk, tätort och större punktkällor.

Modell	n	r <sup>2</sup>	RMSE
S-HYPE	727	0,34	0,26
Bedömningsgrunder	721	0,52	0,13
Huser m.fl. 2013	507	0,65	0,13

## Kan sjöar mindre än 0,5 km<sup>2</sup> representera större sjöar som utgör vattenförekomster enligt vattenförvaltningen?

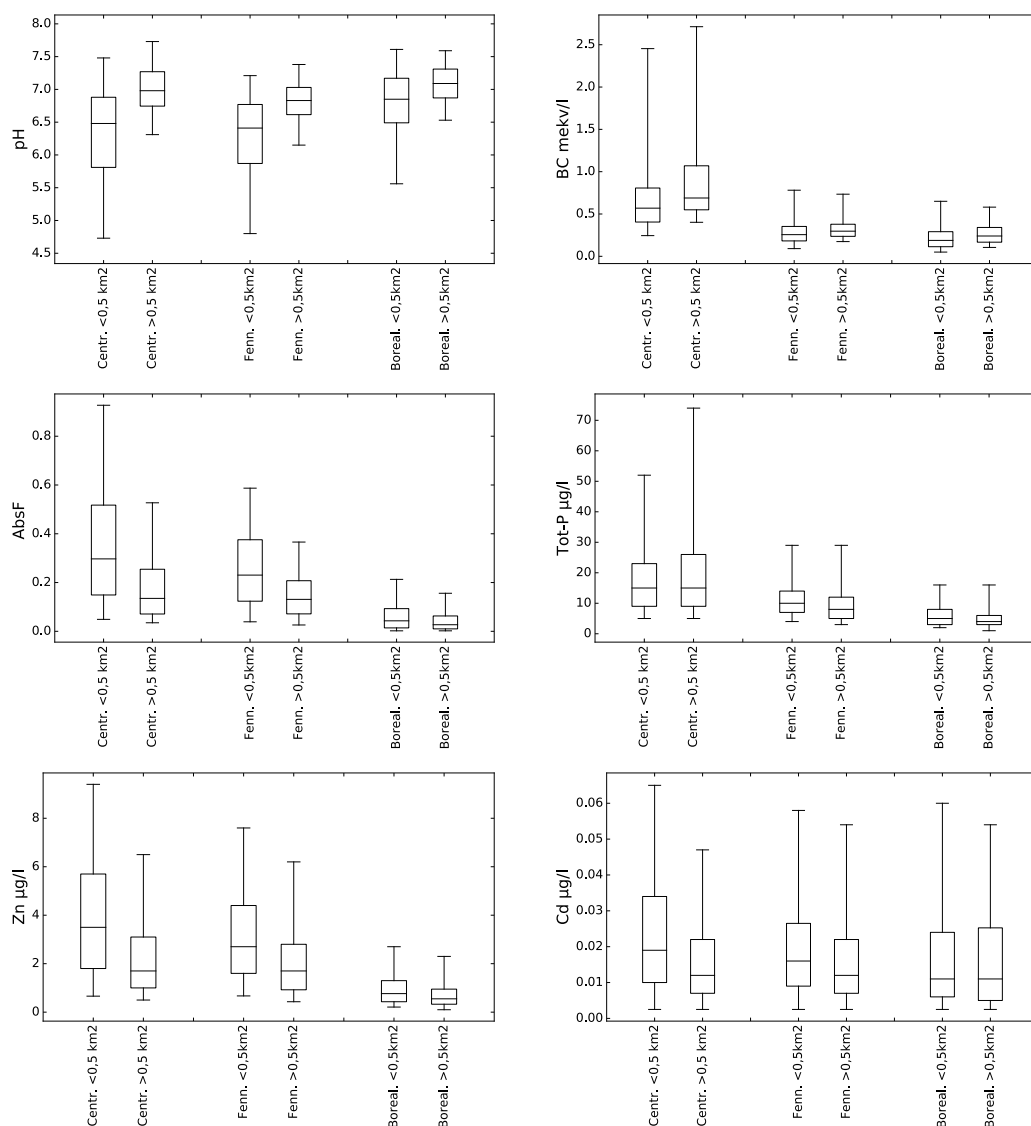
Enligt vattenförvaltningsförordningen utgör samtliga sjöar > 0,5 km<sup>2</sup> en vattenförekomst och ska därmed klassas med avseende på ekologisk status och rapporteras till EU kommissionen. Omdrevssjöarna utgörs bara till 27 % av sjöar > 0,5 km<sup>2</sup>. Dessa 1359 sjöar utgör 14 % av alla ca. 9 700 sjöar > 0,5 km<sup>2</sup>, med en större andel i södra Sverige. Möjligheten att beskriva ett medelvärde, en fördelning eller hur stor andel som t.ex. uppfyller god status, beror enbart på hur stort stickprovet är. Det vore därför en fördel om de mindre sjöarna kunde representera även de större sjöarna. Detta förutsätter dock att de små sjöarna har samma egenskaper som de större sjöarna i för klassningen viktiga parametrar. Nedan följer en jämförelse av halter och statusklassning mellan små och stora sjöar uppdelat på tre ekoregioner.



