

# Effekter av kalkning på bottenfaunan i rinnande vatten

Resultat av 25 års kalkning av vattendrag



Detta är en rapport som har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten.  
Rapportförfattaren ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten och innebär inte något  
ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

Havs- och vattenmyndigheten  
Datum: 2018-02-01

Ansvarig utgivare: Jakob Granit  
Omslagsfoto: Mats Norberg  
ISBN 978-91-87967-92-4

Havs- och vattenmyndigheten  
Box 11 930, 404 39 Göteborg  
[www.havochvatten.se](http://www.havochvatten.se)

# Effekter av kalkning på bottenfaunan i rinnande vatten

Resultat av 25 års kalkning av vattendrag

---

Johan Ahlström

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:4



## *Förord*

Kalkningen av försurade sjöar och vattendrag är en av de största miljövårdande insatserna som vidtagits i Sverige. Sedan slutet på 1970-talet har mer än fem miljarder kronor av statliga och kommunala medel beviljats för spridning av fem miljoner ton kalk. Kalkningen är fortfarande omfattande och årligen sprids ungefär 100 000 ton kalk till en kostnad av 130 mnkr.

Uppföljningen av kalkningens effekter är ambitiös och omfattar årligen ungefär 15 000 vattenprover och mer än tusen biologiska undersökningar. Provtagning av bottenfauna utförs varje år vid ungefär 400 lokaler i kalkade vattendrag.

Syftet med denna rapport är att redovisa kalkningens effekter på bottenfauna i vattendrag. Hur har bottenfaunan utvecklats i form av artantal och med avseende på olika index som beskriver surhet? Finns skillnader beroende på val av kalkningsmetod eller pH-mål? Hur stor betydelse har förekomsten av låga pH-värden för den uppnådda effekten? Resultaten utgör ett viktigt underlag för en kommande uppdatering av den nuvarande vägledningen (handbok för kalkning av sjöar och vattendrag 2010:2) samt för nästa nationella kalkningsplan.

Rapporten har tagits fram av Johan Ahlström vid länsstyrelsen i Västerbottens län som även arbetar som sakkunnig inom kalkningsverksamheten på Havs- och vattenmyndigheten. Författaren svarar själv för de bedömningar och slutsatser som framförs. Rapporten utgör inte något ställningstagande från Havs- och Vattenmyndigheten.

Göteborg, februari 2018

Björn Sjöberg, avdelningschef

|                                                                                |    |
|--------------------------------------------------------------------------------|----|
| SAMMANFATTNING.....                                                            | 7  |
| INLEDNING .....                                                                | 9  |
| MATERIAL OCH METODER .....                                                     | 12 |
| Kalkade vattendrag.....                                                        | 12 |
| Okalkade vattendrag.....                                                       | 12 |
| Insamlingsmetoder.....                                                         | 12 |
| Vattenkemi .....                                                               | 14 |
| Urval av bottenfaunaprover.....                                                | 14 |
| Bottenfaunaindex .....                                                         | 17 |
| Statistiska aspekter.....                                                      | 18 |
| RESULTAT.....                                                                  | 22 |
| Vattenkemi .....                                                               | 22 |
| Olika arters pH-tolerans .....                                                 | 23 |
| Bottenfaunaindex i relation till lägsta pH i okalkade vattendrag.....          | 25 |
| Utvecklingen över tid i okalkade vattendrag .....                              | 29 |
| Utvecklingen över tid i kalkade vattendrag .....                               | 31 |
| Skillnad i artförekomst mellan kalkade vattendrag och neutrala referenser .... | 43 |
| Bottenfaunaindex i relation till lägsta pH i kalkade vattendrag.....           | 46 |
| Vad säger ett bottenfaunaprov i kalkade vattendrag om lägsta pH.....           | 49 |
| Jämförelse mellan länen.....                                                   | 54 |
| Rödlistade arter .....                                                         | 57 |
| DISKUSSION .....                                                               | 58 |
| SLUTLIGEN.....                                                                 | 68 |
| ERKÄNNANDE .....                                                               | 69 |
| REFERENSER .....                                                               | 70 |

# Sammanfattning

I rapporten utvärderas effekten av kalkning på bottenfauna i vattendrag på nationell nivå med fokus på perioden 1984-2014. Sammanlagt ingick 960 lokaler från kalkade vattendrag och 150 från okalkade referenser. Antalet provtagningstillfällen uppgick till 6936 i kalkade vatten och 1738 från okalkade. Till stöd för utvärderingen inhämtades även vattenkemi från 2009-2014. Med utgångspunkt från vattenkemin indelades de okalkade vattendragen i sura, intermediära samt neutrala referenser.

Efter kalkning i 21-25 år uppgick artantalet i kalkade vattendrag i genomsnitt till samma nivå som i neutrala referenser. Den största ökningen skedde efter att kalkning pågått i 5 år och fram till 14 år efter kalkstart. Därefter var ökningen blygsam. Den största förändringen konstaterades i vattendrag med okalkat pH <4,7 där antalet taxa i genomsnitt ökade med 15 per provtillfälle.

I förhållande till neutrala referenser var antalet taxa efter kalkning i 21-25 år likvärdigt för nattsländor, bäcksländor och tvåvingar, medan vissa skillnader noterades för dagsländor och skalbaggar. De förstnämnda uppvisade något lägre artantal och de sistnämnda något högre i de kalkade vattendragen. Sett till mindre frekvent förekommande grupper utan flygande stadier var antalet taxa för musslor och gråsuggor något högre än i neutrala referenser. Däremot hade snäckorna inte ökat nämnvärt och var betydligt färre än i neutrala referenser.

Efter kalkning i 21-25 år var artsammansättningen i kalkade vattendrag i stor utsträckning samma som i neutrala referenser. Det fanns emellertid en anmärkningsvärd skillnad såtillvida att förekomstfrekvensen för flera surhets känsliga taxa var lägre än i neutrala referenser. Till en mindre del kan detta förklaras med en ringa kolonisation för snäckor och märkräfter som saknar vingade stadier. Förekomsten av pH-värden lägre än 6,0 i kalkade vattendrag framstod inte som en viktig orsak eftersom den största skillnaden mellan kalkade och okalkade vatten återfanns där de uppmätta pH-värdena inte underskridit 6,4.

Dagsländorna *Nigrobaetis niger* och *Baetis rhodani* ökade mest i förekomstfrekvens jämfört med innan kalkning. Därefter följde skalbaggar *Oulimnius sp.* och *Hydraena gracilis*. Kolonisationshastigheten var avsevärt snabbare för de bägge dagsländorna, vilket antyder att dessa i stor utsträckning fanns kvar i refugier inom vattensystemen innan kalkning. Sammantaget var det 30 taxa som ökade med mer än 10 % i förekomstfrekvens jämfört med innan kalkning, men bara 4 som minskade i motsvarande omfattning.

Utvecklingen över tid efter kalkning avseende olika bottenfaunaindex för pH visade en ökning fram till ungefär 10-12 år efter kalkstart. Därefter skedde bara en smärre ökning, vilken i stor utsträckning kunde härledas till de vattendrag som skulle varit surast utan kalkning (pH<sub>okalk</sub> <4,7). För denna grupp tycks en viss ökning fortfarande pågå.

Jämförelsen mellan olika kalkningsmetoder visade att doserare gav störst ökning avseende bottenfaunaindex, trots att dessa vattendrag uppvisade den svagaste vattenkemin. Detta var en av flera analyser som indikerade att bottenfaunan i kalkade vattendrag tycks påverkas i ringa omfattning av surstötter ned mot pH 5,6. Förekomst av sedimenterad kalk nedströms kalkdoserare utgör trolig orsak till att doserarkalkning gav den bästa responsen.

I förhållande till satta vattenkemiska mål för pH uppvisade bottenfaunan ingen nämnvärd skillnad mellan pH-mål 5,6 och 6,0. Däremot hade vattendrag med pH-mål 6,2 högre värden för samtliga bottenfaunaindex, såväl före som efter kalkning. Mot bakgrund av att uppmätt vattenkemi var tämligen likvärdig mellan pH-målen 5,6 och 6,0 var också resultatet för bottenfaunan förväntat. Vattendrag med pH-mål 6,2 hade visserligen i genomsnitt högre uppmätta lägsta pH, men de högre noteringarna för bottenfaunaindex berodde mer troligt på avvikande naturgivna förutsättningar.

I okalkade vattendrag uppvisade samtliga bottenfaunaindex som ingick i utvärderingen bra samband med lägsta pH. Bäst var BpHI<sub>norm</sub> som också uppvisade likartade utfall för norra och södra Sverige. I södra Sverige gav surhetsindex ett lika bra samband som BpHI<sub>norm</sub>, men i de nordliga länen var utfallet sämre. MISA uppvisade genomgående de svagaste sambanden med uppmätt lägsta pH.

I kalkade vattendrag var sambanden mellan indexen och lägsta uppmätta pH avsevärt sämre än i referenserna. Vid låga uppmätta pH-värden indikerade bottenfaunan högre värden och vid höga uppmätta pH indikerade bottenfaunan lägre värden än i okalkade vattendrag. Orsaken till skillnaden vid låga pH-värden var främst att de kalkade vattendragen i större utsträckning hyste dagsländorna *Baetis rhodani* och *Nigrobaetis niger* vid låga pH. Orsaken till skillnaden vid höga pH var att de kalkade vattendragen hade färre surhetskänsliga taxa vid höga pH. Utfallen av indexen ger därmed ett mycket osäkert underlag för att bedöma lägsta pH, eller om pH-målet underskridits, i kalkade vattendrag.

Att sambanden mellan pH och bottenfaunaindex var annorlunda i kalkade än i okalkade vattendrag utgör en indikation på att det kan vara svårt att fullt ut återskapa ursprungliga bottenfaunasamhällen med kalkning. Detta trots att artsammansättningen mellan kalkade vattendrag och neutrala referenser i stor utsträckning sammanföll. Den mest troliga förklaringen är att kalkningen visserligen kan bedrivas så att satta pH-mål inte underskrids inom en definierad målsträcka, men att bottenfaunan också påverkas av vattenkemin och artsammansättningen inom de okalkade delarna av vattensystemet. I dessa kan de vattenkemiska förutsättningarna avvika kraftigt mellan kalkade och okalkade vattendrag, vilket resulterar i att tillskottet av arter från vattensystemets källområden skiljer.

# Inledning

Försurningen av sjöar och vattendrag är ett av vår tids största miljöproblem. Den ökade användningen av fossila bränslen under 1900-talet resulterade i att nederbörden blev allt surare. Sambandet mellan förbränningen av kol och olja i Europa och försurningen av svenska vatten blev klarlagt av Svante Odén på 1960-talet (Odén 1968). Problemen eskalerade under 1970- och 1980-talet och nuvarande beräkningar antyder att cirka 17 % av Sveriges sjöar var påvisbart påverkade när försurningen kulminerade runt 1990 (Fölster m.fl. 2014). Vetskapen om att föroreningarna kunde spridas 1000-tals kilometer initierade ett omfattande internationellt arbete med syfte att minska utsläppen. Under 1980-talet minskade utsläppen främst i Västeuropa. Efter de politiska förändringarna i Östeuropa på 1990-talet kom även dessa utsläpp att minska dramatiskt. Nedfallet av försurande svavel över Sverige har reducerats avsevärt sedan 1980-talet. I de högst belastade delarna i sydvästra Sverige uppgår minskningen till mer än 80 % enligt data från EMEP.

I stora delar av Skandinavien är berggrunden kalkfattig, vilket innebär en begränsad förmåga att neutralisera surt nedfall. Mest omfattande är försurningen i sydvästra Sverige där en kombination av hög nederbörd och kalkfattig berggrund inneburit att långt mer än hälften av alla sjöar och vattendrag påverkats (Fölster m.fl. 2014). Den sura nederbörden påverkar även marken, vilket bland annat innebär att vissa markmineral kan frigöras. För vattenlevande organismer utgör aluminium det största problemet.

Bottenfauna är ett samlingsnamn för små djur som lever i och på botten i hav, sjöar och vattendrag. Ur en taxonomisk synvinkel utgör bottenfaunan en heterogen grupp. I regel dominerar olika arter av insekter, men även snäckor, musslor, maskar, iglar och kräftdjur förekommer i varierande omfattning. Merparten av insekterna tillhör bottenfaunan under larvstadiet och tillbringar sitt vuxna liv som flygande insekter. Övriga grupper lever hela livet i vatten. Tvåvingar (*Diptera*), nattsländor (*Trichoptera*), dagsländor (*Ephemeroptera*), bäcksländor (*Plecoptera*) och skalbaggar (*Coleoptera*) utgör de artrikaste insektsgrupperna (taxonomiskt benämnda ordningar). Enbart inom ordningen nattsländor återfinns drygt 200 arter i Sverige.

De arter som ingår i bottenfaunan uppvisar varierande tolerans för exempelvis lågt pH, låg syrgashalt eller olika typer av föroreningar. Bottenfaunan är därför användbar för att visa på olika former av miljöstörningar. Vattnets pH-värde utgör en nyckelparameter. Vid värden över 6,2-6,4 utgör pH sannolikt ingen begränsning. När pH sjunker under 6,0 sker däremot en successiv minskning av antalet arter som tolererar den kemiska miljön. Vid pH-värden ner mot 4,5 och därunder är bottenfaunasamhället mycket artfattigt.

De fysiologiska mekanismerna som påverkas av pH och som även innebär en varierande tolerans mellan arter är inte på långa vägar kartlagda. Påverkan på respiration (andning) och osmoreglering (salt- och vattenbalans) torde vara de viktigaste faktorerna (Herrmann & Andersson 1986, Herrmann m.fl. 1993). Djur som lever i sötvatten reglerar aktivt kroppens innehåll av vatten och joner, exempelvis natrium, klorid, magnesium och kalcium. Orsaken är att sötvatten har betydligt lägre koncentration av salter (joner) än den akvatiska faunan.

Djuren förlorar därför kontinuerligt joner via hud och gälar samtidigt som vatten läcker in. Som compensation sker ett aktivt upptag av joner. Sänkningen av pH medför sannolikt en ökad förlust av joner och ett försämrat upptag, främst avseende natrium (Andrén & Eriksson Wiklund 2012). Därmed åtgår även mer energi, vilket försämrar djurens allmäntillstånd, tillväxt och reproduktionsframgång. Aluminium förstärker den negativa effekten, främst via försämrad jonreglering (Hermann & Andersson 1986, McCahon m.fl. 1987). Däremot påverkar aluminium inte respirationen på samma vis som för fisk (Gensemer & Playle 1999). Effekterna av aluminium framstår som komplexa och kan påverkas av en rad faktorer, exempelvis humusämnen (Herrmann 2001). Även graden av polymerisation (övergång från kortare till längre molekyllängder) kan ha betydelse för responsen (Moe m.fl. 2000). I naturen samverkar pH och aluminium och det är svårt att särskilja effekterna (Herrmann 2001), vilket också bekräftats i undersökningar som visar att sambandet mellan bottenfaunans artrikedom och pH förstärks om även aluminium och humusämnen beaktas (Kullberg 1992). Aluminiumets kemi är pH-beroende och jonerna fälls ut om pH höjs till över 6,0, exempelvis via kalkning. Därmed upphör den toxiska effekten.

pH-värdets nyckelroll innebär att försurningen förändrat och utarmat bottenfaunan i tusentals sjöar och vattendrag. Denna indirekta slutsats baseras på den kunskap vi har om försurningens vattenkemiska påverkan på sjöar och vattendrag. Däremot finns bara ett fåtal studier som faktiskt visat att bottenfaunan utarmats (Engblom & Lingdell 1991, Degerman m.fl. 1992, Lingdell & Engblom 2009). Orsaken är naturligtvis att det saknas undersökningar från tiden innan försurningen. Däremot finns mängder av undersökningar där bottenfaunan använts för att indikera pH (Johansson & Nyberg 1980, Otto & Svensson 1983, Degerman m.fl. 1987, Ahlström m.fl. 1995). Syftet har ofta varit att upptäcka korta episoder med lågt pH (surstötter) som är svåra att pricka med vattenkemisk provtagning (Engblom & Lingdell 1984). Dessa bottenfaunaundersökningar säger emellertid ingenting om utvecklingen i tiden eller i vilken grad pH är en effekt av försurning eller huvudsakligen orsakat av naturliga faktorer.

Den storskaliga svenska kalkningsverksamheten inleddes 1982 när ett system med statsbidrag infördes. Innan dess hade statligt finansierad kalkning förekommit i form av AMS-jobb samt som en försöksperiod under 1977-1981 (Fiskeristyrelsen & Naturvårdsverket 1981). Statsbidraget till kalkning finns fortfarande kvar och genom åren har drygt 5 miljarder kronor utbetalts. Statsbidraget administreras av länsstyrelserna som erhåller medel via Havs- och vattenmyndigheten.

Initialt var kalkningsinsatserna främst inriktade på sjöar. Efterhand kom vattendragen att få ett allt större fokus. Därmed ökade också behovet att komplettera sjökalkning med kalkning av våtmarker och via kalkdoserare eller kalkbrunnar. Enligt länsstyrelsernas redovisning av nyckeltal för 2016 omfattade kalkningsverksamheten 2713 målområden i sjöar, med en total yta av drygt 238 000 ha. Målområdena i vattendrag uppgick till 9224 km vattendragslängd.

Vid kalkning av rinnande vatten har bottenfaunan använts frekvent för att följa den biologiska responsen. Uppföljningen visade tidigt att kalkningen

generellt ledde till ett ökat artantal. Främst rapporterades en ökning av antalet arter av dagsländor och nattsländor (Bergquist m.fl. 1992).

Denna rapport handlar om kalkningens effekter på bottenfaunan i rinnande vatten. Det främsta syftet med rapporten är att beskriva utvecklingen efter kalkning på artnivå och för olika taxonomiska grupper. Utvärderingen belyser även hur kalkningens genomförande i form av satta pH-mål, förekomst av surstötar och val av kalkningsmetoder påverkar bottenfaunan. Utvärdering och rapportering av bottenfauna inom kalkeffektuppföljningen sker nästan uteslutande med stöd av olika bottenfaunaindex. Även i denna rapport förekommer index förhållandevis frekvent. Det är därför väsentligt att även belysa hur väl dessa fungerar i kalkade vatten, dvs. hur väl de överensstämmer med uppmätta värden på pH. I detta sammanhang är det emellertid viktigt att påpeka att rapporten inte har som ambition att utgöra en komplett utvärdering av de olika indexens styrkor och svagheter.

# Material och metoder

Det finns ingen fungerande nationell datavärd för bottenfauna i kalkade vattendrag. Det initiala arbetet innebar därför att sammanställa en databas, vilket genomfördes av Medins Havs- och Vattenkonsulter AB. Arbetet innebar att komplettera Medins databas med data från Ekologgruppen AB, Limnodata HB samt Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU). Totalt kom databasen att innehålla närmare 25 000 provtagningstillfällen omfattande både kalkade och okalkade lokaler. Därefter genomfördes ett kvalitetsarbete där en viktig uppgift innebar att identifiera dubletter. Med hjälp av en GIS-analys fördelades kvarvarande undersökningar på kalkade respektive okalkade vattendrag.

## Kalkade vattendrag

Inför den vidare hanteringen genomfördes ett utskick till länsstyrelserna där kompletteringar gjordes med kalkstartår, vattenkemiskt pH-mål samt kalkningsmetod. Dessutom angavs om lokalen ligger inom ett målområde för kalkning samt om det finns en närliggande vattenkemistation. Länsstyrelserna bifogade kemidata för åren 2009-2014 med en kod som kopplade till lokalen för bottenfauna. För att vattenkemin skulle spegla situationen vid bottenfaunalokalen gällde att avrinningsområdets storlek maximalt fick skilja med  $\pm 20$  % mellan lokalen för vattenkemi och bottenfauna samt att ingen sjö eller betydande kalkning tillkom mellan lokalerna.

Kalkningsmetoderna angavs som sjökalkning, våtmarkskalkning eller doserarkalkning samt som olika kombinationer av dessa. För att ange fler än en metod gällde att metoden svarat för minst 25 % av den totala kalkmängden.

## Okalkade vattendrag

De okalkade vattendragen utgjordes huvudsakligen av vattendrag som ingår i nationell eller regional miljöövervakning. För att identifiera användbara lokaler gjordes ett utskick till länsstyrelserna. I detta angav länsstyrelserna vilka okalkade lokaler som undersöks inom länet samt en fördelning på tidsserier och enstaka provtagning. Ingen känd påverkan från kalkning, övergödning eller andra föroreningskällor fick förekomma och proven skulle vara insamlade med metoderna SIS eller M42. Länsstyrelserna klassade även nuvarande pH-regim enligt en 3-gradig skala:

- Sur = pH lägre än 5,5 vid högflöde
- Intermediär = pH 5,5-6,0 vid högflöde
- Neutral = pH högre än 6,0 vid högflöde.

I ett senare skede kompletterades de okalkade referenserna med vattenkemi för 2009-2014.

## Insamlingsmetoder

Den mest förekommande insamlingsmetoden i databasen var den metod som ofta benämns SIS och som numera korrekt ska anges som SS-EN 27 828.



Provtagning av bottenfauna med metod M42. Foto: Miguel Jaramillo.

Det förekom även likartade metoder som exempelvis BIN RR 111 där provytan är mindre. Den näst vanligaste metoden var M42. Bägge metoderna utförs som sparkprover där det uppslammade materialet fångas i en handhåv. Vid SIS-provtagning används en håv med 25x25 cm yta och en maskstorlek på 0,5 mm. Vid M42 används en vanlig hushållssil med diameter på 16 cm och en maskvidd på ca 1,4 mm. Vid SIS-provtagning tas 5 delprover/lokal och vid M42 tas 30 delprover/lokal. Vid provtagning med SIS utförs ofta också ett kvalitativt eftersök. I databasen förekom även prover tagna med Surber eller med Ekmanhugg, dessa användes inte vid utvärderingen. En detaljerad beskrivning av metoderna återfinns på Havs- och vattenmyndighetens hemsida under rubriken "Undersökningstyper för miljöövervakning"

<https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/ovriga-vagledningar/miljoovervakningens-metoder-och-undersokningstyper-inom-programomrade-sotvatten.html>.



Provtagning av bottenfauna med metod SS-EN 27 828 (SIS). Foto: Tobias Haag.

## Vattenkemi

### Kalkade vattendrag

Vattenkemin för de kalkade vattendragen härrörde från länsstyrelsernas ordinarie kalkeffektuppföljning. Uppföljningen är inriktad på att upptäcka låga pH-värden, vilket i princip innebär provtagning vid höga flöden. För de lokaler som använts i utvärderingen insamlades i genomsnitt 4,4 prov/år under 2009-2014. Samtliga analyser är gjorda vid ackrediterade laboratorium enligt svensk standard. pH (SS-EN ISO 10523:2012), alkalinitet (SS-EN ISO 9963-2), kalcium och magnesium (SS-EN ISO 11885) var de parametrar som nyttjades i utvärderingen. Med hjälp av alkalinitet (Alk), kalcium (Ca) och magnesium (Mg) beräknades okalkad alkalinitet ( $Alk_{okalk}$ ) enligt:

$$Alk_{okalk} = Alk - (Ca - (Mg * Ca_{ref}/Mg_{ref}))$$

$Ca_{ref}/Mg_{ref}$  utgör den okalkade kvoten mellan kalcium och magnesium och denna skattades med programvaran KALKREF 1\_2.xls som utvecklats av Jens Fölster vid SLU.

Beräkningen av okalkad alkalinitet ger en uppfattning om hur sura vattendragen skulle vara utan kalkning och användes som en skattning på hur sura vattendragen var innan kalkning.

### Okalkade vattendrag

Vattenkemin för de okalkade vattendragen hämtades från SLU:s hemsida. Strategierna för provtagning varierar och i genomsnitt insamlades 7,5 prov/år. Generellt sker provtagningen inom miljöövervakningen enligt fasta scheman, oberoende av vattenflödet. Det finns emellertid undantag där även riktad högflödesprovtagning ingår. För de okalkade vattendragen nyttjades enbart pH i utvärderingen. Även dessa analyser är gjorda av ackrediterat laboratorium enligt svensk standard.

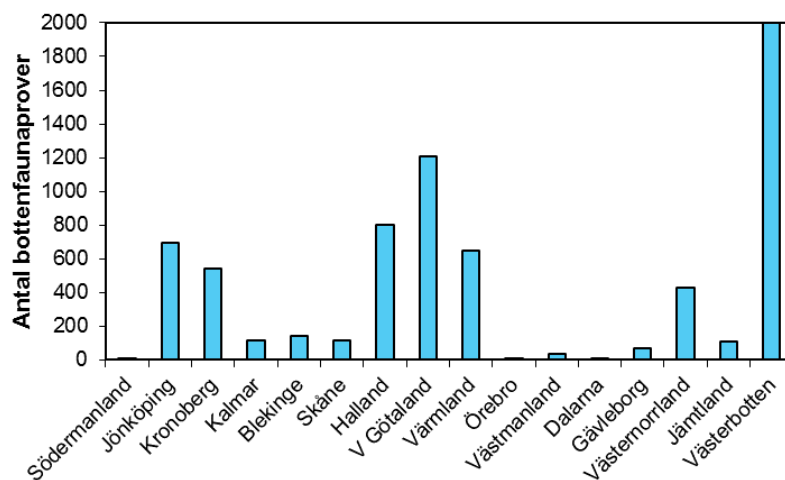
## Urval av bottenfaunaprover

### Kalkade vattendrag

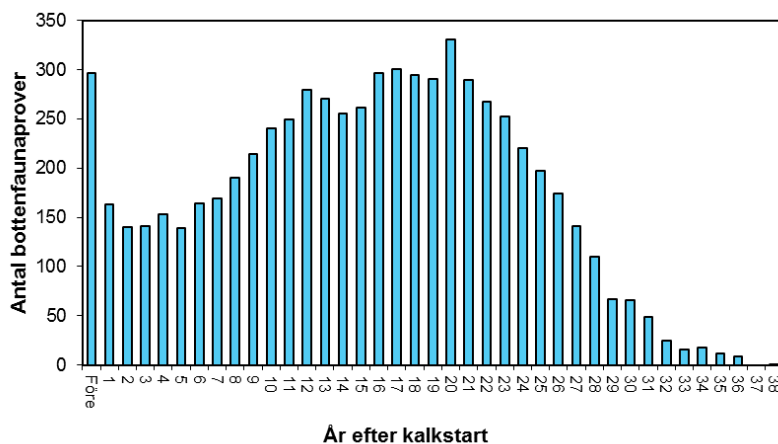
Endast prover tagna inom kalkningens målområden användes vid utvärderingen. Totalt fanns 6936 provtagningstillfällen fördelade på 960 lokaler tillgängliga (figur 4). Flest prover fanns från Västerbottens län, följt av Västra Götaland och Halland (figur 1).

De äldsta proven från kalkade vattendrag härrörde från 1984 och utvärderingen omfattade prover insamlade till och med 2014. Prover fanns tillgängliga från 20 år innan kalkstart till och med 38 år efter kalkstart. I de analyser som baseras på utvecklingen efter kalkstart medtogs prover till och med 25 år efter kalkstart ( $n=6069$ ) (figur 2). Därefter blev utfallet alltför osäkert till följd av färre tillgängliga provtagningstillfällen. I de analyser som baseras på lägsta uppmätta pH-värden användes prover från åren 2010-2014 ( $n=2114$ ).

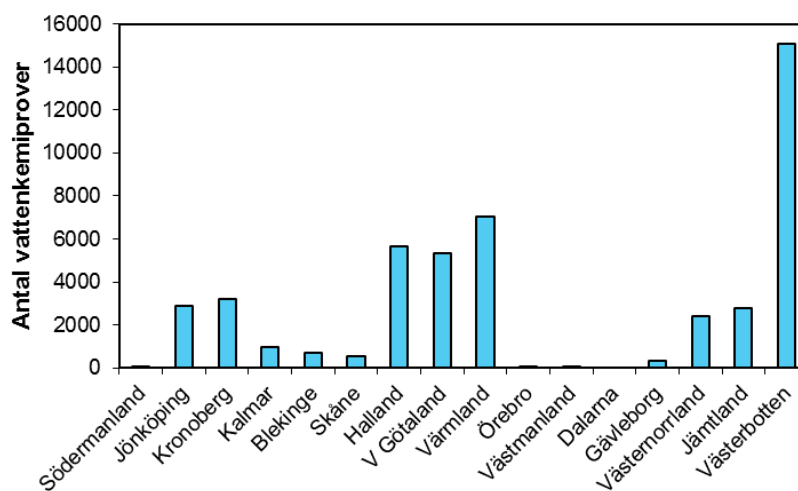
Det vattenkemiska underlaget från kalkade vattendrag omfattade totalt 46931 prover från åren 2009-2014. Flest vattenprover fanns från Västerbottens län, följt av Värmland och Halland (figur 3).



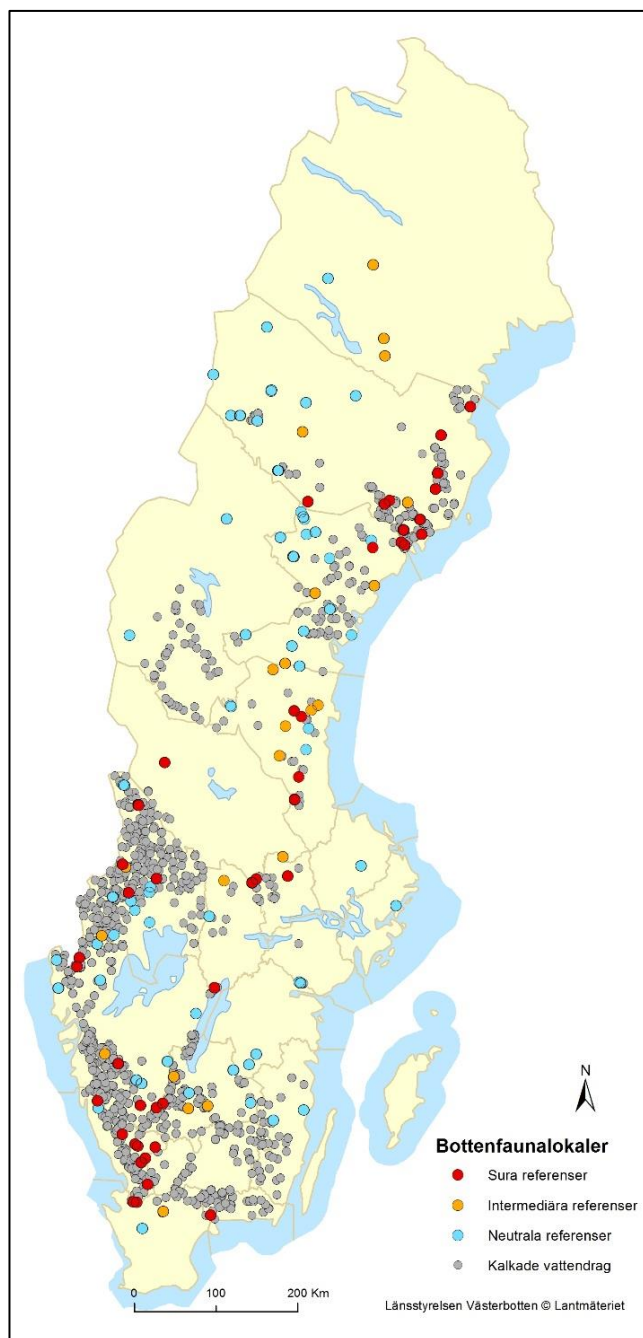
Figur 1. Antal bottenfaunaprover från kalkade målvaendrag fördelade på län (n =6936).



Figur 2. Antal bottenfaunaprover från kalkade vattendrag sorterat på år efter kalkstart, n=6936. Provet 38 år efter kalkstart var från Härgusserödsån i Västra Götalands län där kalkningen påbörjades 1977.



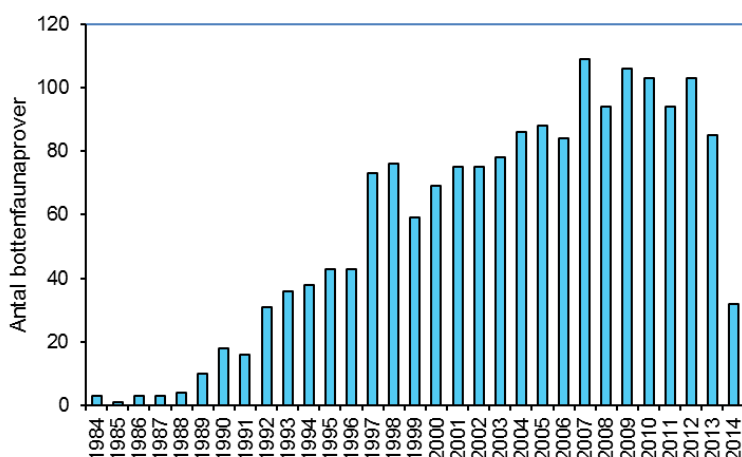
Figur 3. Antal vattenkemiprover från kalkade vattendrag fördelade på län. n=46931.



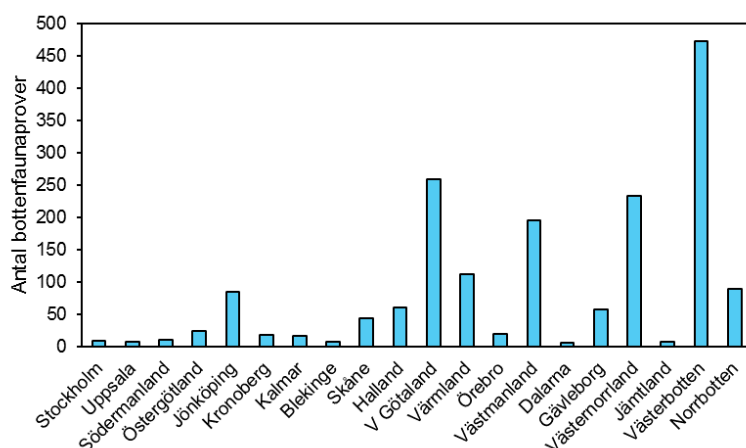
Figur 4. Kalkade och okalkade lokaler som ingår i utvärderingen. Antalet kalkade lokaler uppgick till 960 och antalet okalkade till 150.

### Okalkade vattendrag

Från okalkade vattendrag omfattade utvärderingen 1738 prov fördelade på 150 lokaler (figur 4). De tidigaste var från 1984 och de senaste från 2014 (figur 5). De jämförelsevärden som anges för antal taxa och för olika bottenfaunaindex baseras på samtliga provtillfällen från hela tidsperioden fördelat på sura, intermediära respektive neutrala referenser. Flest bottenfaunaprover från okalkade vattendrag fanns från Västerbottens län, följt av V Götaland och Västernorrland (figur 6). Det vattenkemiska underlaget från okalkade vattendrag omfattade totalt 14559 prover från åren 2009-2014.



Figur 5. Antal bottenfaunaprover från okalkade vattendrag per provtagningsår. n=1738.



Figur 6. Antal bottenfaunaprover från okalkade vattendrag fördelade på län. n=1738.

## Bottenfaunaindex

### Surhetsindex

Surhetsindex kallas även för Henrikson & Medins index (Henriksson & Medin 1986 & 1990). Indexet presenterades 1986 och utgjorde fram till 2007 bedömningsgrund för miljö kvalitet avseende index för att bedöma surhet med utgångspunkt från bottenfaunan (Naturvårdsverket 1999). Surhetsindexet är sammansatt av fem delindex enligt:

- Förekomst av indikator taxa med olika känslighet för låga pH-värden inom dagsländor, nattsländor och bäcksländor
- Förekomst av märlkräftor (*Gammarus*)
- Förekomst av iglar (*Hirudinea*), bäckbaggar (*Elmidae*), snäckor (*Gastropoda*) och musslor (*Bivalvia*)
- Kvoten mellan antalet individer av *Baetis*\* och bäcksländor (*Plecoptera*)
- Artantal.

\**Baetis* är ett släkte av surhets känsliga dagsländor. Släktet *Baetis* ingår i familjen *Baetidae* som i Sverige omfattar släktena *Acentrella*, *Alainites*, *Baetis* och *Nigrobaetis*, vilka tidigare fördes till släktet *Baetis*.

Indexet kan anta ett värde från 0 till 14 där ett lågt värde indikerar en sur miljö och ett högt värde en neutral/basisk.

Efterhand har de konsulter som nyttjar surhetsindex gjort ett antal modifieringar (förbättringar). Främst gäller detta några av de arter som ingår som indikatorer. Även poänggränserna för artantal har modifierats något. De indexberäkningar som ingår i denna utvärdering baseras på den modifierade version som Medins Havs- och Vattenkonsulter AB tillämpar.

## MISA

MISA är en förkortning av Multimetric Index for Stream Acidification. Indexet utgör sedan 2007 bedömningsgrund för att klassa surhet med utgångspunkt från bottenfauna i rinnande vatten (Naturvårdsverket 2007). Som namnet antyder är även MISA sammansatt av ett antal delindex, i detta fall 6 stycken:

1. Antal familjer
2. Antal taxa av snäckor (*Gastropoda*)
3. Antal taxa av dagsländor (*Ephemeroptera*)
4. Kvoten mellan antalet individer av dagsländor (*Ephemeroptera*) och bäcksländor (*Plecoptera*)
5. AWIC-index\*
6. Andel individer av sönderdelare (shredders).

\* AWIC är ett index som baseras på olika arter eller familjers känslighet för surt vatten (Davy-Bowker m.fl. 2003). I MISA används det index som baseras på familjenivå.

MISA kan anta ett värde mellan 0-100 där noll indikerar sur miljö och 100 neutral/basisk.

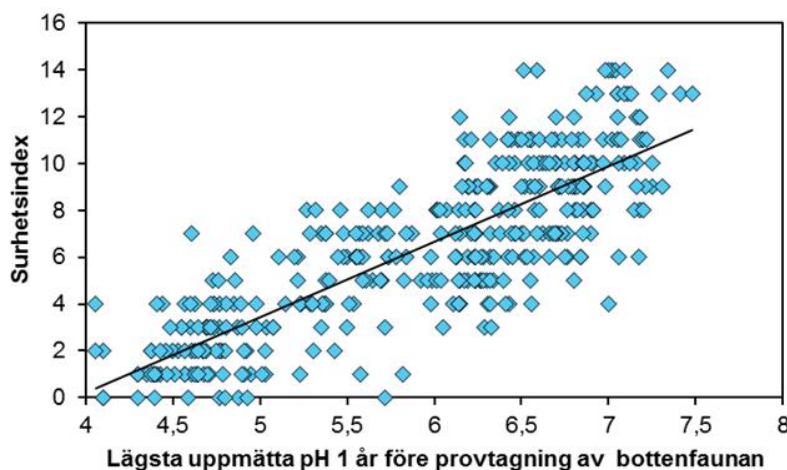
## BpHInorm

Indexet har konstruerats av Limnodata HB och finns beskrivet i "Vad säger bottenfaunan", rapport 5634 som utgavs av Naturvårdsverket 2009 (Lingdell & Engblom 2009). Indexet baseras inte på ett antal delindex utan bygger enbart på olika arters känslighet mot lågt pH. Över 1 500 arter och taxa har åsatts ett indikatorvärde på 1-10 där 1 motsvarar extremt tålig och 10 extremt känslig. Arterna har därefter grupperats i 158 taxaklasser. Det högsta indikatorvärdet för varje erhållen taxonklass summeras och därefter divideras summan med antalet funna taxaklasser. Därmed utgör det slutliga indexvärdet ett medelvärde av det högsta indikatorvärdet för de taxaklasser som erhållits vid provtagningen.

## Statistiska aspekter

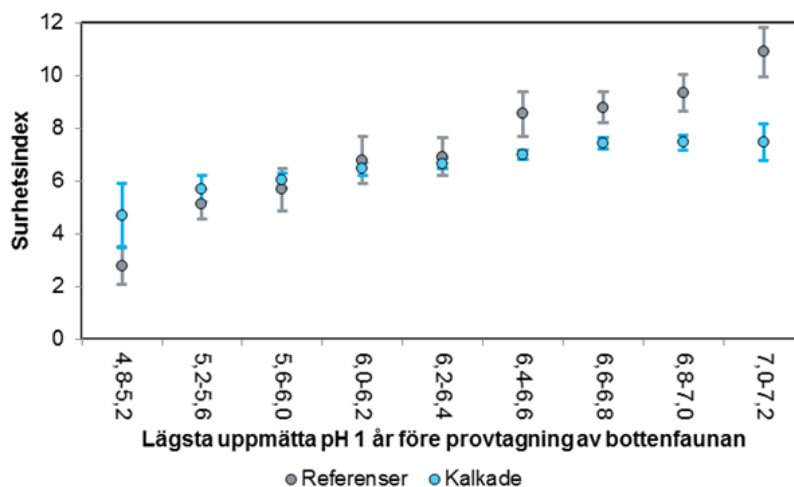
Målgruppen för denna utvärdering utgörs primärt av kalkningens aktörer inom myndigheter, konsulter och entreprenörer. Den innehåller därför förhållandevis enkla statistiska bearbetningar. Trots detta finns ett par statistiska aspekter värda att förklara.

Vid regression anges ett  $R^2$ -värde, vilket står för förklaringsgraden. Ett  $R^2$ -värde på 0,80 innebär att 80 % av variationen i Y kan förklaras av variabeln X. I exemplet i figur 7 ger regressionen ett linjärt samband mellan lägsta pH och surhetsindex enligt:  $Y = 3,23 * X - 12,71$  med ett  $R^2$ -värde på 0,68. Detta betyder att 68 % av variationen i surhetsindex kan förklaras med lägsta uppmätta pH med hjälp av det erhållna linjära sambandet.



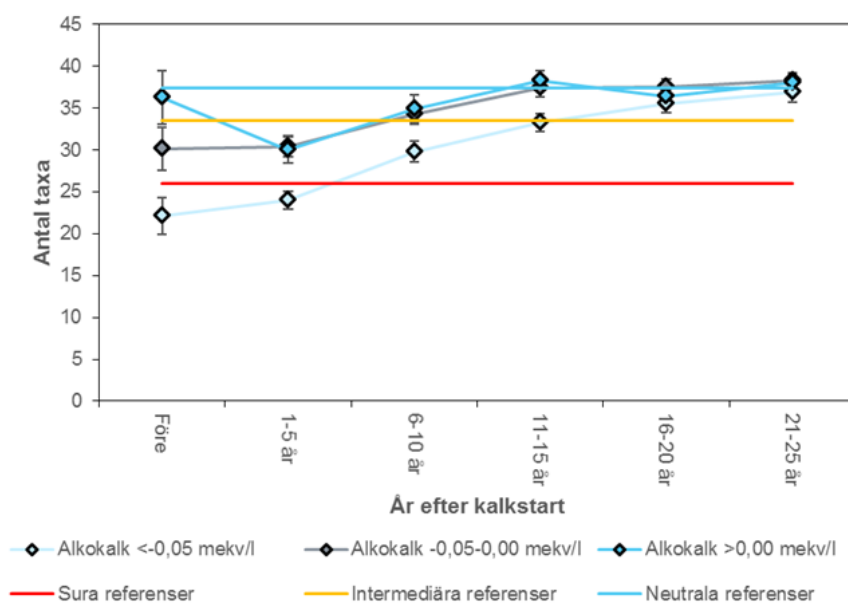
Figur 7. Exempel på regressionsanalys. I figurtexten anges  $R^2$ =förklaringsgrad.

Medelvärden anges ofta med 95 % konfidensintervall. Konfidensintervallet anger hur säker skattningen av medelvärdet är. 95 % konfidensintervall anger att medelvärdet med 95 % säkerhet ligger inom det angivna intervallet. Om konfidensintervallen för två medelvärden överlappar är medelvärdena inte statistiskt skilda, om konfidensintervallen inte överlappar är medelvärdena med 95 % säkerhet skilda. Exemplet i figur 8 visar att surhetsindex var signifikant högre i referenserna än i kalkade vattendrag vid pH 6,4-6,6, 6,6-6,8, 6,8-7,0 och 7,0-7,2 samt att surhetsindex i kalkade vattendrag inte var signifikant högre vid pH 6,0-6,2 än vid pH 5,6-6,0.

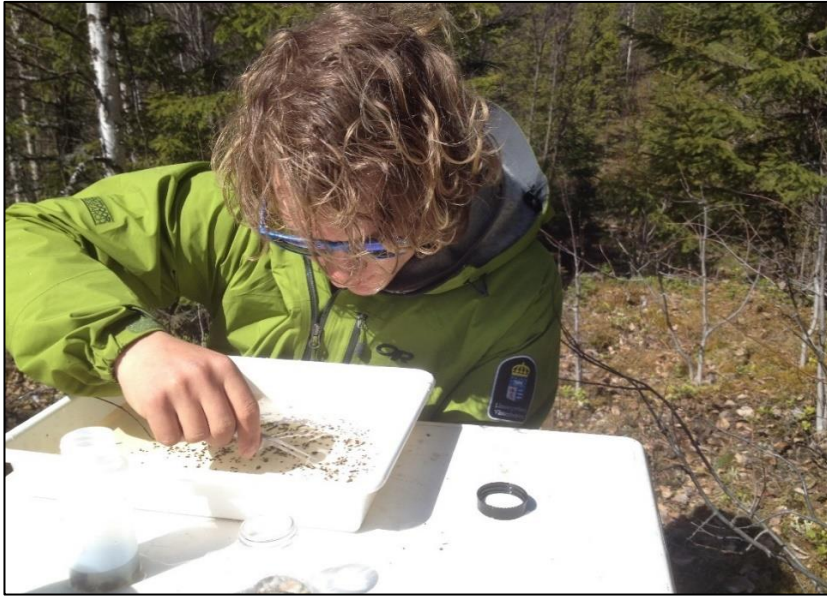


Figur 8. Exempel på medelvärden och 95 % konfidensintervall.

Vid jämförelser över tid erhålls det trovärdigaste utfallet om exakt samma lokaler jämförs före som efter kalkning. Tyvärr är det endast ett fåtal lokaler som finns tillgängliga för sådana jämförelser. Dessa lokaler är dessutom koncentrerade till några län. Samtliga analyser som avser utvecklingen över tid baseras därför på alla tillgängliga provtagningstillfällen. För flertalet analyser kompenseras skillnaden i ingående lokaler via ett stort antal provtillfällen, men ibland är underlagsmaterialet otillräckligt. Exemplet i figur 9 visar antalet taxa fördelat på hur sura vattendragen skulle vara utan kalkning ( $alk_{okalk}$ ). För den minst sura klassen ( $alk_{okalk} > 0,00$  mekv/l) fanns bara 64 provtillfällen tillgängliga före kalkning. Utvecklingen från före kalkning till 1-5 år efter kalkstart visar att medelvärdet från före kalkning inte är representativ som jämförelse till noteringarna från efter kalkning.



Figur 9. Exempel där en mindre mängd provtillfällen ger ett orimligt utfall. Avser noteringen före kalkning för vattendrag med  $alk_{okalk} > 0,00$  mekv/l.



Urplockning av levande djur ingår som ett delmoment vid provtagning med metod M42.  
Foto: Erik Uwusu-Ansah.

# Resultat

## Vattenkemi

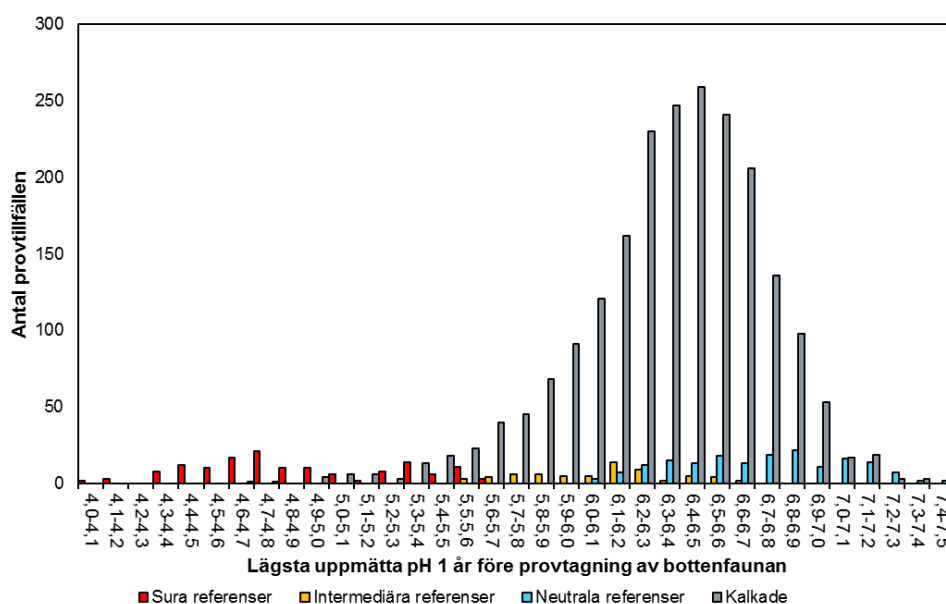
De vattenkemiska värdena avser genomgående situationen under 1 år (12 månader) före provtagningen av bottenfauna. Sambanden mellan bottenfauna och vattenkemi testades även mot lägsta pH uppmätt 0,5 år, 2 år, 3 år, 4 år respektive 5 år före bottenfaunaprovtagningen. Utfallen var snarlika med de som redovisas för 1 år före bottenfaunaprovtagningen.