Figur 5. Regionindelning enligt Illies (Illies 1978). Ljusblått är boreala högländerna, grönt är fennoskandiska skölden och gult är centralslätten.

### Skillnad i halter mellan små och stora sjöar.

Halterna i ett urval av fysikalisk/kemiska parametrar jämfördes mellan sjöar mindre än och större än 0,5 km<sup>2</sup>. Sjöar > 100 km<sup>2</sup> (klass A) uteslöts ur jämförelsen eftersom alla sjöar i den klassen provtas. Samtliga parametrar förutom pH var varken normalfördelade eller lognormalfördelade. De mindre sjöarna var generellt jonsvagare, brunare och surare än de större (Figur 6). De hade även högre halter av TotP och metaller med undantag för TotP i centralslätten och Cd i Boreala höglandet. Samtliga skillnader var statistiskt signifikanta (Wilcox), med undantag för TP i centralslätten och Cd i Boreala höglandet.



Figur 6. Fördelning av vattenkemiska parametrar i Omdrevssjöar 2007-2012 uppdelat i sjöar större (n=1379) och mindre (n=3705) än 0,5 km<sup>2</sup>. Låddiagrammet visar 5, 25, 50, 75 och 95 percentiler.

## Är andelen sjöar som uppnår god status olika för små och stora sjöar?

Andelen sjöar som uppfyller god status med avseende på försurning och övergödning skiljer sig signifikant mellan små och stora sjöar i södra Sverige (Centralslätten) (Tabell 2). Små sjöar är i genomsnitt mer drabbade av försurning, men mindre av övergödning jämfört med större sjöar. Små sjöar har också en lägre andel med halter av Zn respektive Cd under halva gränsvärdet, det vill säga de har högre metallhalter. Samma skillnader förekommer i Fennoskandiska skölden för Zn, samt i mindre omfattning för övergödning och Cd, men inte för försurning. I Boreala höglandet är andelen påverkade sjöar så liten att det inte går att se några skillnader mellan små och stora sjöar, med undantag för att de få sjöar som är försurade alla är små.

Sammanfattningsvis kan man dra slutsatsen att små sjöar ger en överskattning av andelen försurade och metallpåverkade sjöar, samt underskattar andelen övergödda sjöar om man använder små sjöar för att bedöma stora sjöar. Undantaget är försurning i Fennoskandiska skölden där små sjöar kan användas för att uppskatta andelen försurade sjöar även i stora sjöar.

Tabell 2. Andel av sjöar som uppnår god status (GS) med avseende på försurning respektive övergödning samt andel sjöar med halter av Zn respektive Cd under halva gränsvärdet för Omdrevssjöar 2007-2012 uppdelat på storlek och ekoregion. Signifikanta skillnader (Likelihood ratio): \*(p<0,05), \*\*(p<0,01), \*\*\* (p<0,001).

Illies Region	Centralslätten			Fenn. Skölden			Boreala högländerna		
	< 0,5	> 0,5	Diff	< 0,5	> 0,5	Diff	< 0,5	> 0,5	Diff
Andel GS försurning (%)	63	72	-9***	84	82	1	98	100	-2**
Andel GS övergödning (%)	86	72	14***	93	89	4*	93	93	0
Andel Zn < halva gränsvärdet (%)	53	78	-26***	74	90	-16***	98	99	0
Andel Cd < halva gränsvärdet (%)	81	92	-11***	88	92	-3*	87	87	0

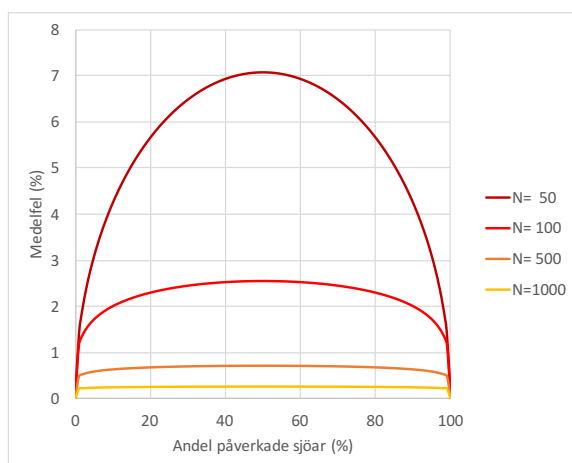
# Bedömning av andel sjöar som uppnår god ekologisk status inom en region

## Teoretisk feluppskattning

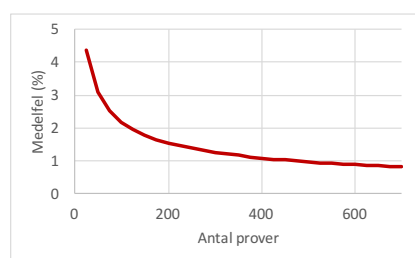
När antalet vattenförekomster är stort kan ett alternativ till att mäta i alla vara att beskriva andelen vattenförekomster som inte uppnår god status inom en region baserat på ett slumpat urval för hela populationen. Osäkerheten i den skattningen beror på hur stort antal som provtagits, men också på hur stor andelen som uppnår god status är. Teoretiskt kan medelfelet i skattningen beräknas enligt formeln:

$$e = \sqrt{\frac{p(1-p)}{n}} \quad (1)$$

Om antalet prov är 50, varierar felet t.ex. mellan +/- 3% för 5% och 95% påverkan, till 7% om hälften är påverkade (Figur 7). Med 100 prover sjunker felet drastiskt. För andelen 5% påverkade sjöar ger 100 prover ett fel på +/- 2% medan det krävs 400 prover för att komma ner till +/- 1% (Figur 8).



Figur 7. Medelfelet i skattning av andel påverkade sjöar beroende av den skattade andelen och stickprovets storlek baserat på en teoretisk binomialfördelning.



Figur 8. Medelfelet i skattning av andel påverkade sjöar mot stickprovets storlek för andelen 5%, baserat på en teoretisk binomialfördelning.

## Feluppskattning i fyra försurningsregioner

Omdrevssjöarna har använts för att uppskatta andelen försurade sjöar i hela Sverige och fördelat på regioner. I den senaste fördjupade utvärderingen användes fyra regioner baserade på länsgränser och, för Norrland, högsta kustlinjen (Fölster m.fl. 2014c). Andelen försurade sjöar varierade mellan 2% i Norrlands inland till 47% i sydvästra Sverige. Även osäkerheten i andelen försurade sjöar uppskattades. Eftersom sjöarna inte är ett rent slumpmässigt urval ur en jämnt fördelad population kunde osäkerheten inte uppskattas genom en teoretisk fördelning. Istället baserar sig den osäkerhetsberäkningen på en så kallad bootstrap metod genom slumpvis

urval med återläggning som tar hänsyn till att sjöarna är utvalda genom en stratifierad slumpning och inte påverkas av att de försurade sjöarna inte är jämn fördelade i varje region.

Osäkerheten enligt dessa skattningar är betydande, särskilt i Norrland under HK där antalet provtagna sjöar är litet, och i Östra och mellersta Sverige där de försurade sjöarna är ojämnt fördelade (Tabell 3 och Figur 9). För enskilda vattendistrikt skulle osäkerheten i en uppskattning av andel försurade sjöar troligen bli i samma storleksordning.

Tabell 3. Konfidensintervall för andel försurade sjöar i Sverige (Från Fölster m.fl. 2014b).

Landsdel	Andel försurade sjöar (%) Konfidensintervall
Norrlands inland (N=1667)	1,0–2,5
Norrland under HK (N=277)	5,4–12,8
Östra och mellersta Sverige (N=1148)	6,8–11,7
Sydvästra Sverige (N=1992)	44,3–48,9
Hela Sverige (N=5084)	9,5–11,0

## Identifiering av obetydligt påverkade regioner med GAM-modell

De regionindelningar som valts och tidigare testats bygger på befintliga administrativa gränser (Fölster m.fl. 2012a). Denna begränsning gör att indelningen inte är optimal för att beskriva försurningspåverkan (Figur 9). De försurade sjöarna i södra Dalarna höjer t.ex. andelen försurade sjöar för hela regionen som i övrigt har ganska ringa försurning. Skåne har tillförts regionen med högst försurning eftersom länets norra del är kraftigt försurat, samtidigt som stora delar av Skåne saknar försurning.