För 2 114 provtillfällen av bottenfauna i kalkade vattendrag fanns pH-värden från närliggande lokaler tillgängliga. Medianvärdet av lägsta uppmätta pH under 12 månader före provtagningen av bottenfauna var 6,38 och medelvärdet var 6,40 (tabell 1). Såväl avseende median som medel av lägsta pH återfanns de kalkade vattendragen mellan intermediära och neutrala referenser.

I de kalkade vattendragen hade 75 (3,5 %) provtagningstillfällen ett lägsta pH lägre än 5,6 och 319 lägre än 6,0 (15,1 %) under 12 månader före provtagningen av bottenfauna (figur 10).

Tabell 1. Median och medel av lägsta pH 12 månader innan provtagningen av bottenfaunan för kalkade vattendrag samt för sura, intermediära respektive neutrala referenser.

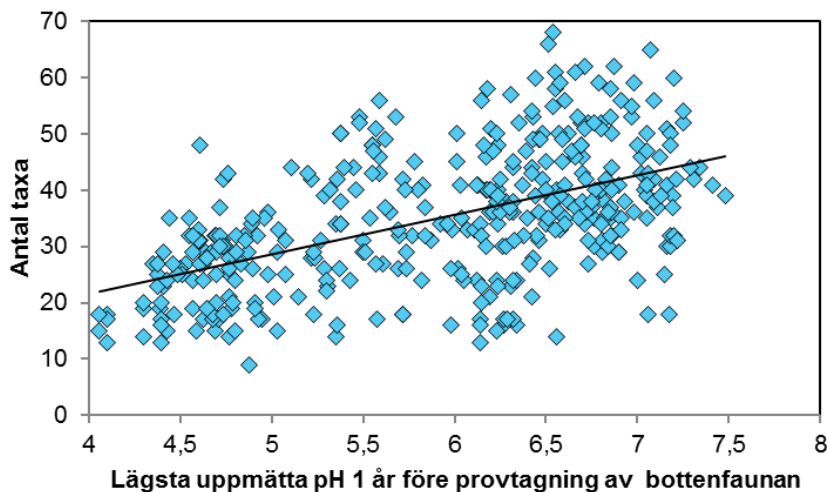
| Typ                     | Lägsta pH median | Lägsta pH medel | Antal |
|-------------------------|------------------|-----------------|-------|
| Kalkade vattendrag      | 6,38             | 6,34            | 2114  |
| Sura referenser         | 4,80             | 4,90            | 147   |
| Intermediära referenser | 6,14             | 6,07            | 66    |
| Neutrala referenser     | 6,72             | 6,71            | 174   |



Figur 10. Lägsta pH 12 månader innan provtagningen av bottenfaunan för samtliga provtillfällen av bottenfauna där vattenkemi fanns tillgänglig för utvärderingen. Vattenkemien avser 2009-2014.

## Olika arters pH-tolerans

Olika typer av surhetsindex för bottenfauna baseras i grunden på att olika arter har olika tolerans för lågt pH. Skillnader i pH påverkar därmed andra faktorer som exempelvis artrikedom och relationen mellan olika arter och artgrupper. Baserat på data från de okalkade referensvattendragen framgår exempelvis att antalet funna taxa ökade i förhållande till lägsta uppmätta pH (figur 11).

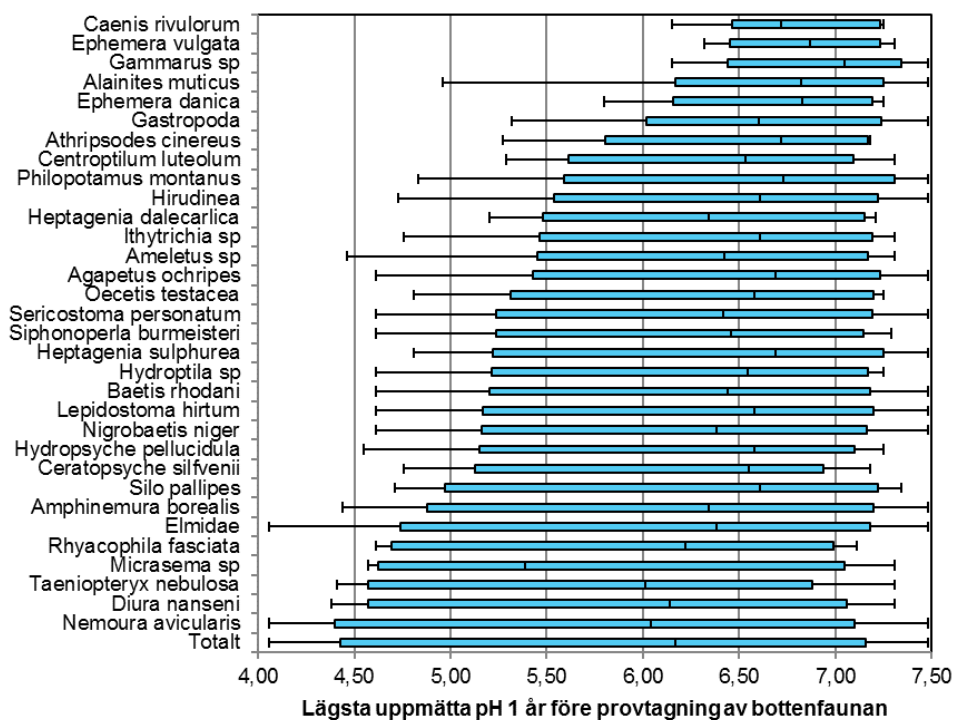


Figur 11. Antalet erhållna taxa i förhållande till lägsta uppmätta pH under ett år före provtagningen av bottenfaunan.  $R^2=0,28$ ,  $n=387$ . Data från okalkade vattendrag.

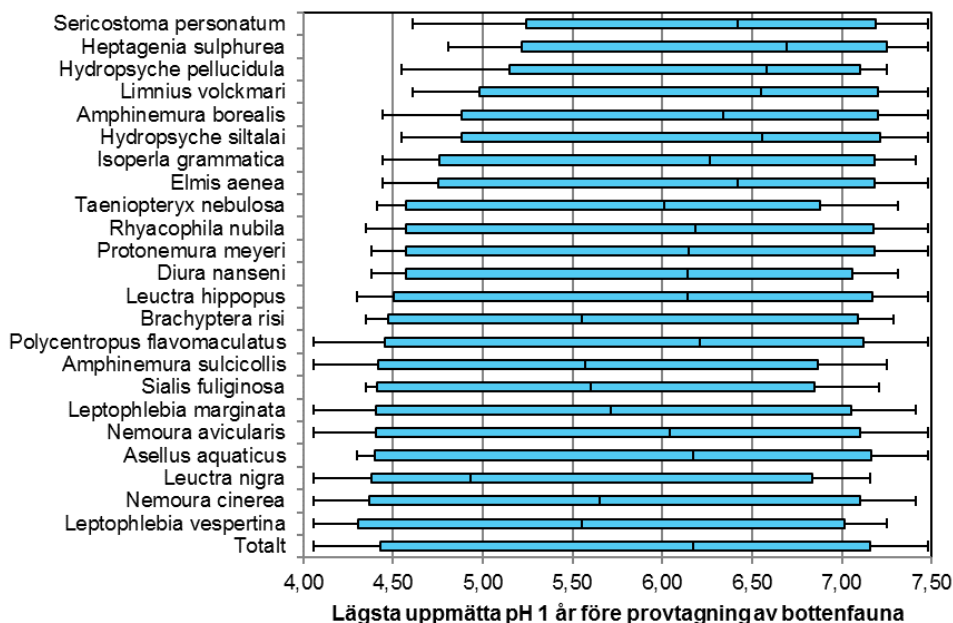
Arter som är känsliga för låga pH-värden benämns ofta indikatorarter. I surhetsindex anges ett antal arter av dag-, bäck- och nattsländor med indikatorpoäng från 1 till 3. De känsligaste får 3 poäng och dessutom ges 1 poäng vardera för förekomst av artgrupperna iglar, bäckbaggar, snäckor och musslor samt 3 poäng för märkräftar.

I BpHInorm har samtliga taxa åsatts indikatorvärden från 1 till 10 där 1 anger mycket tåliga och 10 mycket känsliga. I figur 12 redovisas förekomst i relation till lägsta pH för indikatorarter som är poänggivande i surhetsindex samt sådana med indikatorvärde över 5 i BpHInorm. Figuren baseras på okalkade vattendrag och visar taxa som förekom vid fler än 25 tillfällen.

Som jämförelse redovisas i figur 13 förekomst i relation till lägsta pH för ett antal surhetståliga arter. Dessa utgörs av arter med  $<3$  i BpHInorm, arter som förekom vid  $\text{pH} < 5,6$  i underlagsmaterialet samt arter som var vanliga före kalkning. I figuren redovisas surhetståliga arter som förekom vid fler än 100 tillfällen i de okalkade vattendragen. Vid en jämförelse mellan figur 12 och 13 framgår att ett antal arter förekom i bägge figurerna. Orsaken var att några mycket surhetståliga arter, exempelvis *Nemoura avicularis* och *Diura nenseni*, ingår som indikatorarter i surhetsindex.



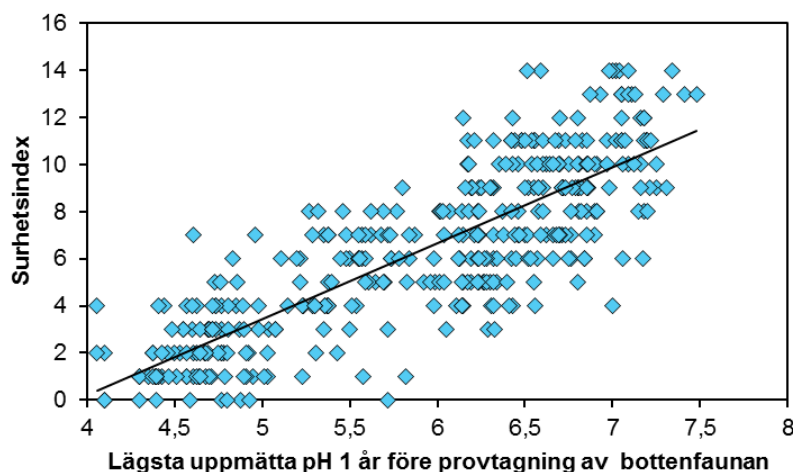
Figur 12. Förekomst av indikatorarter i okalkade vattendrag i förhållande till vid vilka lägsta uppmätta pH som de påträffades. Lägsta pH avser 12 månader före provtagning av bottenfauna. Endast taxa med fler än 25 observationer har medtagits. Boxarna innefattar 90 % av observationerna. Dessutom anges min- och maxvärdet samt median. "Totalt" avser lägsta pH för samtliga bottenfaunaprovtagningar som ingick (n=387).



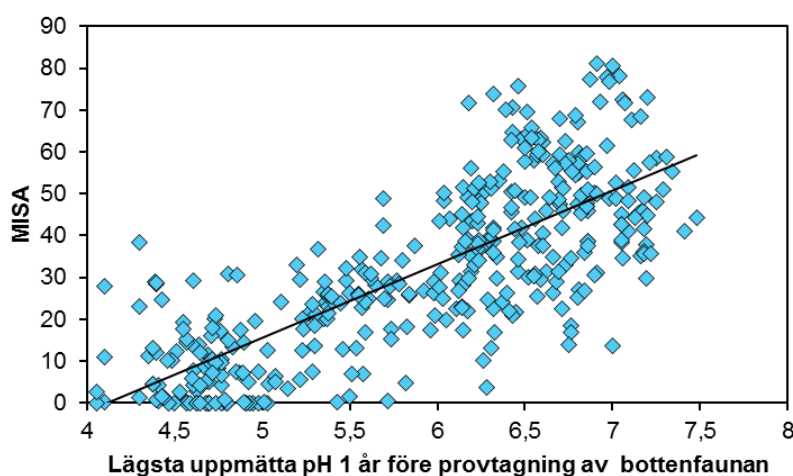
Figur 13. Förekomst av surhetståligheter i okalkade vattendrag i förhållande till vid vilka lägsta uppmätta pH som de påträffades. Lägsta pH avser 12 månader före provtagning av bottenfauna. Enbart arter med fler än 100 observationer redovisas. Boxarna innefattar 90 % av observationerna. Dessutom anges min- och maxvärdet samt median. "Totalt" avser lägsta pH för samtliga bottenfaunaprovtagningar som ingick (n=387).

## Bottenfaunaindex i relation till lägsta pH i okalkade vattendrag

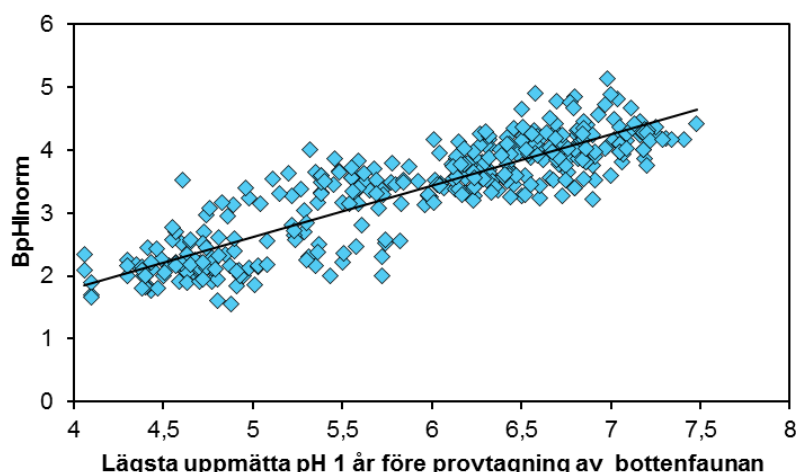
Syftet med biologiska index är att dessa ska indikera ett tillstånd. Det finns en mängd index där bottenfaunan nyttjas för att indikera surhetstillståndet i sjöar eller i vattendrag (Henriksson & Medin 1986, Fjellheim & Raddum 1990, Härmäläinen & Huttunen 1990, Degerman m.fl. 1994, Davy-Bowker m.fl. 2003, Johnson & Goedkoop 2005, Lingdell & Engblom 2009). Med samma syfte finns även index baserade på exempelvis påväxtalger (Andrén & Jarlman 2008) och fisk (Degerman & Lingdell 1993, Beier m.fl. 2007). Eftersom syftet med indexen är att spegla påverkan av pH utgör styrkan i sambandet mellan indexvärden och uppmätt pH ett mått på indexets säkerhet och användbarhet. I figur 14-16 redovisas utfallet i förhållande till lägsta uppmätta pH under 12 månader före provtagningen av bottenfaunan för de tre index som nyttjades i utvärderingen.



Figur 14. **Surhetsindex** i relation till lägsta uppmätta pH under ett år innan provtagningen av bottenfaunan.  $R^2=0,68$ ,  $n=387$ . Avser okalkade vattendrag.



Figur 15. **MISA** i relation till lägsta uppmätta pH under ett år innan provtagningen av bottenfaunan.  $R^2=0,59$ ,  $n=387$ . Avser okalkade vattendrag.



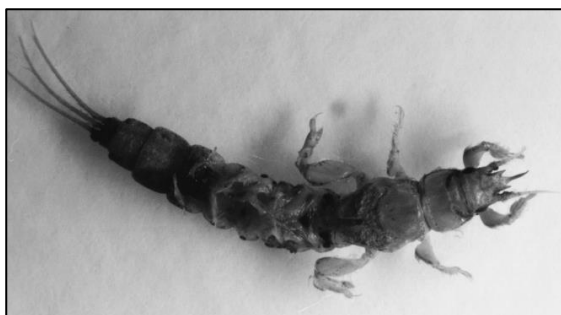
Figur 16. **BpHInorm** i relation till lägsta uppmätta pH under ett år innan provtagningen av bottenfaunan.  $R^2=0,78$ ,  $n=387$ . Avser okalkade vattendrag.

### Skillnader mellan norra och södra Sverige

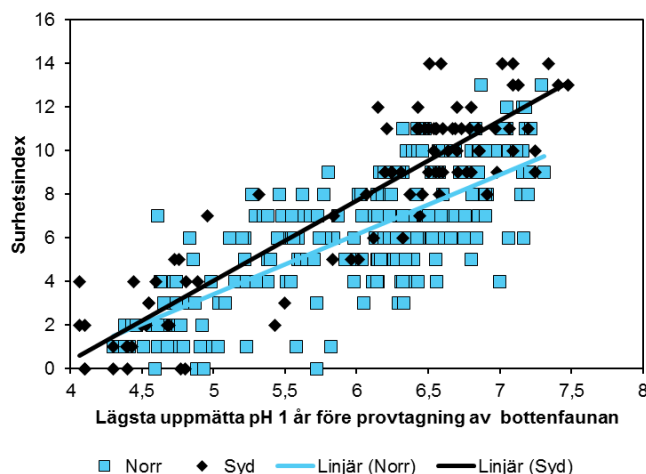
De okalkade vattendragen innefattade provtagning på våren och på hösten samt prover tagna med SIS och M42. I södra Sverige dominerade höstprovtagning med SIS, medan underlaget från norra Sverige till stor del utgjordes av vårprover tagna med M42 alternativt höstprover insamlade med SIS. I analyserna avseende norra och södra Sverige räknades Norrbotten, Västerbotten, Jämtland, Västernorrland, Gävleborg och Dalarna till norra Sverige. Blekinge, Kalmar, Kronoberg, Skåne, Halland, V Götaland, Jönköping, Östergötland och Södermanland till södra Sverige. De mellanliggande länen medtogs således inte.

Avseende sambandet med lägsta pH uppvisade BpHInorm ingen nämnvärd skillnad mellan norra och södra Sverige, skillnaden uppgick som mest till 0,1 indexenhet sett över hela pH-skalan (figur 19). För MISA var skillnaden ungefär 7 indexpoäng genom hela pH-skalan med genomgående högre noteringar för södra Sverige (figur 18). Även surhetsindex uppvisade högre noteringar för södra Sverige (figur 17). Skillnaden var liten vid låga pH-värden men ökade till närmare 3 poäng vid ett lägsta pH på 7,5.

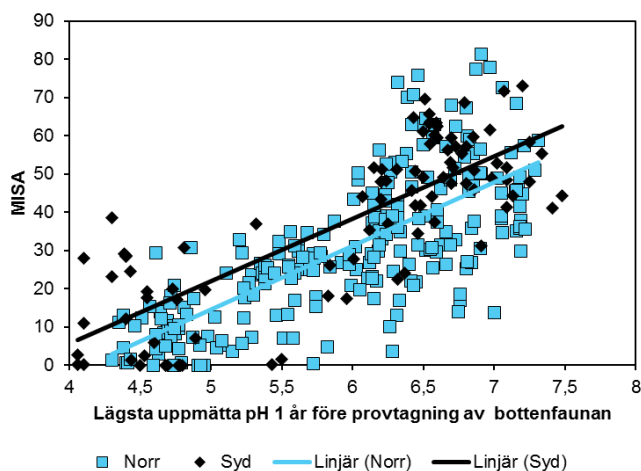
Samtliga index uppvisade ett starkare samband med lägsta pH för den södra regionen. Störst skillnad mellan norr och syd erhöles med surhetsindex där skillnaden i förklaringsgrad uppgick till 23 %. För både den norra och södra regionen uppvisade MISA det svagaste sambandet med lägsta pH.



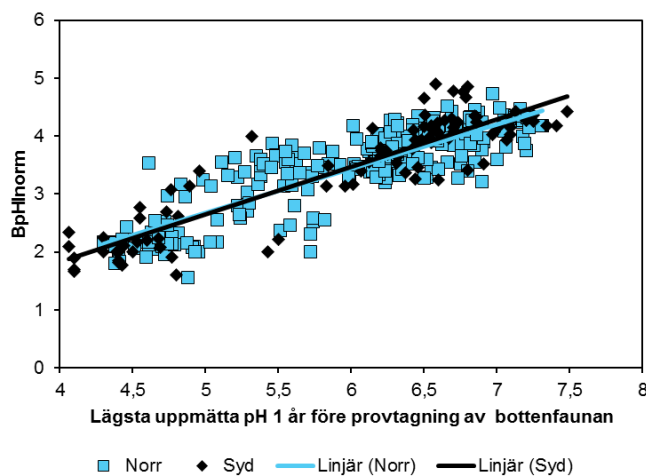
Dagsländan *Ephemera danica* är mycket känslig för låga pH-värden. Foto: Mats Norberg.



Figur 17. **Surhetsindex** i relation till lägsta uppmätta pH under ett år innan provtagningen av bottenfaunan. Syd:  $R^2=0,82$ ,  $n=93$ , norr:  $R^2= 0,59$ ,  $n=243$ . Avser okalkade vattendrag i södra respektive norra Sverige.



Figur 18. **MISA** i relation till lägsta uppmätta pH under ett år innan provtagningen av bottenfaunan. Syd:  $R^2=0,64$ ,  $n=93$ , norr:  $R^2= 0,54$ ,  $n=243$ . Avser okalkade vattendrag i södra respektive norra Sverige.

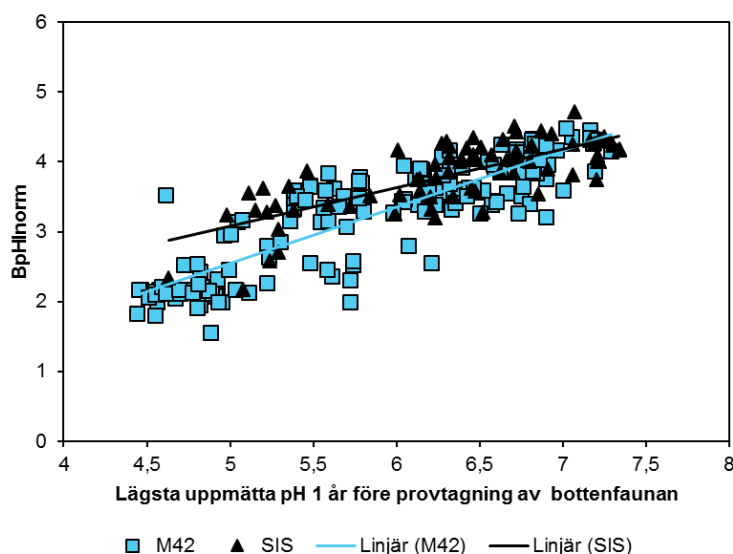


Figur 19. **BpHlnorm** i relation till lägsta uppmätta pH under ett år innan provtagningen av bottenfaunan. Syd:  $R^2=0,82$ ,  $n=93$ , norr:  $R^2= 0,73$ ,  $n=243$ . Avser okalkade vattendrag i södra respektive norra Sverige.

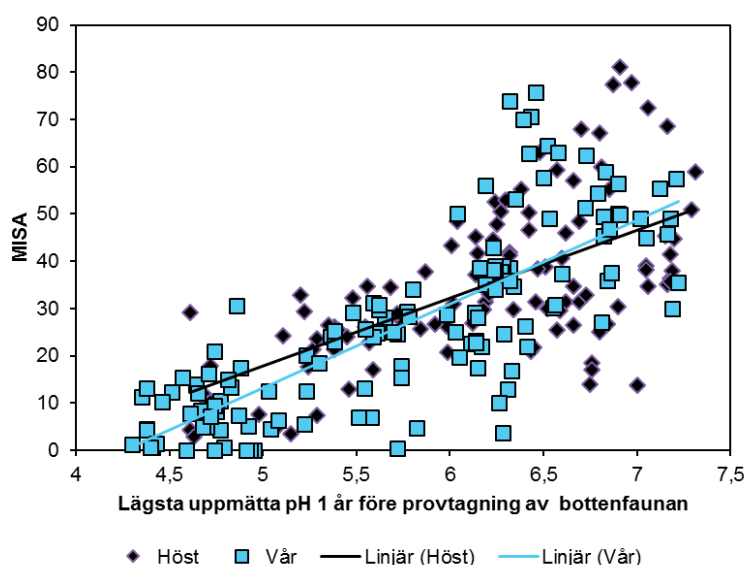
De svagare sambanden i norra Sverige skulle teoretiskt kunna bero på att underlaget från norr var mera heterogent avseende såväl provtagningsmetodik som provtagningsmetod. Avseende provtagningsmetodik var skillnaden marginell för MISA. För surhetsindex uppvisade prover tagna med M42 ( $R^2$ : 0,57) ett starkare samband med lägsta pH än prover tagna med SIS ( $R^2$ : 0,46). Detta gällde i än högre grad för BpHInorm (figur 20).