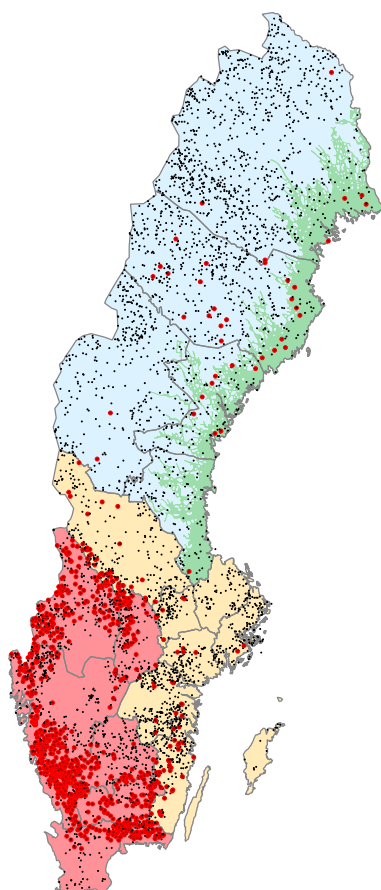
Ett alternativt sätt att skapa regioner redovisas i Figur 10. I varje punkt har sannolikheten för att en sjö är försurad uppskattats med en så kallad smoother. Det innebär att den modellerade sannolikheten i en punkt beräknats utifrån sjöarna i närheten samtidigt som den rumsliga förändringen inte får vara för abrupt. Graden av utjämning har här valts genom en korsvalidering som minimerar prediktionsfelet. Genom att välja gränser för andelen försurade sjöar kan regioner bildas. I Figur 10 som är baserad på försurning i alla omdrevssjöar, identifieras tydligt den så kallade ”försurningsbananen” från Blekinge längs västkusten via Värmland till Bergslagen. Även påverkan i norra Norrlands kustland framgår. Metoden ger en objektiv regionindelning helt baserad på försurningspåverkan. En nackdel är att de relativt skarpa gränserna i försurningspåverkan i södra Dalarna och norra Skåne ”smetas ut”.

I vattenförvaltningen skulle en karta som den i Figur 10 kunna användas för att ”friskriva” regioner. I regionen med mindre än 5 % (eller 10 %) försurning klassas bara vattenförekomster som försurade om de klassats utifrån mätdata i själva vattenförekomsten. Övriga vattenförekomster som saknar mätdata inom den regionen klassas som icke försurade. På det sättet kan övervakningsresurser allokeras till de regioner eller objekt där de ger störst nytta. Det skulle även kunna användas som argument för EU-kommissionen att miljöövervakningen inte har samma omfattning i hela landet och därigenom göra övervakningen riskbaserad.

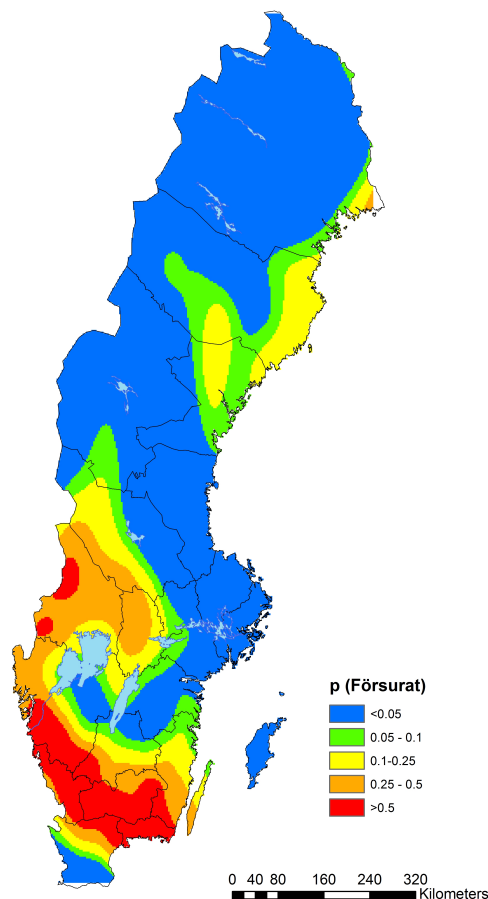
Exemplet i Figur 10 baseras på alla sjöar > 1 ha i Omdrevet. En motsvarande karta togs också fram för de 1379 sjöarna i Omdrevsprogrammet som är > 0,5 km<sup>2</sup> och



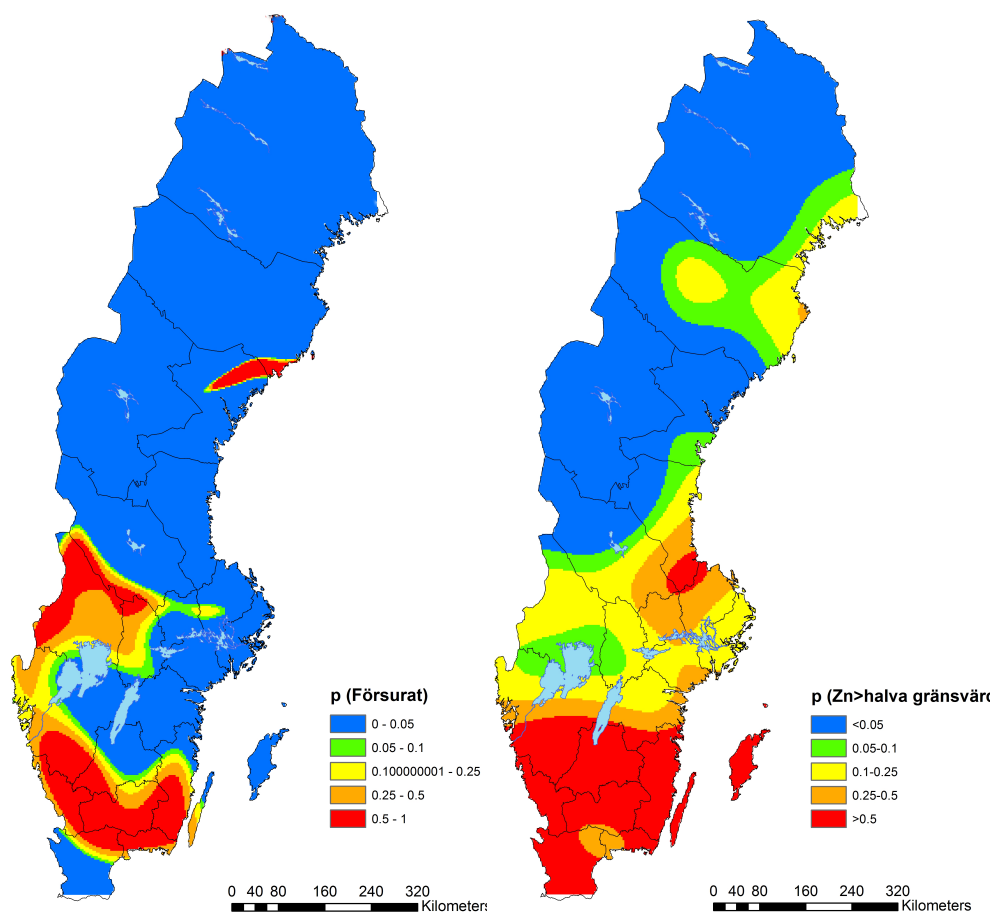
därmed betraktas som vattenförekomster i vattenförvaltningen (Figur 11). Kartan liknar den för alla sjöar > 1ha, men har skarpare gränser mellan försurade och oförsurade områden och det oförsurade området är större. En motsvarande karta togs också fram för sjöar med Zn-halten > halva gränsvärdet enligt gällande lagstiftning och rekommendationer (Naturvårdsverket 2008) (Figur 12). På samma sätt som för försurning, kan underlaget användas för att undanta stora områden från kravet att provta alla vattenförekomster i lågt belastade regioner.



*Figur 9.* Försurade sjöar i Sverige från Omdrevsprogrammet 2007-2012 bedömda med MAGICbibliotek efter att kalkade sjöar korrigerats för kalkningspåverkan. Försurade sjöar anges som röda prickar och icke försurade sjöar som svarta prickar. Regionindelningen baseras på länsgränser och högsta kustlinjen och representerar olika grader av försurningspåverkan.



*Figur 10.* Försurade sjöar i Sverige från Omdrevsprogrammet 2007-2012 bedömda med MAGICbibliotek efter att kalkade sjöar korrigerats för kalkningspåverkan. Sannolikheten för att en sjö är försurad i varje punkt klassats utifrån sjöar kring punkten med hjälp av en så kallad "smoother" i en GAM-modell.



Figur 11. Försurade sjöar > 0,5 km<sup>2</sup> i Sverige från Omdrevsprogrammet 2007-2012 bedömda med MAGICbibliotek efter att kalkade sjöar korrigerats för kalkningspåverkan (N=1379). Sannolikheten för att en sjö är försurad i varje punkt klassats utifrån sjöar kring punkten med hjälp av en så kallad "smoother" i en GAM-modell.