För samtliga index uppvisade prover tagna på våren starkare samband med lägsta pH än prover tagna på hösten. Störst var skillnaden för MISA (figur 21).

I södra Sverige var endast 7 av 146 tillgängliga prover insamlade på våren och bara 15 med metod M42. Därmed saknades underlag för att jämföra provtagningsmetod och provtagningsmetod för södra Sverige.

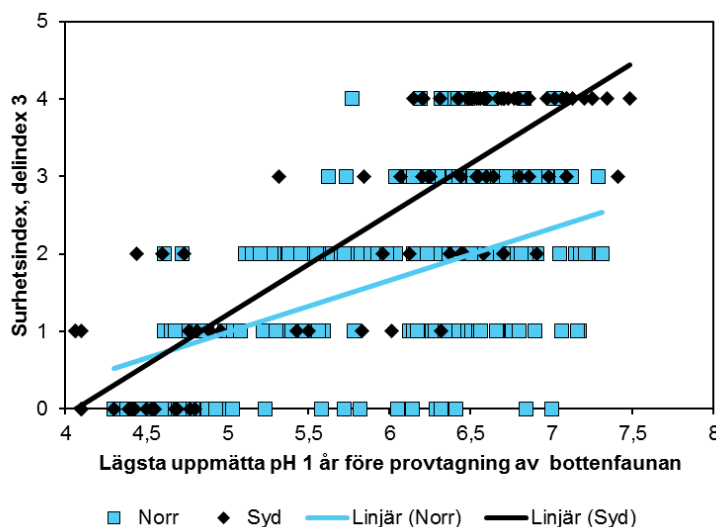


Figur 20. **BpHInorm** i relation till lägsta uppmätta pH under ett år innan provtagningen av bottenfaunan. M42-prover:  $R^2=0,73$ ,  $n=166$ , SIS-prover:  $R^2=0,57$ ,  $n=77$ . Avser okalkade vattendrag i norra Sverige.



Figur 21. **MISA** i relation till lägsta uppmätta pH under ett år innan provtagningen av bottenfaunan. Vårprover:  $R^2=0,60$ ,  $n=131$ , höstprover:  $R^2=0,40$ ,  $n=112$ . Avser okalkade vattendrag i norra Sverige.

Orsaken till den stora skillnaden mellan nord och syd för surhetsindex kan tydliggöras genom att individuellt studera de fem delindex som ingår i surhetsindex. Analysen visade att delindex 3 stod för den största differensen. Vid pH 7 var delindex 3 i genomsnitt 1,5 poäng lägre i norr än i syd (figur 22). Sambandet mellan delindex 3 och lägsta pH uppvisade dessutom bara ett  $R^2$ -värde på 0,28 i norra Sverige. Än sämre samband noterades för delindex 5 där  $R^2$ -värdet bara var 0,07. Delindex 3 kan anta värdet 0-4 beroende på hur många av grupperna iglar, bäckbaggar, snäckor och musslor som erhålls. Delindex 5 kan ge 0-2 poäng beroende på totalantalet funna arter.

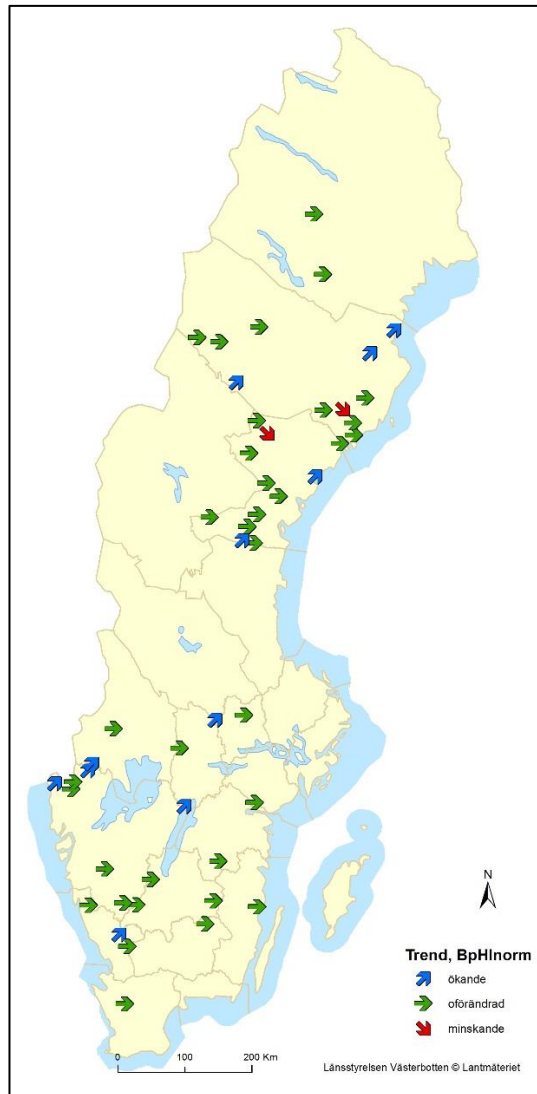


Figur 22. Delindex 3 i **surhetsindex** i relation till lägsta uppmätta pH under ett år innan provtagningen av bottenfaunan. Syd:  $R^2=0,74$ ,  $n=93$ , norr:  $R^2=0,28$ ,  $n=243$ . Avser okalkade vattendrag i södra respektive norra Sverige.

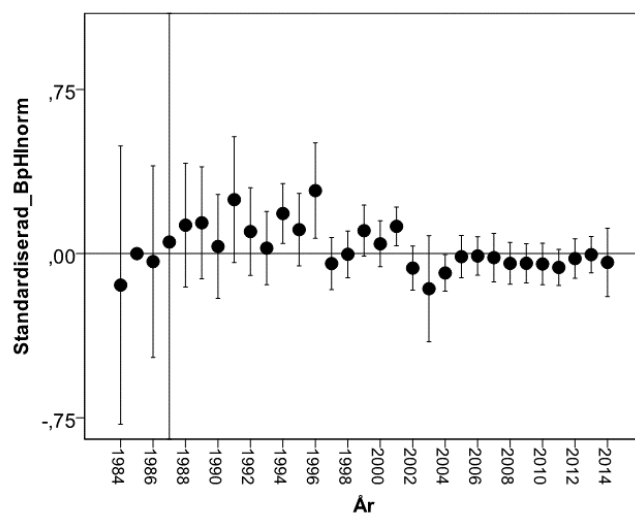
## Utvecklingen över tid i okalkade vattendrag

Den minskade belastningen av försurande nedfall har inneburit en kemisk återhämtning i försurade sjöar och vattendrag. I underlaget till denna utvärdering ingick 49 tidsserier från okalkade vattendrag med minst 15 år mellan första och senaste provtagning samt med första provtagning 1997 eller tidigare. Av dessa klassades 18 som sura, 8 som intermediära samt 22 som neutrala. Trendanalysen genomfördes med bivariat Pearson korrelation.

I 11 vattendrag indikerade bottenfaunan en signifikant positiv trend och i 2 var trenden negativ (figur 23). Bland vattendragen med positiv trend återfanns 5 sura, 3 intermediära och 3 neutrala. Därutöver gjordes även en analys för att undersöka om det fanns en generell trend. Eftersom vattendragen provtagits med olika frekvens genomfördes först en standardisering för varje vattendrag som baserades på skillnaden mellan varje provtagningstillfälle i förhållande till medelvärdet för respektive vattendrag. Trots denna standardisering var variationen innan 1997 alltför stor och därför kunde utvecklingen endast analyseras från 1997 till 2014 (figur 24). Analysen visade att ingen signifikant förändring skett under perioden 1997-2014 (linjär regression adjusted  $R^2=0,03$ ,  $n=49$ ).



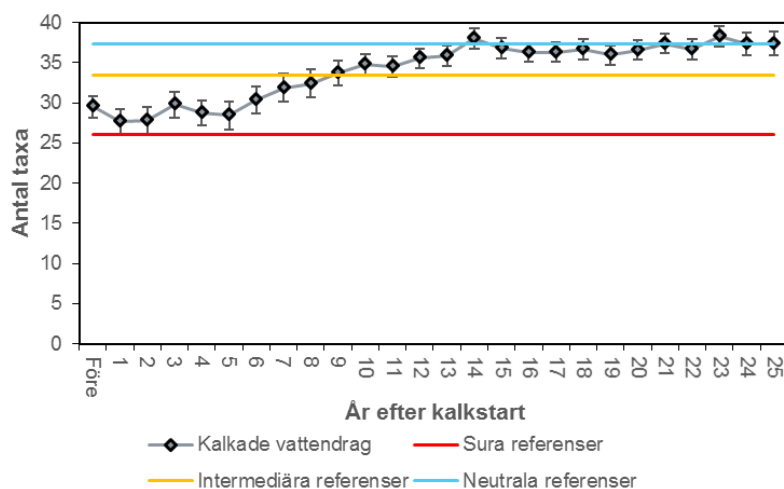
Figur 23. Trender i bottenfaunan i okalkade vattendrag enligt **BpHInorm**. Avser tidsserier med minst 15 år mellan första och senaste provtagning samt första provtagning 1997 eller tidigare. Signifikanta trender (bivariat Pearson korrelation  $p < 0,05$ ) redovisas med pilarnas riktning som ökande eller minskande. Ökande trend indikerar ökande pH-värden.



Figur 24. Medelvärde (och 95 % konfidensintervall) för standardiserad **BpHInorm** under perioden 1984-2014 för tidsserier i okalkade vattendrag. Standardiseringen innebär att noll utgör medelvärde för hela tidsperioden och att värden över noll således indikerar högre värden relativt medelvärdet. Antal vattendrag = 49,  $n=819$ .

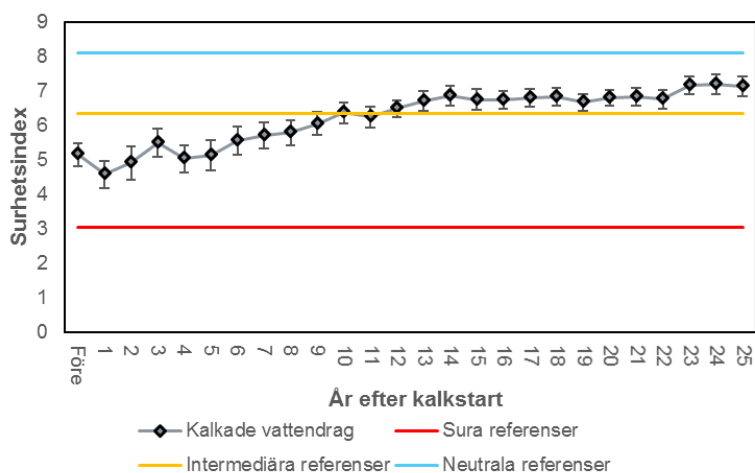
## Utvecklingen över tid i kalkade vattendrag

Antalet fångade taxa var i medeltal 29,5 taxa/provtillfälle innan kalkning. De första 5 åren var ökningen ringa, därefter skedde en betydande ökning fram till 14 år efter kalkstart (figur 25). Ökningen stagnerade därefter, men har inte helt avstannat. Efter kalkning i 25 år var antalet taxa i genomsnitt 37,4. I de neutrala referenserna fångades i genomsnitt 37,3 taxa/provtillfälle. De sura referenserna hade i medeltal 26,0 taxa/provtillfälle och de intermediära 33,4 taxa/provtillfälle.

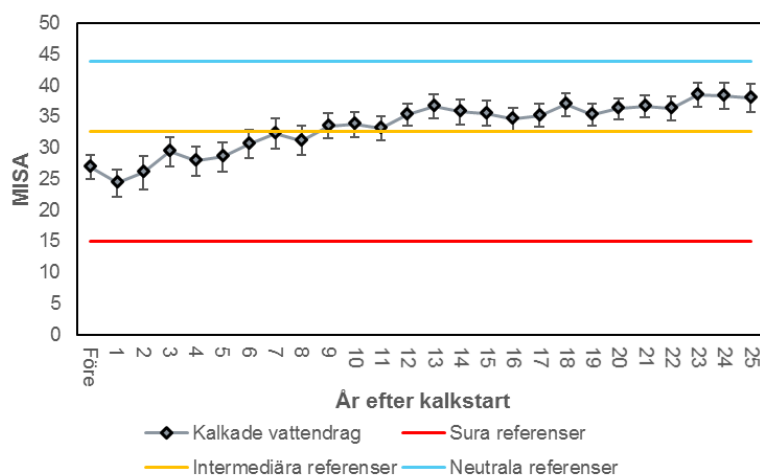


Figur 25. Medelvärde (och 95 % konfidensintervall) av antal taxa/provtagningsstillfälle i kalkade vattendrag över tid i förhållande till sura, intermediära respektive neutrala referenser. n=6069.

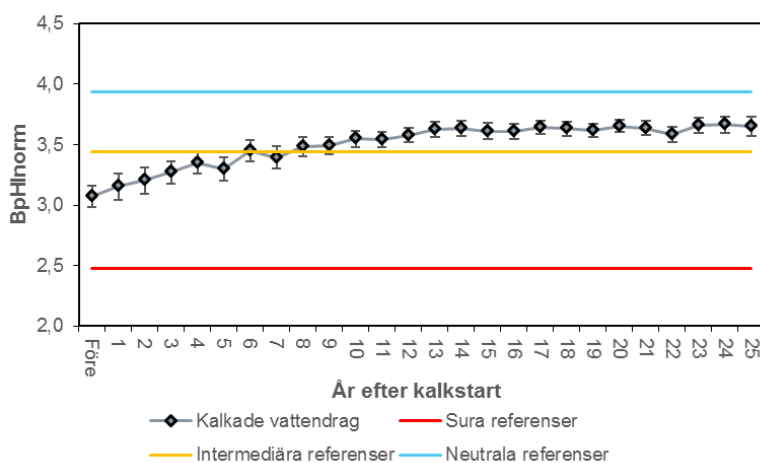
Oavsett index uppvisade bottenfaunan en likartad utveckling efter kalkning (figur 26-28). Före kalkning låg de kalkade vattendragen i status i medeltal mellan sura och intermediära referenser. Efter kalkning i 6-10 år passerades nivån för intermediära referenser och efter 25 år låg nivån mellan intermediära och neutrala referenser. Efter kalkning i 12-13 år skedde ingen nämnvärd ökning fram till och med 22 år efter kalkstart. Ökningen från år 22 till år 23 för surhetsindex och MISA bör beaktas med skepsis och beror huvudsakligen på att ingående lokaler för åren 23-25 inte var helt jämförbara med tidigare år. Orsaken till detta är att kalkningsverksamheten generellt startade tidigare i södra Sverige och att provtagningslokalerna i genomsnitt hade ett mera sydligt läge under dessa år med tidig kalkstart. Detta gav en ökning för surhetsindex och MISA som generellt genererar högre indexvärden i södra än norra Sverige.



Figur 26. Medelvärde (och 95 % konfidensintervall) av **surhetsindex**/provtagningstillfälle i kalkade vattendrag över tid i förhållande till sura, intermediära respektive neutrala referenser. n=6069.



Figur 27. Medelvärde (och 95 % konfidensintervall) av **MISA**/provtagningstillfälle i kalkade vattendrag över tid i förhållande till sura, intermediära respektive neutrala referenser. n=6069.



Figur 28. Medelvärde (och 95 % konfidensintervall) av **BpHnorm**/provtagningstillfälle i kalkade vattendrag över tid i förhållande till sura, intermediära respektive neutrala referenser. n=6069.

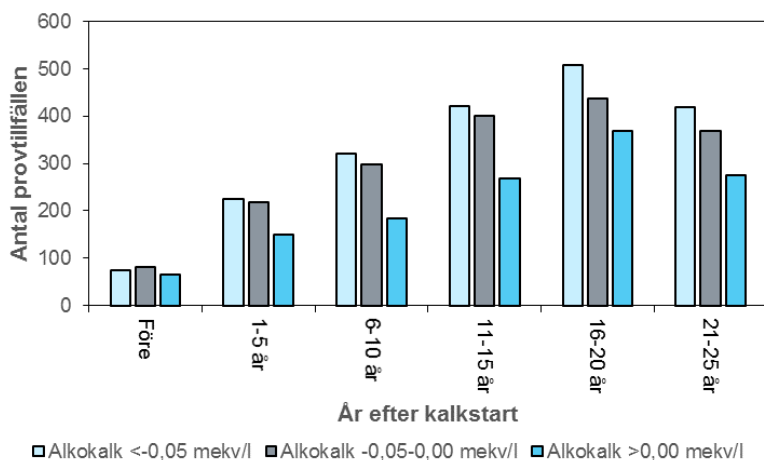
## Utvecklingen i förhållande till okalkad alkalinitet

Beräkningarna av okalkad alkalinitet baserades på vattenkemi från 2009-2014 och omfattade totalt 5086 provtillfällen (figur 29). Lägsta beräknade  $\text{Alk}_{\text{okalk}}$  nyttjades för att klassa lokalerna enligt följande:

- Lägsta  $\text{Alk}_{\text{okalk}} < -0,05$ , vilket ungefär motsvarar lägsta  $\text{pH}_{\text{okalk}} < 4,7$
- Lägsta  $\text{Alk}_{\text{okalk}} -0,05-0,00$ , vilket ungefär motsvarar lägsta  $\text{pH}_{\text{okalk}} 4,7-5,4$
- Lägsta  $\text{Alk}_{\text{okalk}} > 0,00$ , vilket ungefär motsvarar lägsta  $\text{pH}_{\text{okalk}} > 5,4$ .

Vattendrag med lägst  $\text{Alk}_{\text{okalk}}$  hade de suraste förhållandena under 2009-2014, medan de med högst  $\text{Alk}_{\text{okalk}}$  uppvisade de minst sura (tabell 2).

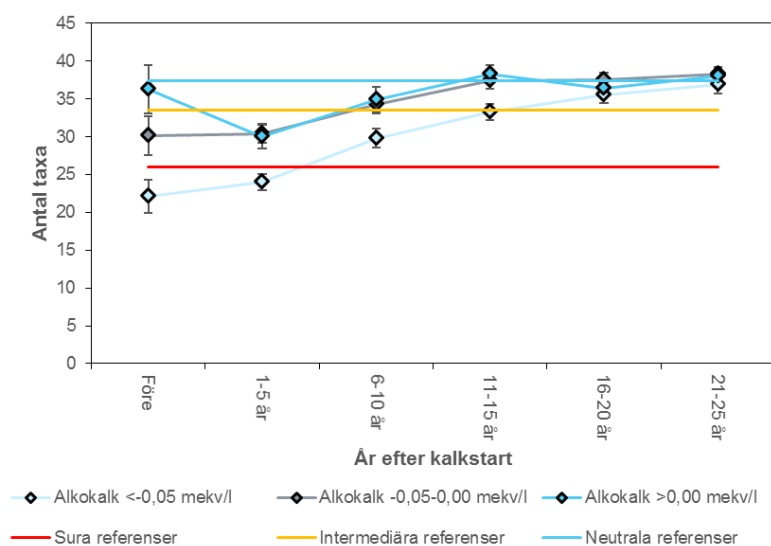
Innan kalkning var antalet taxa lägst i de suraste vattendragen (figur 30). Efter kalkning i 21-25 år var skillnaderna mellan grupperna små. I de suraste vattendragen ökade antalet taxa från i genomsnitt 22 till 37. De bägge andra grupperna hade i genomsnitt 38 taxa/provtillfälle efter kalkning i 21-25 år. För de minst sura grupperna skedde ingen nämnvärd ökning från 11-15 år till 21-25 år, medan den suraste klassen ökade med 3,6 taxa/provtagningsstillfälle under perioden. Klassen med  $>0,00$  mekv/l i okalkad alkalinitet gav ett orimligt utfall före kalkning, vilket visade att tillgängliga provtagningsstillfällen från före kalkstart inte var jämförbara med de som fanns från efter kalkstart.



Figur 29. Antal provtillfällen som ingår i analysen av bottenfaunans utveckling i förhållande till okalkad alkalinitet.

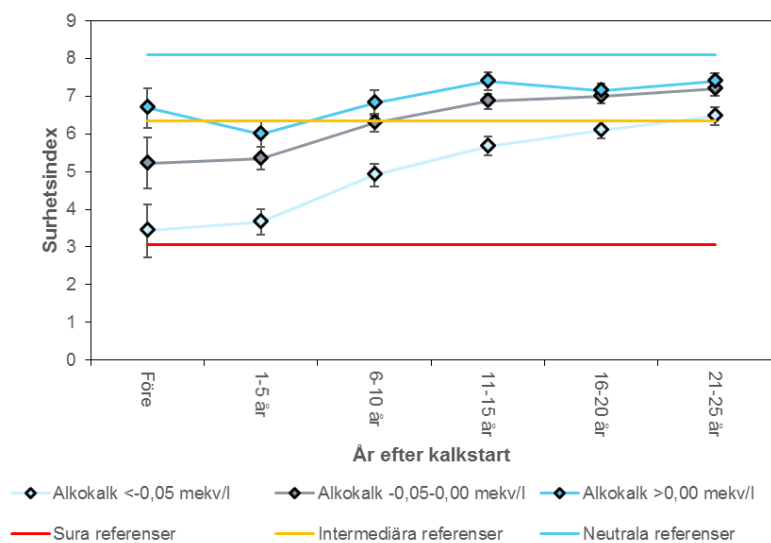
Tabell 2. Vattenkemiska data från kalkade vattendrag under 2009-2014 för de provtagningsstillfällen av bottenfaunan som ingår i analysen avseende  $\text{Alk}_{\text{okalk}}$ . I tabellen redovisas vattenkemien under 12 månader före bottenfaunaprovtagningen i form av medelvärde av lägsta uppmätta pH, andel lokaler med lägsta pH  $< 5,6$  respektive  $< 6,0$  samt medelvärde av lägsta beräknade okalkad alkalinitet.

| Okalkad alkalinitet (mekv/l) | pH-min (medel) | Andel pH $< 5,6$ | Andel pH $< 6,0$ | $\text{Alk}_{\text{okalk}}$ (mekv/l) |
|------------------------------|----------------|------------------|------------------|--------------------------------------|
| $< -0,05$                    | 6,25           | 6,8 %            | 22,4 %           | -0,059                               |
| $-0,05-0,00$                 | 6,33           | 4,2 %            | 16,7 %           | -0,013                               |
| $> 0,00$                     | 6,42           | 0,0 %            | 7,0 %            | 0,044                                |

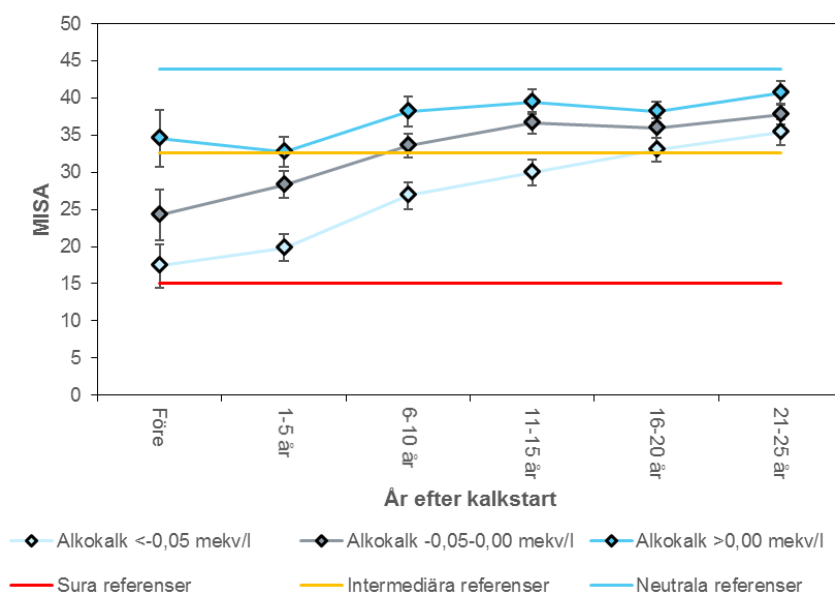


Figur 30. Medelvärde (och 95 % konfidensintervall) av antal taxa/provtagningstillfälle i kalkade vattendrag i förhållande till sura, intermediära respektive neutrala referenser. De kalkade vattendragen är grupperade enligt hur sura de skulle vara utan kalkning.