Figur 12. Zinkhalten i sjöar > 0,5 km<sup>2</sup> i Sverige från Omdrevsprogrammet 2007-2012 i förhållande till gällande gränsvärden (N=1379). Sannolikheten för att zinkhalten överskrider halva gränsvärdet i varje punkt klassas utifrån sjöar kring punkten med hjälp av en så kallad "smoother" i en GAM-modell.

## **Fler sätt att använda Omdrevssjöarna i vattenförvaltningen**

### **Utforma effektiva och ändamålsenliga övervakningsprogram i framtiden.**

Som visats i ovan kan Omdrevssjöarna användas till att identifiera regioner där sannolikheten är hög för att alla vattenförekomster uppfyller god status. Tillsammans med påverkansanalysen kan det underlaget användas till att ”frikänna” regioner från vissa typer av påverkan och därigenom frigöra resurser för miljöövervakning.

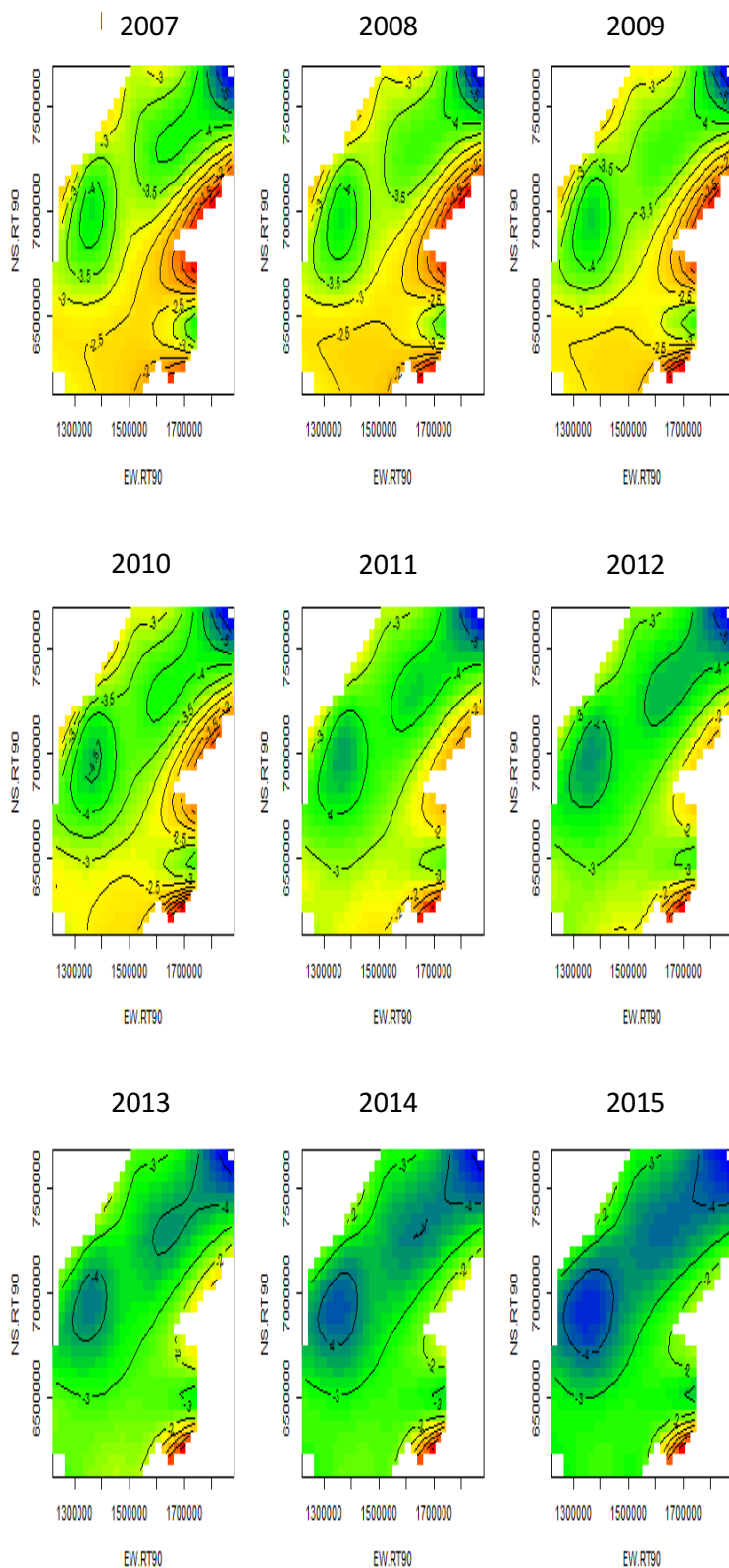
Omdrevssjöarna har även tidigare använts för att visa på representativiteten hos Trendsjöarna och visa på sjötyper som är vanliga i Sverige men som är underrepresenterade i nationell och regional miljöövervakning med tidsserier (Fölster m.fl. 2014a). Det gäller t ex neutrala och näringsrika sjöar samt fjällsjöar.