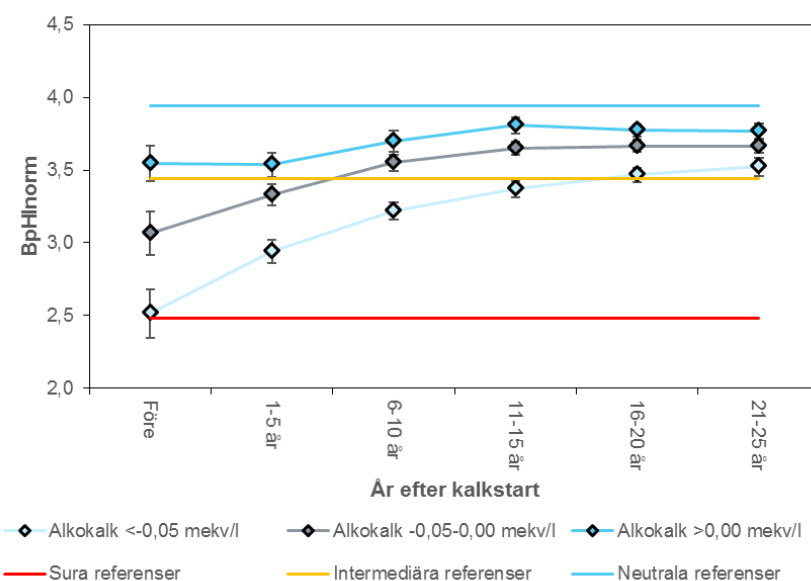
Samtliga bottenfaunaindex uppvisade ett snarlikt utfall avseende utvecklingen över tid (figur 31-33). Lokaler med okalkad alkalinitet lägre än -0,05 mekv/l låg innan kalkstart i paritet med de sura referenserna och ökade till strax över de intermediära efter kalkning i 21-25 år. Lokaler med okalkad alkalinitet på -0,05-0,00 mekv/l återfanns mellan sura och intermediära referenser innan kalkning och mellan intermediära och neutrala efter kalkning i 21-25 år. Lokaler med alk<sub>okalk</sub> över noll låg strax över intermediära referenser innan kalkning och ökade upp mot de neutrala, men inte till samma nivå. Ökningen för de två grupperna med högst alk<sub>okalk</sub> avstannade 11-15 år efter kalkstart, medan de med lägsta alk<sub>okalk</sub> fortsatte att öka fram till 21-25 år efter kalkstart. Även avseende index gav klassen med >0,00 mekv/l i okalkad alkalinitet ett orimligt högt utfall före kalkning.



Figur 31. Medelvärde (och 95 % konfidensintervall) av **surhetsindex**/provtagningstillfälle i kalkade vattendrag i förhållande till sura, intermediära och neutrala referenser. De kalkade vattendragen är grupperade enligt hur sura de skulle vara utan kalkning.



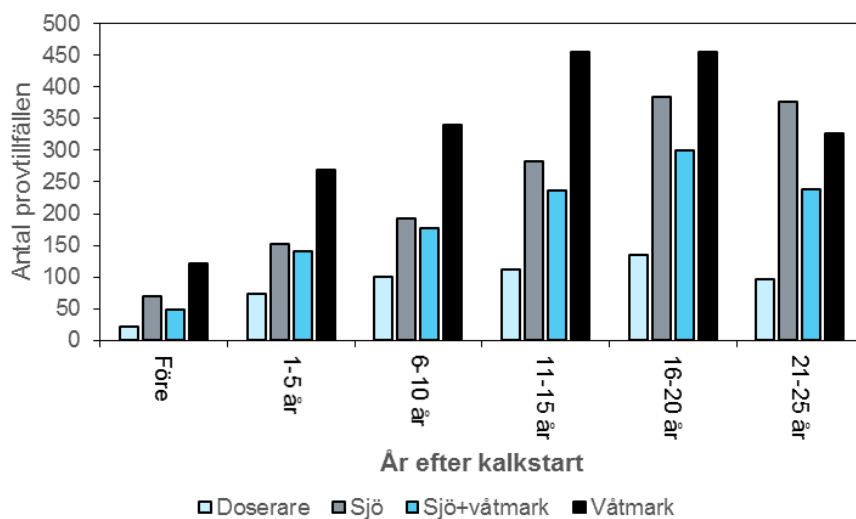
Figur 32. Medelvärdet (och 95 % konfidensintervall) av **MISA**/provtagningstillfälle i kalkade vattendrag i förhållande till sura, intermediära och neutrala referenser. De kalkade vattendragen är grupperade enligt hur sura de skulle vara utan kalkning.



Figur 33. Medelvärdet (och 95 % konfidensintervall) av **BpHInorm**/provtagningstillfälle i kalkade vattendrag i förhållande till sura, intermediära och neutrala referenser. De kalkade vattendragen är grupperade enligt hur sura de skulle vara utan kalkning.

## Utvecklingen i förhållande till kalkningsmetod

I analysen av bottenfaunans utveckling över tid redovisas endast de ”rena” kalkningsmetoderna samt kombinationen av sjö- och våtmarkskalkning. De övriga kombinationerna hade få provtagningstillfällen, vilket gör utfallet alltför osäkert. Totalt ingick 5107 provtagningstillfällen i analysen (figur 34).



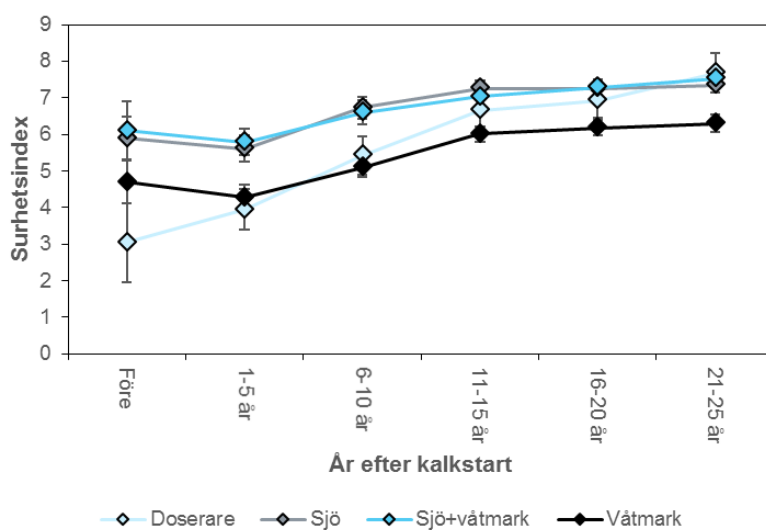
Figur 34. Antal provtillfällen som ingår i analysen av bottenfaunans utveckling i förhållande till kalkningsmetod.

Kalkning med doserare var den metod som medförde flest pH-värden lägre än 5,6 och 6,0, medan våtmarkskalkning gav det bästa vattenkemiska resultatet (tabell 3). Vattendrag som kalkas via doserare eller våtmarker var ungefär lika sura innan kalkning, medan sjökalkade vattendrag var mindre sura.

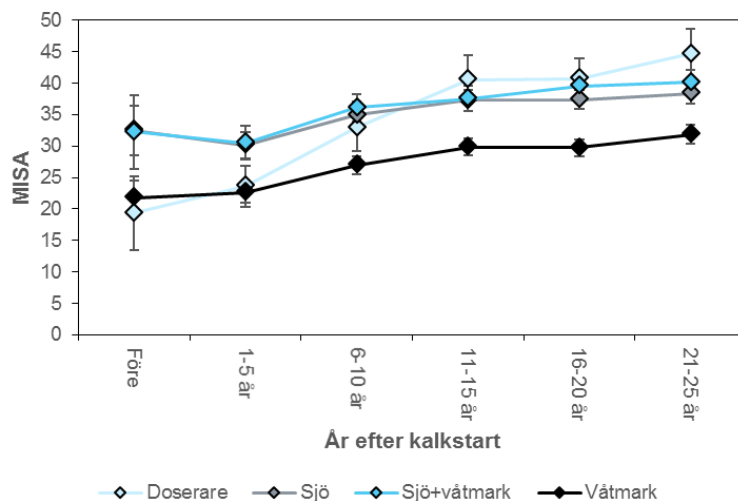
Samtliga bottenfaunaindex indikerade att den största förbättringen skett i vattendrag som kalkas via doserare (figur 35-37). Vattendrag som kalkas via sjöar och via kombinationen av sjö- och våtmarkskalkning uppvisade sinsemellan en snarlik utveckling. Våtmarkskalkade vattendrag hade låga indexvärden innan kalkning och var också de vatten som uppvisade den lägsta nivån efter kalkning i 21-25 år.

Tabell 3. Vattenkemiska data från kalkade vattendrag under 2009-2014 för de provtagningstillfällen av bottenfaunan som ingår i analysen avseende kalkningsmetod. I tabellen redovisas vattenkemin under 12 månader före bottenfaunaprovtagningen i form av medelvärde av lägsta uppmätta pH, andel lokaler med lägsta pH <5,6 respektive <6,0 samt medelvärde av lägsta beräknade okalkad alkalinitet. Observera att samtliga kalkningskombinationer i tabellen inte omfattas av utvärderingen av bottenfaunans utveckling.

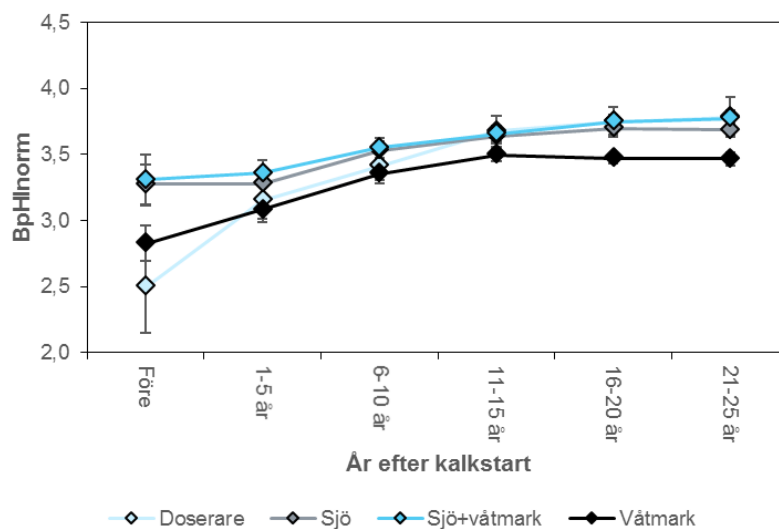
| Kalkningsmetod       | pH-min (medel) | Andel pH <5,6 | Andel pH <6,0 | Alk <sub>okalk</sub> (mekv/l) |
|----------------------|----------------|---------------|---------------|-------------------------------|
| Doserare             | 6,18           | 5,9 %         | 29,4 %        | -0,025                        |
| Doserare+sjö         | 6,21           | 6,6 %         | 25,2 %        | -0,031                        |
| Doserare+våtmark     | 6,29           | 0,9 %         | 13,9 %        | -0,024                        |
| Sjö                  | 6,36           | 4,6 %         | 14,9 %        | 0,011                         |
| Sjö+våtmark          | 6,37           | 1,8 %         | 13,5 %        | -0,019                        |
| Sjö+våtmark+doserare | 6,27           | 0,0 %         | 7,4 %         | -0,010                        |
| Våtmark              | 6,40           | 2,0 %         | 9,4 %         | -0,023                        |



Figur 35. Medelvärde (och 95 % konfidensintervall) av **surhetsindex** per provtagnings- tillfälle i kalkade vattendrag beroende på kalkningsmetod.



Figur 36. Medelvärde (och 95 % konfidensintervall) av **MISA** per provtagnings- tillfälle i kalkade vattendrag beroende på kalkningsmetod.



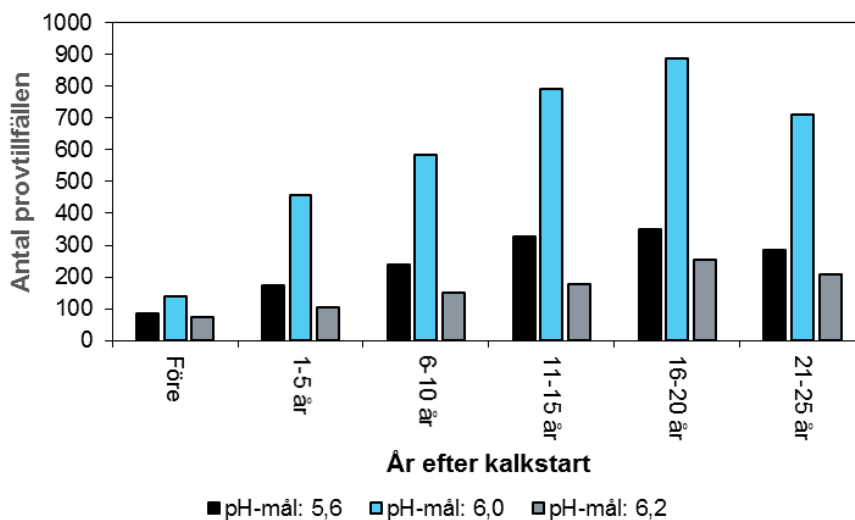
Figur 37. Medelvärde (och 95 % konfidensintervall) av **BpHlnorm** per provtagnings- tillfälle i kalkade vattendrag beroende på kalkningsmetod.

## Utvecklingen i förhållande till pH-mål

Differentierade pH-mål infördes i samband med kalkningshandboken 2002 (Naturvårdsverket 2002). Målen reviderades i handboken från 2010 och sattes då till 5,6, 6,0 respektive 6,2 (Naturvårdsverket 2010). 6,2 är reserverat för flodpärlmussla, medan 6,0 avser vattendrag med lax eller flodkräfta. Övriga vatten åsätts pH-målet 5,6 om inte höga halter av oorganiskt aluminium kan befaras. pH-målen fastställs för varje målområde av länsstyrelserna. Totalt ingick 5996 provtagningstillfällen i analysen avseende pH-mål (figur 38).

Baserat på vattenkemin från 2009-2014 var okalkad alkalinitet och lägsta pH likvärdiga för pH-mål 5,6 och 6,0, för pH-mål 6,2 var de däremot något högre (tabell 4). Vid pH-mål 5,6 var andel prov med lägsta pH lägre än 5,6 ungefär 2 % högre än för pH-mål 6,0. Andel prov med pH lägre än 6,0 var 5 % högre för pH-mål 5,6.

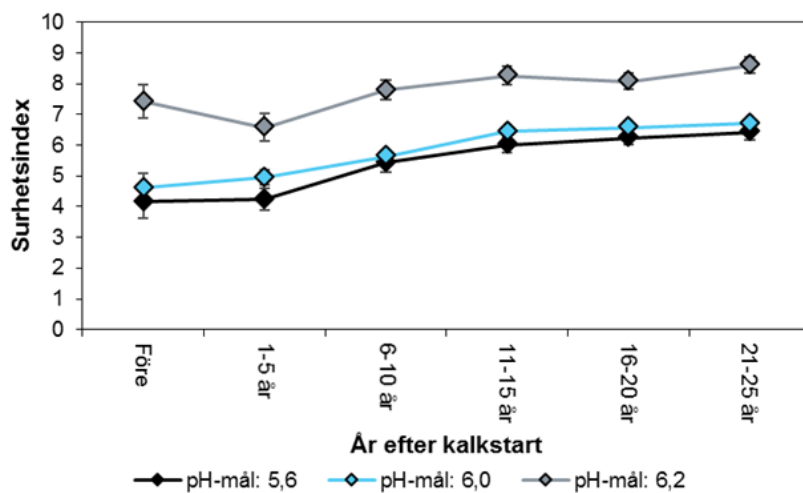
För samtliga bottenfaunaindex gällde att pH-mål 6,2 avvek såväl avseende nivå innan kalkning som efter kalkning i 21-25 år (figur 39-41). pH-mål 6,0 och 5,6 uppvisade en sinsemellan snarlik utveckling, där pH-målet 5,6 låg något lägre såväl innan kalkning som vid samtliga tidsperioder efter kalkning. Endast vid några tillfällen förekom emellertid en statistisk säkerställd skillnad mellan pH-mål 5,6 och 6,0.



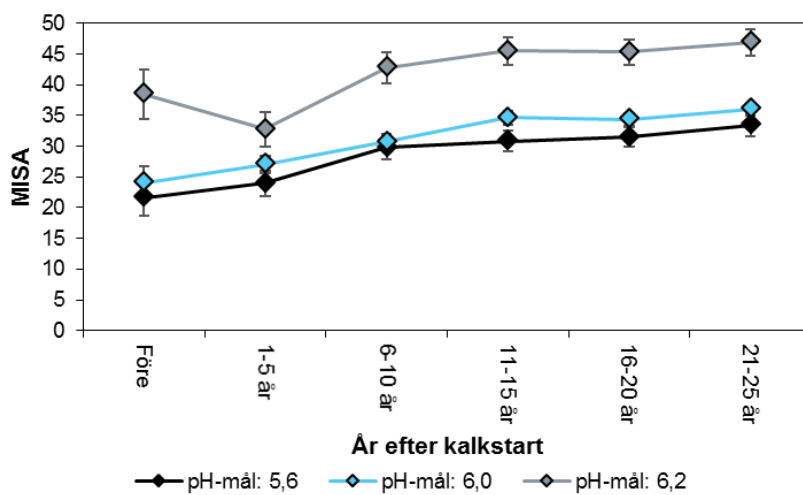
Figur 38. Antal provtillfällen som ingår i analysen av bottenfaunans utveckling i förhållande till pH-mål.

Tabell 4. Vattenkemiska data från kalkade vattendrag under 2009-2014 för de provtagningstillfällen av bottenfaunan som ingår i analysen avseende pH-mål. I tabellen redovisas vattenkemin under 12 månader före bottenfaunaprovtagningen i form av medelvärdet av lägsta uppmätta pH, andel lokaler med lägsta pH <5,6 respektive <6,0 samt medelvärdet av lägsta beräknade okalkad alkalinitet.

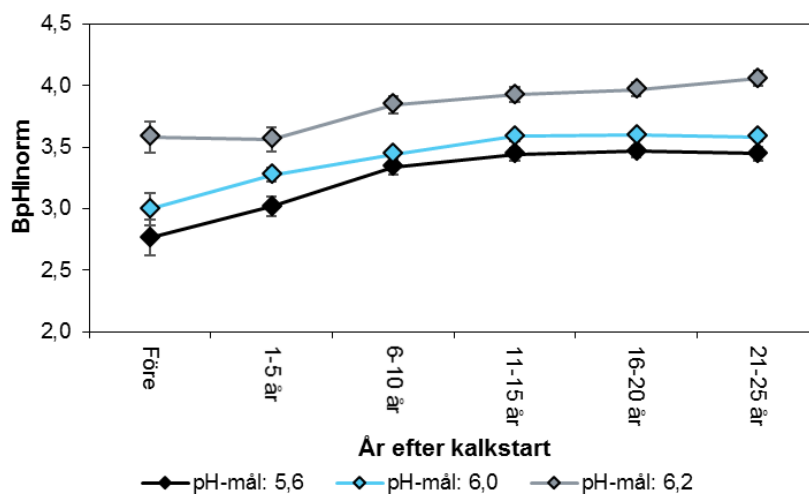
| pH-mål | pH-min (medel) | Andel pH <5,6 | Andel pH <6,0 | Alk <sub>okalk</sub> (mekv/l) |
|--------|----------------|---------------|---------------|-------------------------------|
| 5,6    | 6,31           | 5,7 %         | 20,9 %        | -0,033                        |
| 6,0    | 6,32           | 3,6 %         | 15,9 %        | -0,035                        |
| 6,2    | 6,40           | 1,4 %         | 6,8 %         | -0,005                        |



Figur 39. Medelvärde (och 95 % konfidensintervall) av **surhetsindex** per provtagningstillfälle i kalkade vattendrag beroende på pH-mål.



Figur 40. Medelvärde (och 95 % konfidensintervall) av **MISA** per provtagningstillfälle i kalkade vattendrag beroende på pH-mål.

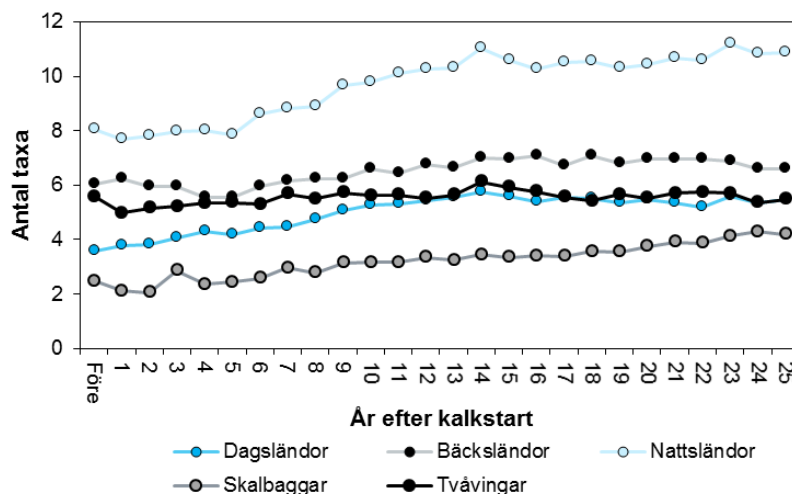


Figur 41. Medelvärde (och 95 % konfidensintervall) av **BpHInorm** per provtagningstillfälle i kalkade vattendrag beroende på pH-mål.

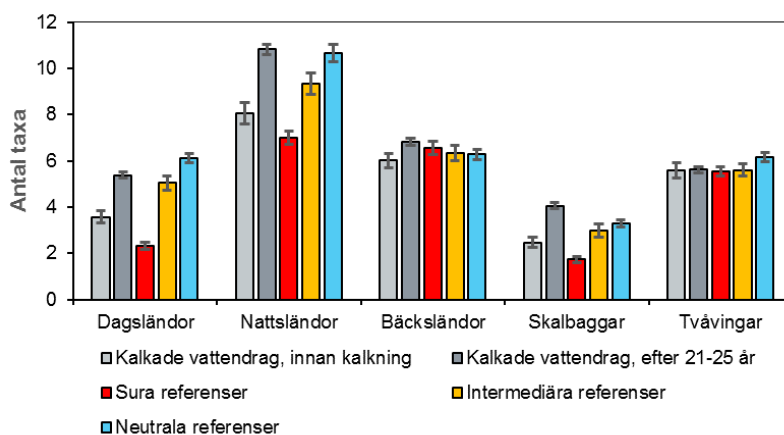
## Utvecklingen för olika taxonomiska grupper

Generellt återfinns fler surhets känsliga arter i grupperna dagsländor och nattsländor än bland bäcksländor och tvåvingar. Utvecklingen efter kalkning visade att antalet taxa ökade i samtliga dominerande artgrupper utom tvåvingarna (figur 42). Mest ökade nattsländorna följt av dagsländorna. Den proportionella sammansättningen förändrades förhållandevis lite. Innan kalkning stod nattsländor i genomsnitt för 27,3 % av arterna. Efter kalkning i 25 år ökade andelen till 29,1 %. Motsvarande siffror för dagsländorna var 12,1 % respektive 14,6 %. Tvåvingarna minskade från 18,9 % till 14,6 % och bäcksländorna från 20,4 % till 17,7 %. Precis som för det totala artantalet skedde den mesta ökningen fram till 14 år efter kalkstart. Endast skalbaggar visade en tydlig ökning även i ett längre perspektiv.

Efter kalkning i 21-25 år var skillnaderna små mellan kalkade vattendrag och neutrala referenser (figur 43). Antalet taxa av nattsländor var närmast identiskt och även bäcksländor och tvåvingar var likvärdiga. Däremot var antal taxa av dagsländor något lägre i kalkade vattendrag, medan skalbaggar var högre.

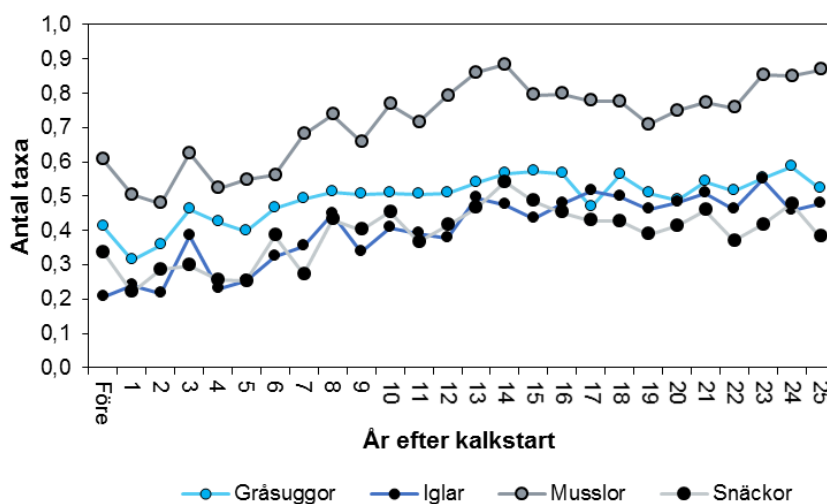


Figur 42. Medelvärdet av antal taxa per provtagningstillfälle i dominerande djurgrupper från innan kalkning till och med 25 år efter kalkstart. n=6069.

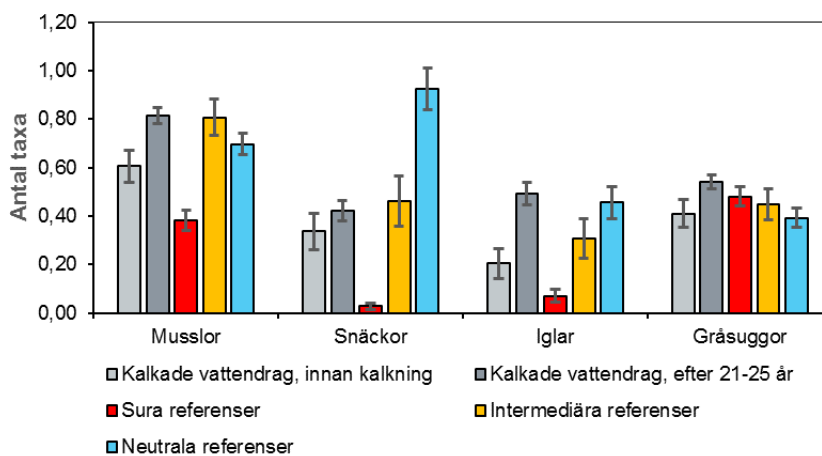


Figur 43. Medelvärdet (och 95 % konfidensintervall) av antalet taxa per provtagningstillfälle i dominerande djurgrupper i kalkade vattendrag före kalkning och efter kalkning i 21-25 år samt i okalkade referensvattendrag.

Sett till mindre vanliga djurgrupper med ej flygande stadier var antalet taxa av musslor och gråsuggor högre efter kalkning i 21-25 år än i neutrala referenser (figur 44 & 45). Däremot förelåg ingen skillnad mellan kalkade vatten och intermediära referenser. För iglarna var antalet taxa likvärdigt med neutrala referenser. Även för dessa icke flygande grupper var ökningen betydande fram till ungefär 14 år efter kalkstart för att därefter stagnera. Jämfört med situationen före kalkning var antalet taxa efter 21-25 år signifikant högre än före kalkstart. Störst skillnad mot neutrala referenser fanns bland snäckorna där antalet taxa i kalkade vattendrag i genomsnitt bara uppgick till hälften. Snäckorna uppvisade dessutom ingen signifikant ökning jämfört med situationen innan kalkning.



Figur 44. Medelvärdet av antal taxa per provtagningstillfälle för djurgrupper med ej flygande stadier från innan kalkning till och med 25 år efter kalkstart. n=6069.

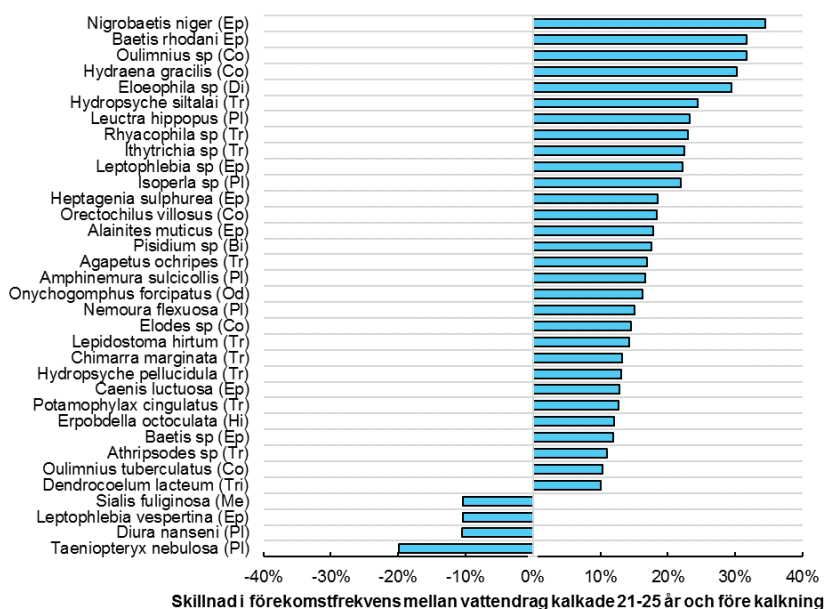


Figur 45. Medelvärdet (och 95 % konfidensintervall) av antalet taxa per provtagningstillfälle i djurgrupper med ej flygande stadier i kalkade vattendrag före kalkning och efter kalkning i 21-25 år samt i okalkade referensvattendrag.

## Utvecklingen för enskilda arter

Utvecklingen för enskilda arter analyserades genom att jämföra förekomstfrekvens 21-25 år efter kalkstart med förekomstfrekvensen innan kalkning. I analysen ingår samtliga taxa som återfanns vid fler än 5 % av den totala mängden provtagningstillfällen samt även de indikatorarter i surhetsindex och BpHInorm (indexvärde >5) som inte återfanns bland dessa. Totalt omfattade analysen 199 taxa.

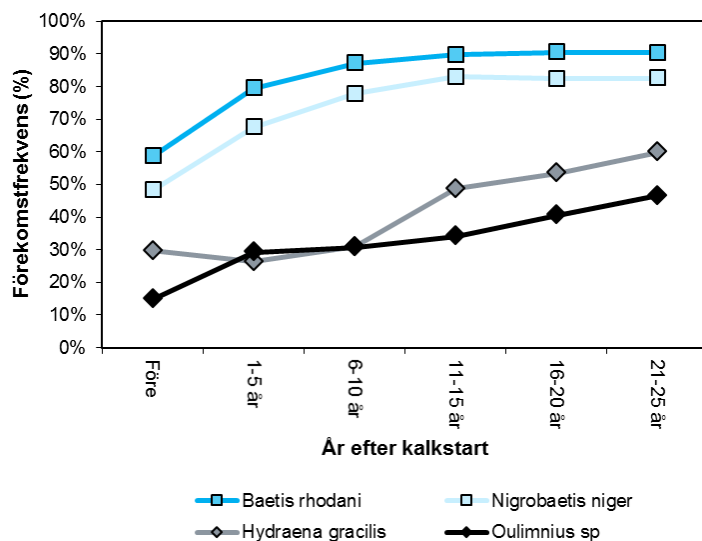
Den art som ökade mest var dagsländan *Nigrobaetis niger* som erhöles vid 48 % av provtagningstillfällena före kalkning och vid 83 % efter kalkning i 21-25 år (figur 46). Därefter kom dagsländan *Baetis rhodani* och skalbaggesläktet *Oulimnius* som vardera ökade med 32 %. Den som ökade fjärde mest var ytterligare en skalbagge, *Hydraena gracilis*.



Figur 46. Taxa som ökade eller minskade med mer än 10 % i förekomstfrekvens efter kalkning i 21-25 år jämfört med innan kalkning. Positiv notering anger högre förekomstfrekvens efter kalkning. Bi=musslor, Co=skalbaggar, Di=tvåvingar, Ep=dagsländor, Hi=iglar, Me=sävsländor, Od=trollsländor, Pl=bäcksländor, Tr=nattsländor, Tri=plattmaskar.

En fördjupad analys av de fyra taxa som var mest kalkgynnade visade att dagsländorna *N. niger* och *B. rhodani* hade en betydligt snabbare respons efter kalkning än skalbaggar *Oulimnius sp* och *H. gracilis* (figur 47). Ökningen för de bägge dagsländorna var störst under de fem första åren efter kalkstart, medan kolonisationen för skalbaggar fortfarande tycks pågå.

De arter som minskade med mer än 10 % i förekomstfrekvens var dagsländan *Leptophlebia vespertina*, bäcksländorna *Diura nanseni* och *Taeniopteryx nebulosa* samt sävsländan *Sialis fuliginosa*. Gemensamt för dessa är en hög tolerans mot surt vatten.

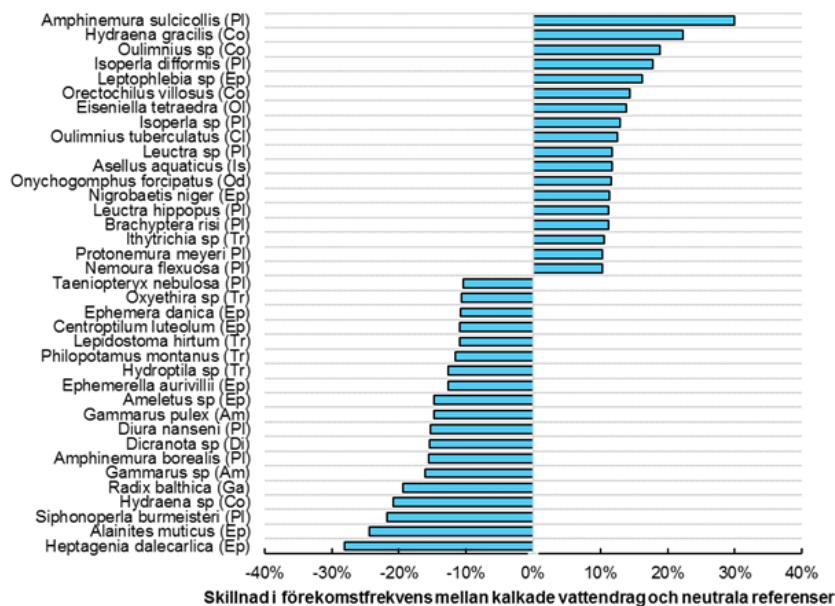


Figur 47. Förekomstfrekvens över tid efter kalkning för *Nigrobaetis niger*, *Baetis rhodani*, *Oulimnius sp* samt *Hydraena gracilis* som var de taxa som ökade mest i förhållande till situationen innan kalkning. n=6069.

## Skillnad i artförekomst mellan kalkade vattendrag och neutrala referenser

Analysen omfattade samma 199 taxa som ingick i analysen av utvecklingen över tid för enskilda arter.

Sammantaget var det 37 taxa där förekomstfrekvensen avvek med mer än 10 % mellan kalkade vattendrag (21-25 år efter kalkstart) och neutrala referenser (figur 48). 18 taxa återfanns i högre frekvens i kalkade vattendrag, medan 19

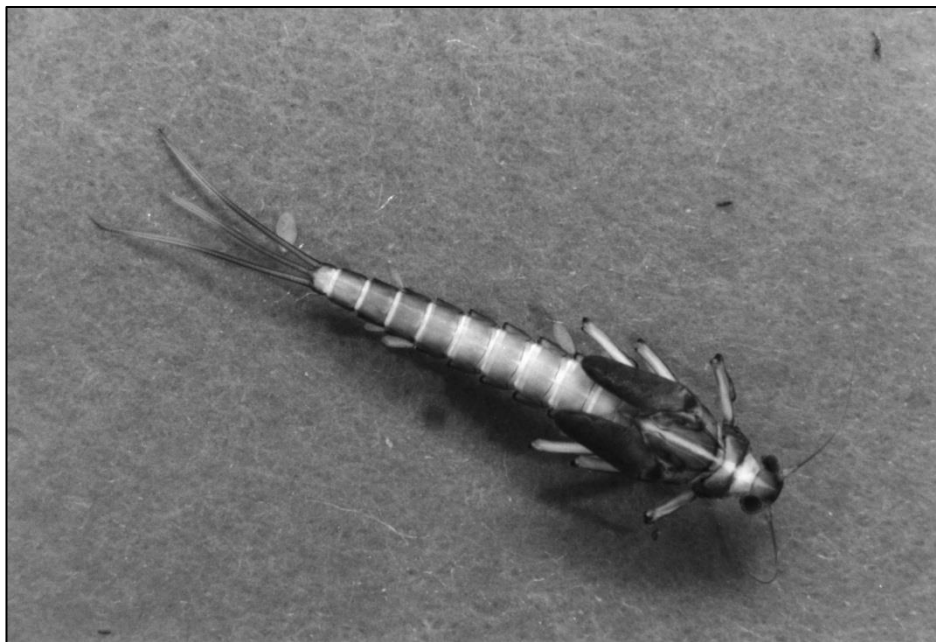


Figur 48. Taxa som avvek mer än 10 % i förekomstfrekvens mellan kalkade vattendrag 21-25 år efter kalkstart och neutrala referenser. Positiv notering anger högre förekomstfrekvens i kalkade vattendrag. Am=märkräftar, Co=skalbaggar, Di=tvåvingar, Ep=dagsländor, Ga=snäckor, Is=gråsuggor, Od=trollsländor, PI=bäcksländor, Tr=nattsländor.

påträffades mer frekvent i referenserna. Bland de som förekom i avsevärt högre frekvens i kalkade vattendrag återfanns två surhets känsliga taxa, dagsländan *Nigrobaetis niger* och nattsländesläktet *Ithytrichia*. Bland de som återfanns i betydligt högre frekvens i neutrala referenser ingick 11 surhets känsliga taxa, bland annat märkräftan *Gammarus pulex* och dagsländorna *Alainites muticus* och *Ephemera danica*. De taxa som återfanns i högre frekvens i kalkade vattendrag dominerades av surhetståligena taxa, främst i form av bäcksländor som exempelvis *Ampinemura sulcicollis*, *Isoperla difformis* och *Leuctra hippopus*. Även skalbaggar *Hydraena gracilis* och *Oulimnius sp.* var vanligare i kalkade vattendrag än i neutrala referenser.

Genom att utgå från genomsnittligt antal taxa för varje djurgrupp och förekomstfrekvensen för varje taxa sammanställdes en typisk artsammansättning för kalkade vattendrag respektive sura och neutrala referenser (tabell 5).

Det var 33 taxa som var mest vanligt förekommande i både kalkade vattendrag och neutrala referenser. De taxa som var typiska i neutrala referenser, men inte i kalkade vattendrag var två surhets känsliga dagsländor (*Alainites muticus* och *Heptagenia dalecarlica*), ett moderat känsligt släkte av nattsländor (*Athripsodes*) samt snäckor (*Gastropoda*). Det omvända förhållandet gällde för det surhetståligena dagsländesläktet *Leptophlebia*, det känsliga nattsländesläktet *Ithytrichia* samt för bäcksländan *Brachyptera risi* och skalbaggen *Hydraena gracilis*. De två sistnämnda är förhållandevis tåliga mot surt vatten. Mellan kalkade vatten och sura referenser var skillnaderna betydande med 18 gemensamma taxa och 27 taxa som inte var gemensamma.



Dagsländan *Baetis rhodani* var en av de arter som ökade mest i förekomstfrekvens till följd av kalkning. Foto: Mats Norberg.

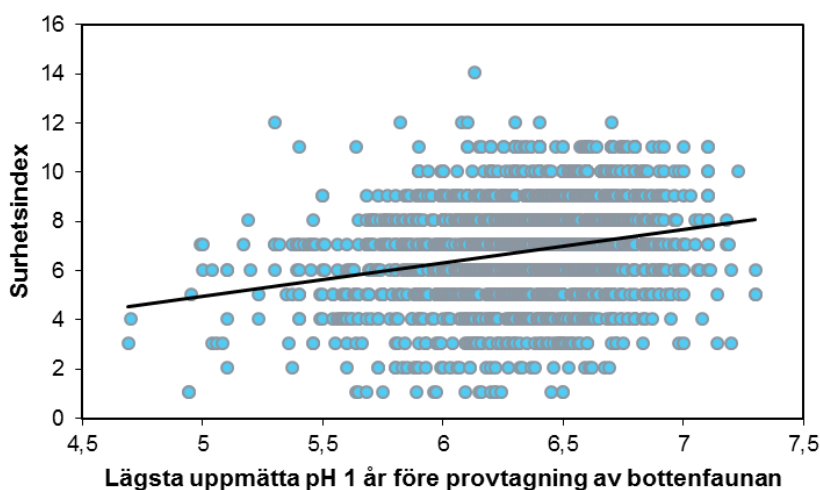
Tabell 5. En typisk artlista för kalkade vattendrag (21-25 år efter kalkstart) respektive sura och neutrala referenser. Antalet taxa i varje djurgrupp baseras på genomsnittligt antal taxa per djurgrupp medan ingående taxa baseras på förekomstfrekvensen.

|                                  | Kalkade 21-25 år | Neutrala referenser | Sura referenser |
|----------------------------------|------------------|---------------------|-----------------|
| <b>Dagsländor (antal taxa)</b>   | <b>5</b>         | <b>6</b>            | <b>2</b>        |
| Baetis rhodani                   | X                | X                   |                 |
| Nigrobaetis niger                | X                | X                   |                 |
| Heptagenia sulphurea             | X                | X                   |                 |
| Leptophlebia marginata           | X                | X                   | X               |
| Leptophlebia sp                  | X                |                     |                 |
| Alainites muticus                |                  | X                   |                 |
| Heptagenia dalecarlica           |                  | X                   |                 |
| Leptophlebia vespertina          |                  |                     | X               |
| <b>Nattasländor (antal taxa)</b> | <b>11</b>        | <b>11</b>           | <b>7</b>        |
| Limnephilidae                    | X                | X                   | X               |
| Rhyacophila nubila               | X                | X                   | X               |
| Hydropsyche siltalai             | X                | X                   |                 |
| Polycentropus flavomaculatus     | X                | X                   | X               |
| Sericostoma personatum           | X                | X                   |                 |
| Agapetus ochripes                | X                | X                   |                 |
| Hydropsyche pellucidula          | X                | X                   |                 |
| Lepidostoma hirtum               | X                | X                   |                 |
| Rhyacophila sp                   | X                | X                   |                 |
| Ithytrichia sp                   | X                |                     |                 |
| Silo pallipes                    | X                | X                   |                 |
| Athripsodes sp                   |                  | X                   |                 |
| Plectrocnemia sp                 |                  |                     | X               |
| Oxyethira sp                     |                  |                     | X               |
| Plectrocnemia conspersa          |                  |                     | X               |
| Polycentropodidae                |                  |                     | X               |
| <b>Bäcksländor (antal taxa)</b>  | <b>7</b>         | <b>6</b>            | <b>7</b>        |
| Amphinemura sulcicollis          | X                | X                   | X               |
| Leuctra hippopus                 | X                | X                   | X               |
| Isoperla sp                      | X                | X                   |                 |
| Protonemura meyeri               | X                | X                   | X               |
| Isoperla grammatica              | X                | X                   |                 |
| Brachyptera risi                 | X                |                     | X               |
| Amphinemura borealis             | X                | X                   |                 |
| Nemoura cinerea                  |                  |                     | X               |
| Leuctra nigra                    |                  |                     | X               |
| Nemoura sp                       |                  |                     | X               |
| <b>Skalbaggar (antal taxa)</b>   | <b>4</b>         | <b>3</b>            | <b>2</b>        |
| Elmidae                          | X                | X                   | X               |
| Elmis aenea                      | X                | X                   | X               |
| Hydraena gracilis                | X                |                     |                 |
| Limnius volckmari                | X                | X                   |                 |
| <b>Tvåvingar (antal taxa)</b>    | <b>6</b>         | <b>6</b>            | <b>6</b>        |
| Chironomidae                     | X                | X                   | X               |
| Simuliidae                       | X                | X                   | X               |
| Ceratopogonidae                  | X                | X                   | X               |
| Empididae                        | X                | X                   | X               |
| Dicranota sp                     | X                | X                   | X               |
| Eloeophila sp                    | X                | X                   | X               |
| <b>Övriga (antal taxa)</b>       | <b>4</b>         | <b>5</b>            | <b>2</b>        |
| Clitellata                       | X                | X                   | X               |
| Bivalvia                         | X                | X                   |                 |
| Pisidium sp                      | X                | X                   |                 |
| Asellus aquaticus                | X                | X                   | X               |
| Gastropoda                       |                  | X                   |                 |
| <b>Totalt</b>                    | <b>37</b>        | <b>37</b>           | <b>26</b>       |

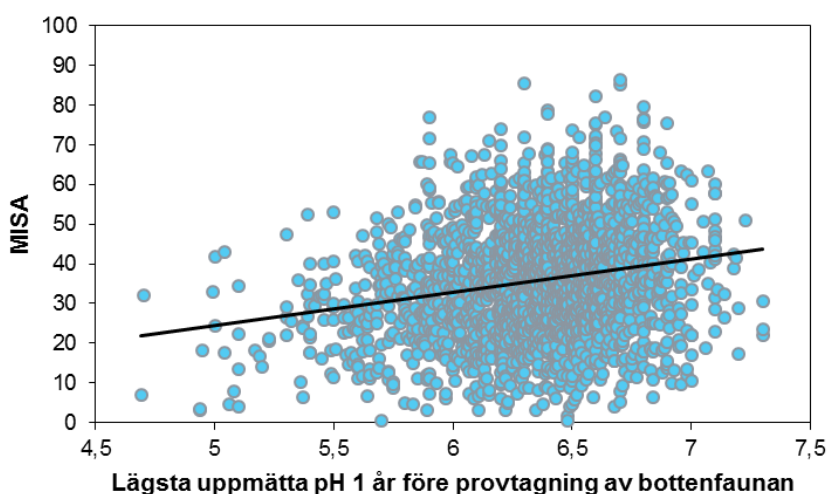
## Bottenfaunaindex i relation till lägsta pH i kalkade vattendrag

Analysen av bottenfaunaindex i relation till lägsta pH baserades på bottenfaunaprover insamlade 2010-2014. Av de kalkade vattendragen uppvisade 15 % av bottenfaunaproven pH-värden lägre än 6,0 under året innan bottenfaunaprovtagningen. Andelen pH-värden under 5,5 uppgick till 2,5 % och under 5,0 till 0,3 %. Detta innebär att underlaget till 85 % bestod av pH-värden på 6,0 och uppåt.

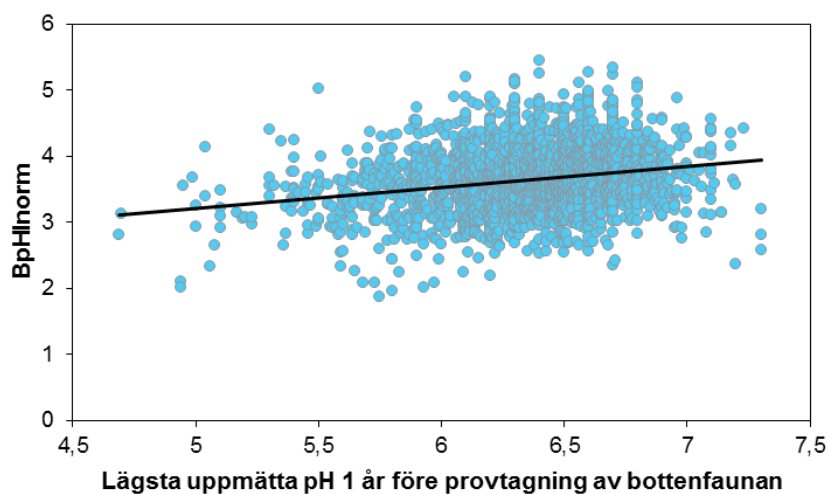
I jämförelse med de okalkade vattendragen uppvisade samtliga bottenfaunaindex betydligt sämre samband med lägsta uppmätta pH i kalkade vattendrag. Endast cirka 5 % av variationen i index kunde förklaras med lägsta pH (figur 49-51).