### **Bedöma naturlig variation och de långsiktiga förändringar som orsakas av utbredd/storskalig mänsklig påverkan.**

Omdrevssjöarna och tidigare Riksinventeringarna har sedan länge använts till att bedöma de långsiktiga förändringar som orsakas surt nedfall. Detta har gjorts inom miljömålsuppföljningen och internationell rapportering till Luftvårdskonventionen (LRTAP), men ännu inte till EU-kommissionen. Programmet har också till viss del använts till att bedöma storskalig påverkan av metalldeposition genom att uppskatta hur stor andel av sjöarna som har metallhalter i närheten av de gränsvärden som gäller inom vattenförvaltningen och genom att visa på regionala samband med depositionstryck (Fölster m.fl. 2014a).

Vi föreslår att det underlag som tas fram inom miljömålsuppföljningen och internationell rapportering även rapporteras till EU-kommissionen. Med Omdrevssjöar, Trendsjöar och Trendvattendrag har Sverige en för EU unik möjlighet att uppfylla den kontrollerande övervakningens syfte att följa den långsiktiga förändringen på grund av storskalig påverkan. För regioner som är försumbart påverkade kan även den långsiktiga förändringen i naturliga förhållanden övervakas.

Ju längre programmet med Omdrevssjöar pågår över tiden, desto större är möjligheterna att visa på de långsiktiga förändringarna. I Figur 13 visas hur sulfathalterna minskar i sjöar i Sverige 2007-2015. De primitiva kartorna är framtagna som en första ansats att använda GAM-modeller som jämnar ut den rumsliga variationen och mellanårsvariationen så att storskaliga mönster framträder. Metoden skulle kunna utvecklas och t ex visa kartor där färgerna visar på hur trender i olika riktningar fördelar sig över landet. En annan möjlig utveckling är en kombinerad analys av Omdrevssjöarna och Trendsjöarna. Trendsjöarna är inte representativa för Omdrevssjöarna eller hela den svenska sjöpopulationen, men om Trendsjöarna kan användas för att beskriva dynamiken i Omdrevssjöarna skulle man kunna normera de tidigare Riksinventeringarna och därmed beskriva hur det rumsliga mönstret i vattenkemin förändrats sedan 1995.



Figur 13. Förändringen av sulfatalet i sjövattnet 2007-2015 baserat på ca 800 sjöar varje år. Den rumsliga variationen och mellanårsvariationen är utjämnad med en GAM-modell

## Slutsatser och rekommendationer.

Omdrevssjöarna utgör en betydande resurs för att beskriva tillståndet i våra vatten. I begränsad omfattning kan resultaten användas till att klassa enskilda vattenförekomster med avseende på ekologisk status, men störst användning har programmet för att visa på fördelningen av tillståndet i alla Sveriges 100 000 sjöar. Eftersom vattendirektivet omfattar allt vatten, inte bara de större sjöar som utgör vattenförekomster, borde resultaten kunna användas i rapporteringen till EU-kommissionen i större utsträckning än idag. Detta gäller särskilt för försurning, som i större utsträckning drabbar de mindre sjöarna.

Enskilda sjöar kan klassas enbart utifrån ett enskilt prov inom Omdrevssjöprogrammet, men man måste då kunna uppskatta osäkerheten i klassningen för att avgöra hur tillförlitlig den är. Vi rekommenderar att de förslag till bedömning av säkerheten i klassningen som tidigare gjorts för vattenkemiska faktorer utvecklas inom ramen för det koncept som togs fram inom WATERS-projektet. Typer av påverkan som kan bedömas med Omdrevssjöprogrammet är försurning, övergödning och förorenande ämnen (tungmetaller). Fler sjöar kan ges en tillförlitlig klassning om den görs på medelvärden från fler omdrev samt då sådana finns, prover från de tidigare riksinventeringarna.