Figur 49. **Surhetsindex** i relation till lägsta uppmätta pH under ett år innan provtagningen av bottenfaunan. Avser kalkade vattendrag under 2010-2014.  $R^2=0,06$ ,  $n=2114$ .

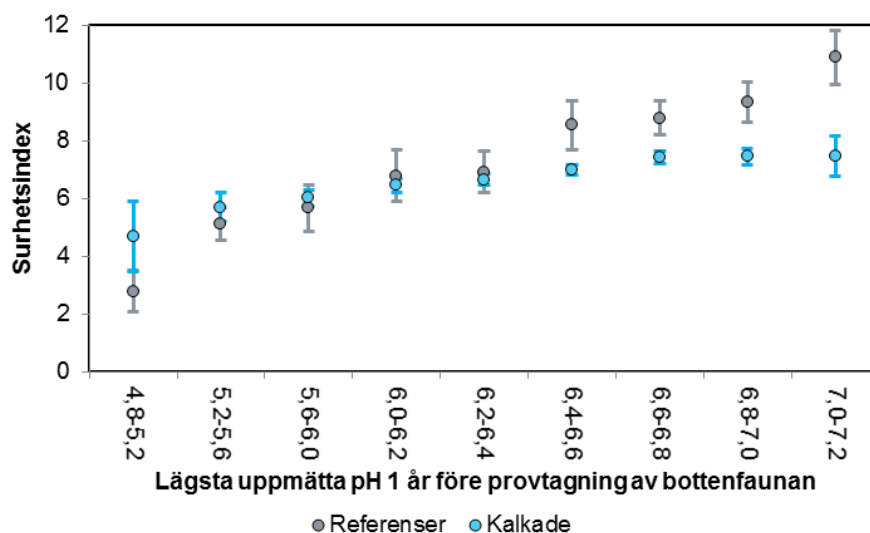


Figur 50. **MISA** i relation till lägsta uppmätta pH under ett år innan provtagningen av bottenfaunan. Avser kalkade vattendrag under 2010-2014.  $R^2=0,04$ ,  $n=2114$ .

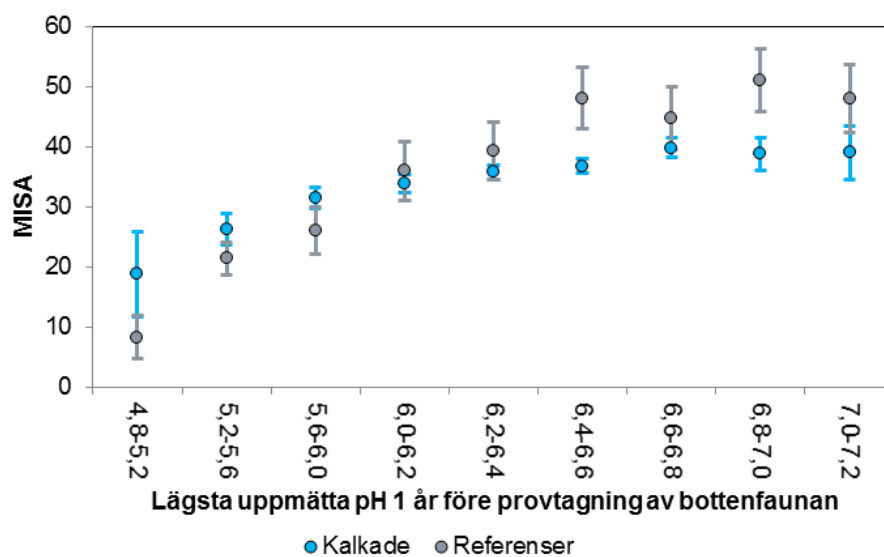


Figur 51. **BpHnorm** i relation till lägsta uppmätta pH under ett år innan provtagningen av bottenfaunan. Avser kalkade vattendrag under 2010-2014.  $R^2=0,05$ ,  $n=2114$ .

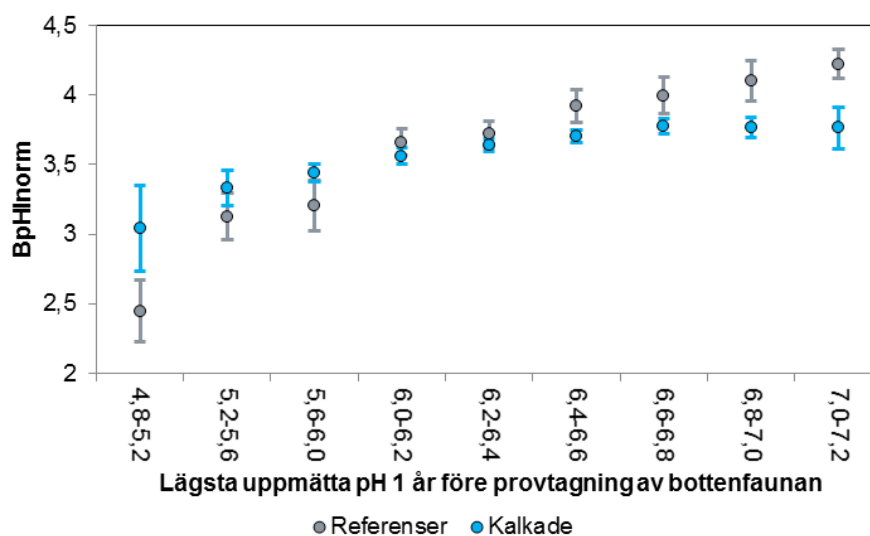
En gruppering av lägsta pH visade att det genomsnittliga värdet för indexen ökade med ökat pH, men förändringen i förhållande till pH var betydligt mindre i kalkade vattendrag än i okalkade (figur 52-54). I pH-intervallet 6,0-6,4 var indexvärdena likvärdiga för kalkade och okalkade vattendrag. Vid lägre pH var indexvärdena högre i kalkade vattendrag och vid högre pH var indexvärdena lägre. Särskilt inom det övre pH-intervallet var skillnaden stor, vilket berodde på att de kalkade vattendragen "planade ut" vid ett lägsta pH runt 6,4, medan indexvärdena i de okalkade fortsatte att stiga.



Figur 52. **Surhetsindex** i relation till lägsta uppmätta pH under ett år innan provtagningen av bottenfaunan. Avser kalkade vattendrag under 2010-2014. Figuren visar medelvärden och 95 % konfidensintervall.  $n=2106$  för kalkade vattendrag och 303 för referenser.



Figur 53. **MISA** i relation till lägsta uppmätta pH under ett år innan provtagningen av bottenfaunan. Avser kalkade vattendrag under 2010-2014. Figuren visar medelvärden och 95 % konfidensintervall. n=2106 för kalkade vattendrag och 303 för referenser.



Figur 54. **BpHlnorm** i relation till lägsta uppmätta pH under ett år innan provtagningen av bottenfaunan. Avser kalkade vattendrag under 2010-2014. Figuren visar medelvärden och 95 % konfidensintervall. n=2106 för kalkade vattendrag och 303 för referenser.

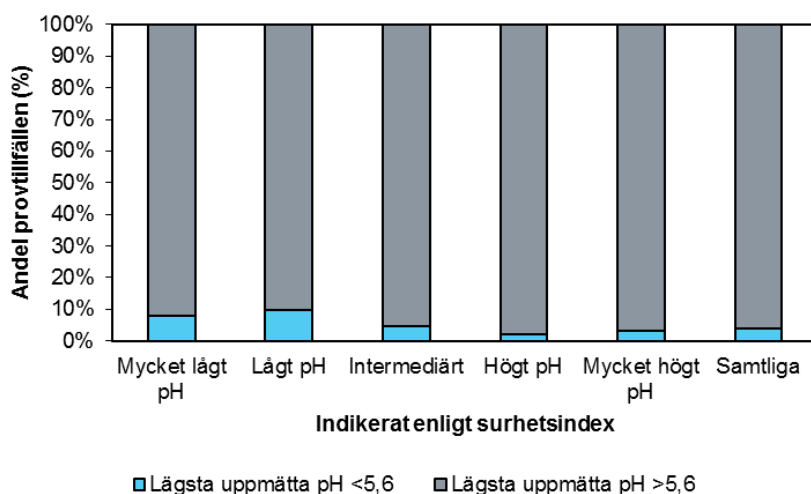
## Vad säger ett bottenfaunaprov i kalkade vattendrag om lägsta pH

Ett av syftena med att insamla bottenfauna i kalkade vattendrag är att bedöma om det vattenkemiska målet för pH kan ha underskridits. För att belysa hur bra de olika bottenfaunaindexen kan bedöma om pH varit under målnivåerna på 5,6 respektive 6,0 jämfördes indexutfallen med uppmätta pH-värden. I analysen medtogs endast lägsta uppmätta pH baserat på minst 4 vattenprover/år. I figurerna görs även en jämförelse med det förväntade om indexutfallet varit slumpmässigt i förhållande till lägsta uppmätta pH.

För denna analys har surhetsindex grupperats i fem klasser enligt bedömningsgrunder från 1999:

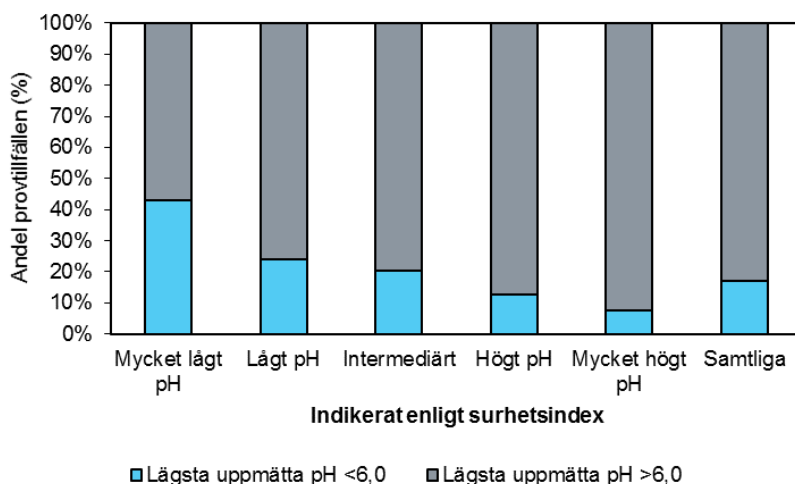
- Surhetsindex 1-2 = mycket lågt pH
- Surhetsindex 3-4 = lågt pH
- Surhetsindex 5-6 = intermediärt pH
- Surhetsindex 7-10 = högt pH
- Surhetsindex >10 = mycket högt pH.

I förhållande till pH-målet 5,6 var skillnaderna små mellan de olika klasserna, (figur 55). Där bottenfaunan indikerade mycket lågt pH (SI 1-2) hade pH lägre än 5,6 noterats i 8 % av vattendragen. Där bottenfaunan indikerade lågt pH (SI 3-4) hade pH lägre än 5,6 noterats i 10 % av vattendragen. I de två klasser där bottenfaunan indikerade höga respektive mycket höga pH-värden uppgick andelen med uppmätt pH lägre än 5,6 till 2 respektive 3 %. Om utfallet varit slumpmässigt skulle andelen <5,6 uppgått till 4 % för samtliga klasser. Trots att skillnaderna var förhållandevis små var utfallet signifikant skilt från ett slumpmässigt utfall (chi-2,  $p < 0,001$ ).



Figur 55. Andel provtillfällen i olika surhetsklasser enligt **surhetsindex** med lägsta uppmätt pH över respektive under 5,6 under 1 år innan provtagningen av bottenfauna. Avser kalkade vattendrag under 2010-2014.  $n=1733$ . Samtliga står för fördelningen i hela materialet och är det utfall som förväntas i samtliga klasser om indexutfallet varit slumpmässigt (saknade samband med lägsta pH).

Avseende pH-målet på 6,0 var skillnaden större mellan klasserna och likaledes statistiskt säkerställd ( $\chi^2$ ,  $p < 0,001$ ) (figur 56). Där bottenfaunan indikerade mycket sura förhållanden uppgick andelen med uppmätt pH lägre än 6,0 till 43 %. I klassen där bottenfaunan indikerade mycket höga pH-värden uppgick andelen med pH <6,0 till 8 %. Om utfallet varit slumpmässigt skulle andelen <6,0 uppgått till 17 % för samtliga klasser.



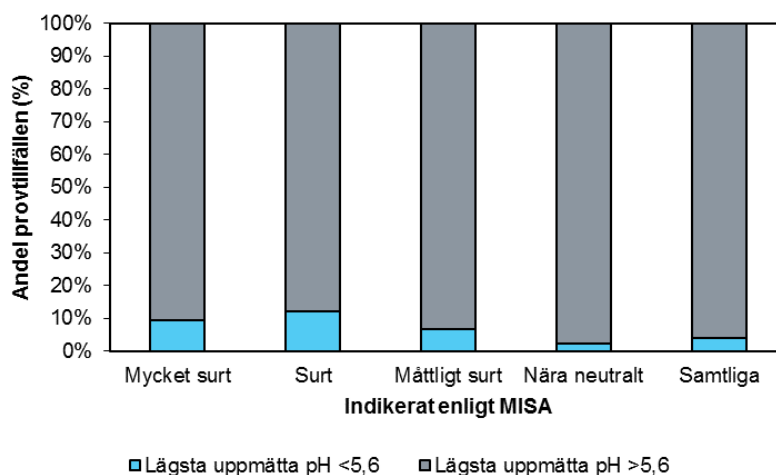
Figur 56. Andel provtillfällen i olika surhetsklasser enligt **surhetsindex** med lägsta uppmätt pH över respektive under 6,0 under 1 år innan provtagningen av bottenfauna. Avser kalkade vattendrag under 2010-2014. n=1733.

För att testa hur MISA fungerade användes klassgränserna från bedömningsgrunderna där MISA baserat på referensvärdet 47,5 indelas i fyra klasser från mycket surt till nära neutralt:

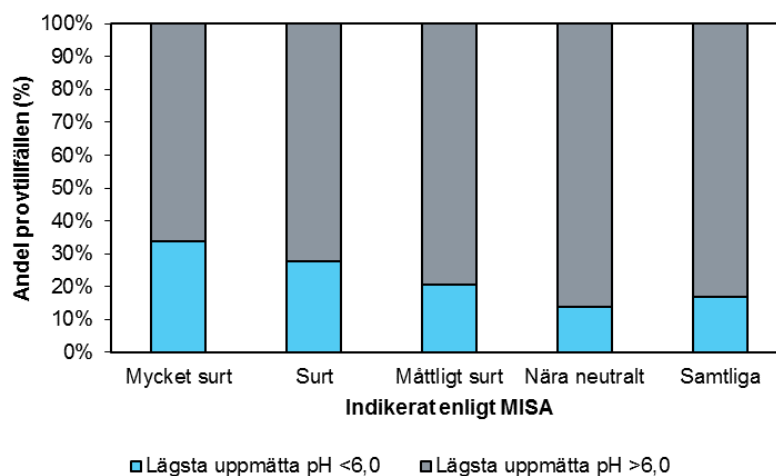
- MISA <11,9 = mycket surt
- MISA 11,9-19,0 = surt
- MISA 19,0-26,1 = måttligt surt
- MISA >26,1 = nära neutralt.

Utfallet för pH-målet 5,6 var likartat med surhetsindex (figur 57). Detta innebar att skillnaden mellan klasserna var liten och att det även i den klass där bottenfaunan indikerade mycket sura förhållanden var en liten andel med uppmätt lägsta pH <5,6. Trots att skillnaderna var små var utfallet signifikant skilt från ett slumpmässigt utfall ( $\chi^2$ ,  $p < 0,05$ ).

Avseende pH-målet på 6,0 var skillnaden större mellan klasserna och likaledes statistiskt säkerställd ( $\chi^2$ ,  $p < 0,001$ ) (figur 58). I klassen där bottenfaunan indikerade mycket sura förhållanden uppgick andelen med uppmätt pH <6,0 till 34 % och i klassen som indikerade nära neutralt var andelen 14 %.



Figur 57. Andel provtillfällen i olika surhetsklasser enligt **MISA** med lägsta uppmätt pH över respektive under 5,6 under 1 år innan provtagningen av bottenfauna. Avser kalkade vattendrag under 2010-2014. n=1733.



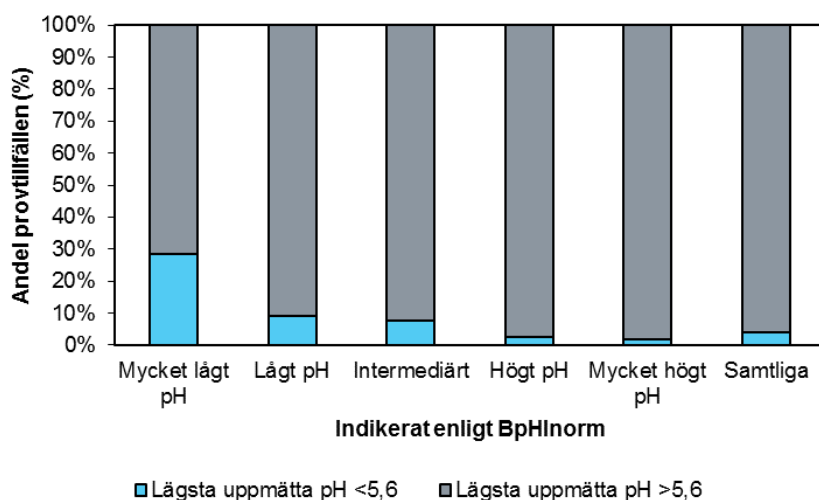
Figur 58. Andel provtillfällen i olika surhetsklasser enligt **MISA** med lägsta uppmätt pH över respektive under 6,0 under 1 år innan provtagningen av bottenfauna. Avser kalkade vattendrag under 2010-2014. n=1733.

För BpHInorm finns ingen gruppering tillgänglig. I Lingdell & Engblom (2009) anges att ett indexvärde på 3,5 inte bör underskridas för att kalkningen ska anses som godkänt. Samtidigt anges att ett värde på 2,5 kan vara godtagbart i små vattendrag. Detta innebär att det inte är lämpligt att använda indexet utan hänsyn till vattendragets storlek. För att ändå kunna göra en jämförelse med övriga index antogs en klassindelning baserad på förhållandet mellan lägsta pH och BpHInorm i okalkade vattendrag och med ungefär samma klassgränser som surhetsindex enligt:

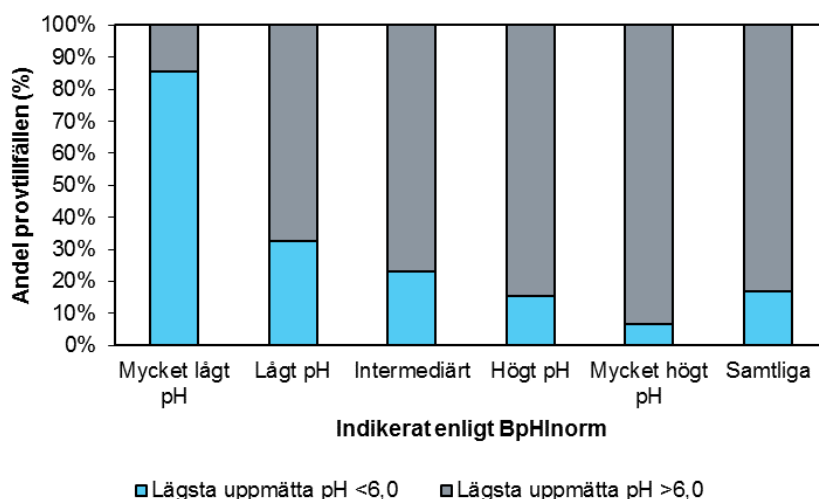
- BpHInorm <2,4 = mycket lågt pH
- BpHInorm 2,4-2,8 = lågt pH
- BpHInorm 2,8-3,3 = intermediärt pH
- BpHInorm 3,3-4,2 = högt pH
- BpHInorm >4,2 = mycket högt pH.

I vattendragen där BpHinorm indikerade mycket lågt pH hade uppmätt pH lägre än 5,6 noterats i 29 % (figur 59). Andelen med pH lägre än 5,6 sjönk därefter för varje klass ned till 2 % i klassen mycket högt pH. Skillnaden i lägsta pH mellan indexklasserna var statistiskt säkerställd (chi-2,  $p < 0,001$ ).

I förhållande till pH-mål 6,0 noterades pH lägre än 6,0 i 86 % av vattendragen som klassades som mycket lågt pH enligt BpHinorm (figur 60). I gruppen mycket högt pH var motsvarande notering 7 %. Skillnaden i lägsta pH mellan indexklasserna var statistiskt säkerställd (chi-2,  $p < 0,001$ ).



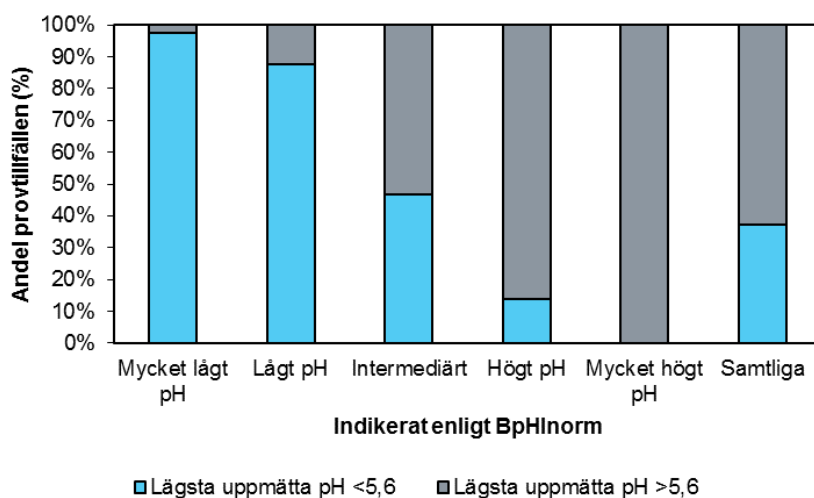
Figur 59. Andel provtillfällen i olika surhetsklasser enligt **BpHinorm** med lägsta uppmätt pH över respektive under 5,6 under 1 år innan provtagningen av bottenfauna. Avser kalkade vattendrag under 2010-2014.  $n=1733$ .



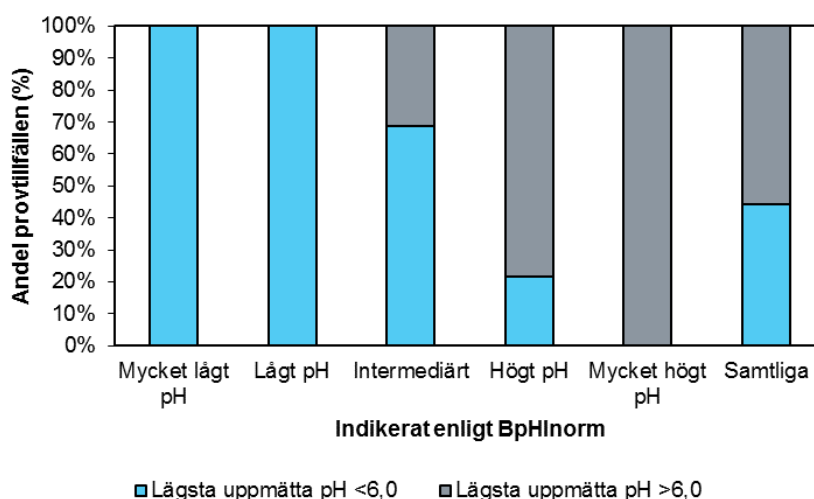
Figur 60. Andel provtillfällen i olika surhetsklasser enligt **BpHinorm** med lägsta uppmätt pH över respektive under 6,0 under 1 år innan provtagningen av bottenfauna. Avser kalkade vattendrag under 2010-2014.  $n=1733$ .

Som jämförelse till indexutfallet i de kalkade vattendragen redovisas utfallet för BpHInorm för de okalkade referenserna. I vattendrag där BpHInorm indikerade mycket lågt pH hade uppmätt pH lägre än 5,6 noterats i 98 % och där BpHInorm indikerade lågt pH i 88 % (figur 61). Inte i något vattendrag där bottenfaunan indikerade mycket högt pH hade pH under 5,6 noterats.

Samtliga okalkade referensvattendrag där BpHInorm indikerade mycket lågt eller lågt pH hade också uppmätt pH lägre än 6,0 (figur 62). Där BpHInorm indikerade mycket högt pH återfanns inga vattendrag med uppmätt pH lägre än 6,0.