Statistiska, så kallade GAM-modeller, kan användas för att göra rumsligt utjämnade kartor som visar på regioner med olika grad av påverkan. Omdrevssjöarna kan därmed användas inom vattenförvaltningen för att ”frikänna” vissa regioner där sannolikheten för att god status inte uppnås för ett antal vattenkemiska parametrar är försumbar. På så sätt kan man, baserat på data, motivera att man inte ”mäter allt överallt”. Det utgör därmed ett komplement till en påverkansanalys som underlag för att göra övervakningen riskbaserad.

GAM-modeller har också potential för att visa på långsiktiga förändringar i hur vattenkvaliteten varierar över landet. Det gäller både den naturliga variationen och hur den storskaliga påverkan av deposition och klimatförändring påverkar vattenkvaliteten.

Resultaten från Omdrevssjöarna kan kombineras med de tidigare Riksinventeringarna där tusentals sjöar provtogs under enskilda år med 5 års mellanrum för att beskriva tidsutvecklingen i alla Sveriges sjöar sedan 1995. En sådan analys försvåras dock av att resultaten från Riksinventeringarna påverkas av de väderförhållanden som rådde året för provtagningen. En möjlighet är att använda Trendsjöarna för att normera Riksinventeringarna för mellanårsvariationen. Trendsjöarna är på intet sätt ett representativt urval av alla Sveriges sjöar, men de skulle ändå kunna representera variationen i tid hos de slumpvis utvalda Omdrevssjöarna. För att utröna om det förhåller sig på det sättet, krävs en fördjupad analys som ligger utanför ramen för detta arbete.

## Referenser

- EC (2000). "EC. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and on the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy." Official journal of the European Communities **327**: 1-73.
- Fölster, J., S. Hallstan och R. K. Johnson (2014a). Utvärdering av de nationella miljöövervakningsprogrammen av sjöar  
Trendsjöar och Sjöomdrev. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2014:3.
- Fölster, J., R. K. Johnson, M. N. Futter och A. Wilander (2014b). "The Swedish monitoring of surface waters: 50 Years of adaptive monitoring." Ambio **43**: 3-18.
- Fölster, J., S. Köhler, C. von Brömssen, C. Akselsson och P. Rönnback (2011). Korrigering av vattenkemi för kalkningspåverkan - val av referenser och beräkning av osäkerheter. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2011:1.
- Fölster, J. och S. Valinia (2012a). Försurningsläget i Sveriges ytvatten 2010 komplettering till rapport 2011:24 - Underlag till utvärdering av miljömålet "Bara naturlig försurning". Rapport 2012:5, Institutionen för vatten och miljö, SLU.
- Fölster, J., S. Valinia, L. Sandin och M. N. Futter (2014c). "För var dag blir det bättre men bra lär det aldrig bli".  
Försurning i sjöar och vattendrag 2014. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2014:20
- Fölster, J. och C. von Brömssen (2012b). Osäkerhet i statusklassning. Näringsämnen i sötvatten i skogslandskapet. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2012:6.
- HaV (2013). Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2013:19.
- HaV (2015). HVMFS 2015:4. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om ändring i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. : 21.
- Huser, B. J. och J. Fölster (2013). "Prediction of Reference Phosphorus Concentrations in Swedish Lakes." Environmental Science & Technology **47**(4): 1809-1815.
- Illies, J. (1978). Limnofauna Europaea. Stuttgart, Gustav Fisher Verlag.
- Lindgarth, M., J. Carstensen, S. Drakare, R. K. Johnson, A. Nyström Sandman, A. Söderpalm och S. A. Wikström (2016). Ecological Assessment of Swedish Water Bodies; development, harmonisation and integration of

biological indicators. Final report of the research programme WATERS. Deliverable 1.1-4, WATERS report no 2016:10. Havsmiljöinstitutet, Sweden.

Naturvårdsverket (2008). Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Rapport 5799.

Naturvårdsverket (2014). Svensk marktäckedata. Produktbeskrivning Stockholm, Naturvårdsverket.

Nisell, J., A. Lindsjö och J. Temnerud (2007). Rikstäckande virtuellt vattendrags nätverk för flödesbaserad modellering VIVAN. Utveckling av anpassade geografiska data för hydrologiska och vattenkemiska tillämpningar. Institutionen för miljöanalys, SLU. Rapport 2007:17.

Sobek, S., J. Nisell och J. Fölster (2011). "Predicting the volume and depth of lakes from map-derived parameters." Inland Waters 1(3): 177-184.