Figur 61. Andel provtillfällen i olika surhetsklasser enligt **BpHInorm** med lägsta uppmätt pH över respektive under 5,6 under 1 år innan provtagningen av bottenfauna. Avser **okalkade** vattendrag under 2010-2014. n=387.



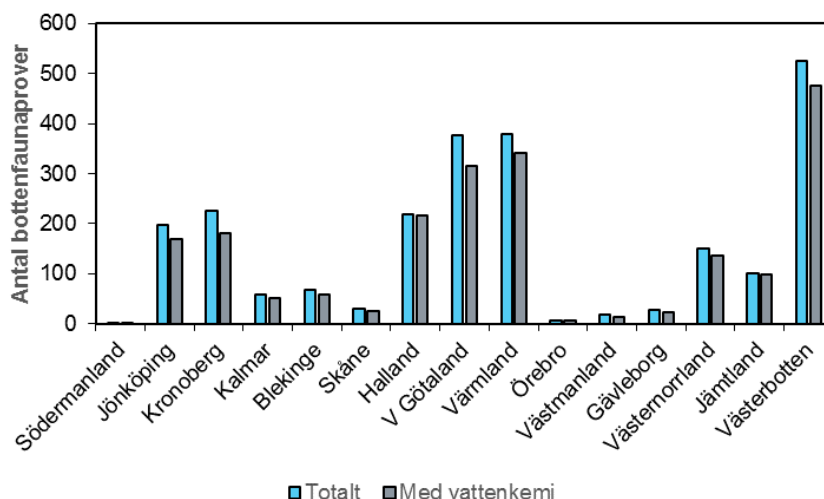
Figur 62. Andel provtillfällen i olika surhetsklasser enligt **BpHInorm** med lägsta uppmätt pH över respektive under 6,0 under 1 år innan provtagningen av bottenfauna. Avser **okalkade** vattendrag under 2010-2014. n=387.

## Jämförelse mellan länen

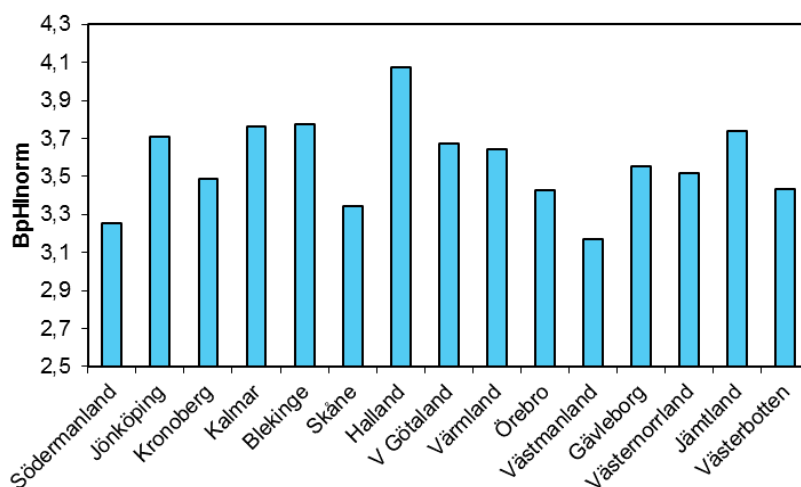
Jämförelsen mellan länen baserades på data från 2009-2014. Totalt ingick 2386 provtagningstillfällen i underlaget. Den länsvisa fördelningen framgår av figur 63. Av de län som bedriver kalkning saknades data från Dalarna och Östergötland.

Den skillnad i indexutfall mellan norra och södra Sverige som uppträdde i okalkade vattendrag återfanns också i de kalkade. Även i kalkade vattendrag var skillnaden störst för surhetsindex som i genomsnitt genererade 24 % lägre indexvärden i områdets nordligaste del jämfört med den sydligaste. Minst skillnad uppvisade BpHInorm med 7 % lägre värden i norr. För att erhålla en rättvis jämförelse baserades därför samtliga analyser som avser skillnader mellan länen på BpHInorm.

Västmanland, Södermanland och Skåne uppvisade lägsta medelvärdet för BpHInorm, medan Halland hade det särklassigt högsta (figur 64).



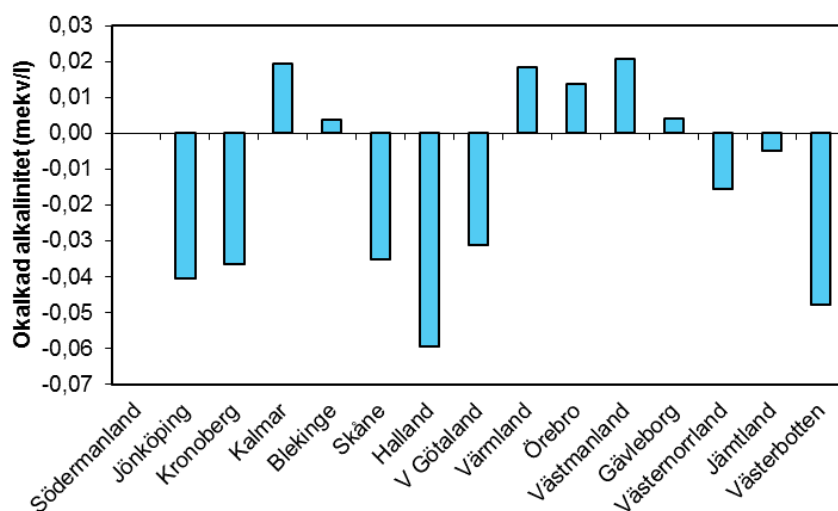
Figur 63. Totalt antal bottenfaunaprovtagningar 2009-2014 samt antal med tillgänglig vattenkemi som ingick i den länsvisa analysen av kalkade vattendrag.



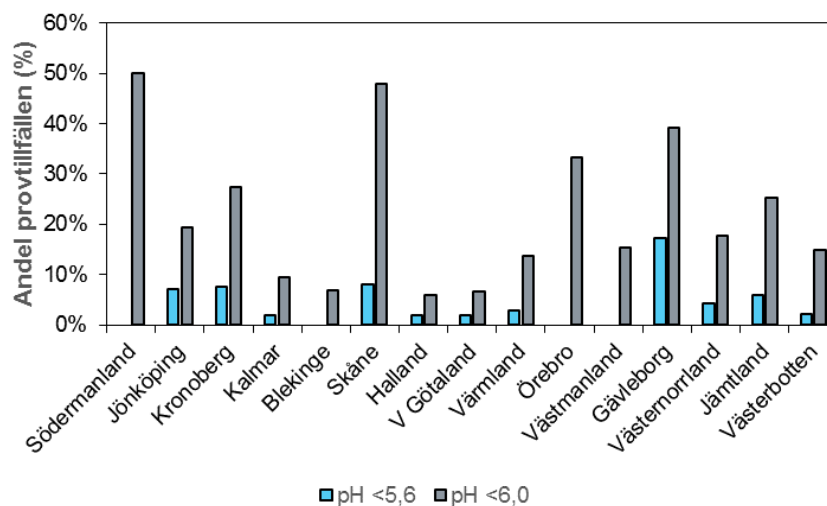
Figur 64. Medelvärde för **BpHInorm** för prover insamlade 2009-2014 i kalkade vattendrag i de olika länen.

Den höga noteringen för Halland var än mer anmärkningsvärd mot bakgrund av att de undersökta lokalerna i Halland var de med i genomsnitt lägst okalkad alkalinitet (figur 65).

Andel provtagningstillfällen med pH lägre än 5,6 året innan bottenfaunaprovtagningen var högst i Gävleborgs län, medan Skåne och Södermanland (bara två prover) uppvisade högst andel med pH lägre än 6,0 (figur 66).



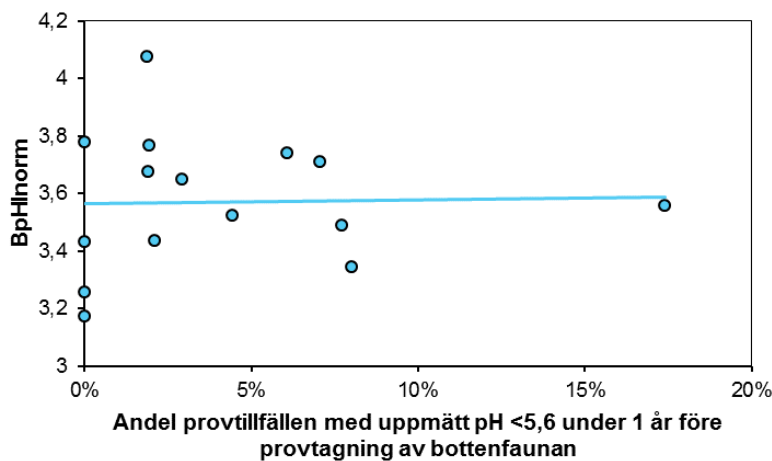
Figur 65. Medelvärde av beräknad lägsta okalkad alkalinitet för kalkade vattendrag där bottenfaunaprover insamlades 2009-2014. Underlag för att beräkna okalkad alkalinitet saknades från Södermanlands län.



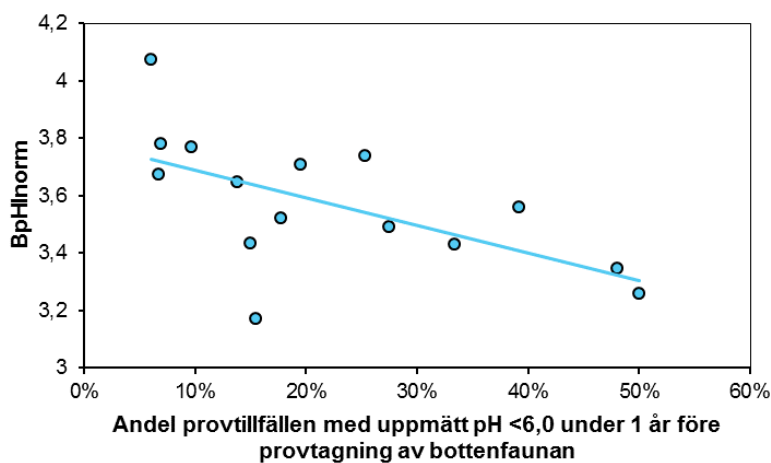
Figur 66. Andel bottenfaunaproven 2009-2014 i kalkade vattendrag med lägsta pH lägre än 5,6 respektive lägre än 6,0 under 12 månader före provtagningen av bottenfaunan i de olika länen.

På länsnivå förelåg ett samband mellan andelen provtillfällen med lägsta pH lägre än 6,0 och medelvärdet för BpHInorm (figur 68). Däremot fanns inget sådant samband för andelen provtillfällen med pH lägre än 5,6 (figur 67). Jämfört med övriga län var BpHInorm för Halland mycket högt i förhållande till andelen lokaler med pH <6,0. Västmanland uppvisade det motsatta förhållandet med ett lågt indexvärde i relation till det vattenkemiska utfallet.

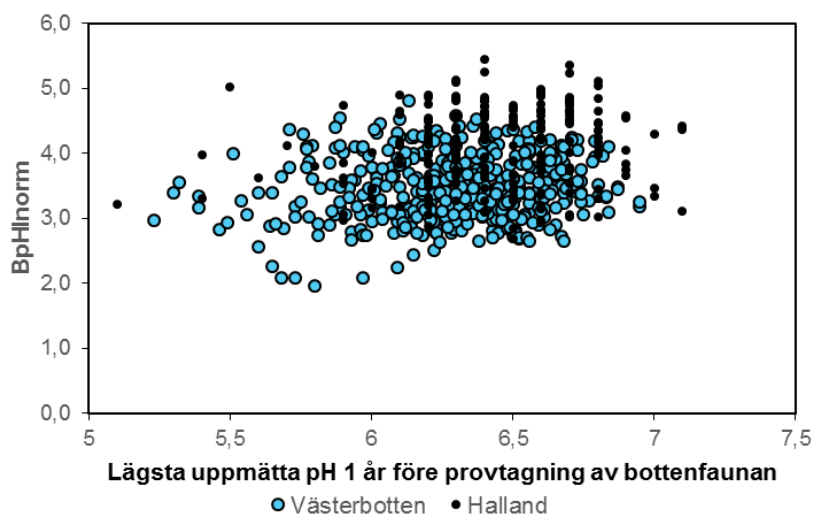
En jämförelse mellan Halland och Västerbotten visade att det främst var en avvikelse i BpHInorm vid höga pH-värden som var orsaken till det höga medelvärdet för BpHInorm i Halland (figur 69). I Västerbottens län återfanns i princip inga prover med BpHInorm över 4,4 oavsett lägsta pH. I Halland förekom indexvärden upp mot 5,0 i vattendrag där lägsta pH var över 6,2. Även för BpHInorm fanns således en skillnad i relation till lägsta pH mellan de mest sydliga områdena inom den nemorala regionen (Halland) och den nordliga delen av boreala zonen (Västerbotten).



Figur 67. Länsvisa medelvärden för **BpHInorm** i förhållande till andel provtillfällen med lägsta pH <5,6 under ett år före provtagningen av bottenfaunan. Data avser kalkade vattendrag 2009-2014.  $R^2=0$ ,  $n=15$ .



Figur 68. Länsvisa medelvärden för **BpHInorm** i förhållande till andel provtillfällen med lägsta pH <6,0 under ett år före provtagningen av bottenfaunan. Data avser kalkade vattendrag 2009-2014.  $R^2=0,37$ ,  $n=15$ .



Figur 69. **BpHnorm** i relation till lägsta uppmätta pH under ett år innan provtagningen av bottenfaunan. Avser kalkade vattendrag i Västerbotten respektive Halland.

## Rödlistade arter

Utöver flodpärlmussla och flodkräfta återfanns 14 rödlistade arter i kalkade vattendrag (tabell 6). Det fanns ingen indikation på att antalet rödlistade arter ökade med tiden efter kalkning och inte heller att någon enskild art ökade i förekomstfrekvens.

Tabell 6. Fynd av rödlistade arter i kalkade vattendrag. Totalt antal provtillfällen: 6936.

| Art                        | Artgrupp    | Hotkategori   | Antal<br>fyndtillfällen |
|----------------------------|-------------|---------------|-------------------------|
| Baetis liebenaueae         | Dagsländor  | Nära hotad    | 9                       |
| Beraea maura               | Nattsländor | Sårbar        | 4                       |
| Brachyptera braueri        | Bäcksländor | Sårbar        | 15                      |
| Ceraclea excisa            | Nattsländor | Nära hotad    | 25                      |
| Crunoecia irrorata         | Nattsländor | Sårbar        | 3                       |
| Ecclisopteryx dalecarlica  | Nattsländor | Nära hotad    | 11                      |
| Gerris gibbifer            | Halvvingar  | Nära hotad    | 2                       |
| Odontocerum albicorne      | Nattsländor | Nära hotad    | 14                      |
| Paracymus aeneus           | Skalbaggar  | Nära hotad    | 2                       |
| Potamophylax rotundipennis | Nattsländor | Kunskapsbrist | 5                       |
| Rhithrogena germanica      | Dagsländor  | Nära hotad    | 108                     |
| Semblis phalaenoides       | Nattsländor | Nära hotad    | 1                       |
| Sigara hellensii           | Halvvingar  | Sårbar        | 1                       |
| Wormaldia occipitalis      | Nattsländor | Sårbar        | 4                       |

# Diskussion

Många arter av bottenfauna är känsliga för låga pH-värden och det är därför förväntat att artantalet ökar när sura vatten kalkas. I denna utvärdering som omfattade merparten av de bottenfaunaprover som insamlats inom kalkningsverksamheten i Sverige uppgick ökningen i artantal i genomsnitt till 7,9 taxa/provtillfälle efter kalkning i 25 år. Helt naturligt skedde den största ökningen i sådana vattendrag som var surast innan kalkningen påbörjades. I vattendrag med okalkat pH lägre än 4,7 ökade artantalet med närmare 15 taxa/provtillfälle. I de minst sura vattendragen med okalkat pH över 5,4 var motsvarande ökning knappt 2 taxa. Skillnaden mellan dessa grupper indikerar att det är många arter som har en nedre toleransgräns lägre än pH 5,4 och att ett fåtal arter är så känsliga att de tillkommer vid kalkning av vatten med pH över 5,4.

Antalet taxa ökade efter kalkning i samtliga dominerande artgrupper, utom inom tvåvingarna. Den största ökningen skedde bland nattsländor och dagsländor. Efter kalkning i 25 år var totala antalet taxa i paritet med neutrala referenser. Detta gällde även med smärre avvikelser för antalet taxa i de dominerande artgrupperna. I genomsnitt hade således bottenfaunan i de kalkade vattendragen uppnått samma artrikedom som i okalkade vattendrag där pH-värdet inte sjunkit under 6,0. Detta kan uppfattas som anmärkningsvärt mot bakgrund av att ungefär 15 % av de kalkade lokalerna hade pH lägre än 6,0 året innan bottenfaunaprovtagningen.

Utvecklingen efter kalkning var snarlik den som beskrevs av Bergqvist m.fl. (1992). Den utvärderingen baserades på 239 lokaler i kalkade vattendrag spridda över hela Sverige, men med tyngdpunkt i den sydvästra delen. Antalet arter av dagsländor ökade från 2,4 till 5,1 efter kalkning i 10-12 år och antalet nattsländor från 4,3 till 11,6. I denna utvärdering uppgick ökningen för dagsländor från 3,6 till 5,4 och för nattsländor från 8,0 till 10,8 efter kalkning i 25 år. Trots att perioden efter kalkning nu var dubbelt så lång var således inte antalet taxa högre. Att antalet taxa var lägre innan kalkning i utvärderingen från 1992 antyder att underlaget 1992 i genomsnitt innefattade vattendrag som var betydligt surare innan kalkning. Även från den nationella uppföljningen inom IKEU redovisades ett likartat resultat som i denna utvärdering genom att såväl totalt artantal som antal nattsländor och dagsländor var likvärdigt i jämförelse mellan kalkade vattendrag och neutrala referenser (Andrén 2009).

Vad gäller tvåvingar (*Diptera*) och i viss mån skalbaggar (*Coleoptera*) är det relevant att poängtera att underlaget är bristfälligt för att bedöma utvecklingen på artnivå efter kalkning. Detta beror på att den taxonomiska nivån till vilken dessa ordningar bestäms vanligen är starkt begränsad. För exempelvis fjädermyggor sker bestämningen oftast till familjenivå (*Chironomidae*). Det finns ungefär 650 arter i Sverige och naturligtvis kan både artsammansättning och artantal påverkats av kalkning utan att detta framgår i utvärderingen.

Bland de mindre frekvent förekommande artgrupperna finns musslor, snäckor, iglar och gråsuggor. Dessa har inte flygande stadier och därmed sämre förutsättningar att kolonisera efter kalkning. Förekomsten av musslor och iglar ökade efter kalkning och nådde efter 21-25 år samma nivåer som i neutrala referenser. Gråsuggorna uppvisade en svagare respons, men var likväl i paritet

med neutrala referenser efter kalkning i 21-25 år. Gråsuggorna representeras i dataunderlaget bara av en art, *Asellus aquaticus*, och kan teoretiskt bara öka till 1 art/provtillfälle. *A. aquaticus* ökade i förekomstfrekvens från 41 till 50 %. Snäckorna visade ingen tydlig respons på kalkning, för dessa var också nivån efter 21-25 år betydligt lägre än i de neutrala referenserna. Alla arter av snäckor är känsliga för surt vatten, vilket också framgår vid jämförelsen mellan sura och neutrala referenser. Att snäckorna inte ökat trots att kalkningen pågått i 25 år visar på en utomordentligt svag kolonisationsförmåga. Samma slutsats drog även Bergqvist m.fl. (1992) för vattendrag kalkade i 10-12 år.

Jämförelsen på artnivå mellan kalkade vattendrag och neutrala referenser visade att de mest frekvent förekommande arterna i stor utsträckning var gemensamma när kalkning pågått i 21-25 år. Det fanns emellertid vissa avvikelser. Av 199 studerade taxa avvek närmare 20 % med mer än 10 % i förekomstfrekvens mellan grupperna. Skillnaden är inte på något vis förvånande. Bara en del av referenserna som ingår i utvärderingen har ursprungligen tillkommit som jämförelseobjekt till kalkade vattendrag, övriga övervakas av helt andra orsaker. Av helt naturliga orsaker återfinns dessutom sällan neutrala referenser i närheten av kalkade vattendrag. Därmed är de ekologiska förutsättningarna inte identiska mellan kalkade vattendrag och neutrala referenser. Det som emellertid är anmärkningsvärt var att flera surhets känsliga taxa uppvisade högre förekomstfrekvens i neutrala referenser, medan huvudsakligen surhetståligen taxa var vanligare i kalkade vattendrag.

Jämförelsen med situationen innan kalkning visade att dagsländorna *Nigrobaetis niger* och *Baetis rhodani* var de som gynnades mest av kalkning. Att dessa är särskilt gynnade är inte överraskande. De finns spridda över hela landet och återfinns på många olika habitat i allt från små rännilar till stora älvar. Särskilt *B. rhodani* har tidigare uppmärksamats som viktig kolonisationsör efter kalkning i Sverige (Bergqvist m.fl 1992, Ahlström m.fl. 1997), Norge (Fjellheim & Raddum 1992 & 2001, Walseng & Bongard 2001) och i Wales (Bradley & Ormerod, 2002, Lewis 2006). Eftersom både *N. niger* och *B. rhodani* kan förekomma i små kalla källflöden är det sannolikt att mycket av kolonisationen till målområdena skett från andra delar av vattensystemet, exempelvis från källområden med grundvattenutströmning. Mer oväntat var den betydande ökningen av skalbaggar *Oulimnius sp* och *Hydraena gracilis*. I förhållande till *N. niger* och *B. rhodani* var kolonisationen avsevärt långsammare. Eftersom de är tåligare för surt vatten än *N. niger* och *B. rhodani* torde den långsamma kolonisationen inte vara en effekt av otillräcklig kalkning som förbättrats över tid. Mer sannolikt berodde den långsamma kolonisationen på en betydligt sämre spridningsförmåga. Detta stöder antagandet att dessa arter, som visserligen har vingar, endast i begränsad omfattning sprids via luften (Elliot 2008, P-E Lingdell pers. kom.).

Av de 30 taxa som ökade i förekomstfrekvens med mer än 10 % återfanns 9 taxa av nattsländor, 7 dagsländor, 5 skalbaggar och 4 bäcksländor. Merparten av de taxa (22 av 30) som gynnades mest av kalkning är förhållandevis tåliga mot låga pH-värden. Detta visar att många arter som tål låga pH-värden, likväl gynnas om pH-värdet höjs. Att det är fler tåliga än känsliga arter som tillkommer är därmed främst en effekt av att antalet tåliga taxa är betydligt fler än antalet känsliga. Orsaken till att tåliga arter gynnas av kalkning kan,

förutom en minskad fysiologisk stress, sammanhånga med en ökad och mera varierad födotillgång. Höjningen av pH påverkar exempelvis artsammansättningen av påväxtalger och nedbrytningen av löv och annat organiskt material.

Bäcksländorna *Diura nanseni* och *Taeniopteryx nebulosa*, dagsländan *Leptophlebia vespertina* samt sävsländan *Sialis fuliginosa* minskade i förekomstfrekvens med mer än 10 % efter kalkning. Det var således betydligt färre arter som missgynnades av kalkning än som gynnades. Detta är också logiskt eftersom de arter som är tåliga mot låga pH-värden även förekommer vid höga värden. I figur 13 där de tåligaste arterna redovisas framgår att dessa förekom frekvent upp till ett lägsta pH runt 6,7-6,8. Flertalet återfanns i hela pH-intervallet upp till ett lägsta pH över 7,0 och avvek i detta hänseende inte från de surhets känsliga arterna. Bland de arter som förekom sparsamt över pH 6,7-6,8 ingick *Taeniopteryx nebulosa* och *Sialis fuliginosa*. Detta antyder att kalkning till mycket höga pH-värden (lägsta pH >6,7-6,8) missgynnar dessa arter. Huruvida detta är en effekt av fysiologisk påverkan eller av förändrad konkurrens, födotillgång eller predation återstår att utreda. En i sammanhanget viktig faktor är den betydande ökningen av fisk i kalkade vattendrag (Degerman m.fl. 2015). Detta kan leda till ett selektivt betningstryck som missgynnar vissa arter av bottendjur.

I rinnande vatten utgör nedfallet av löv en väsentlig näringskälla. Bottenfaunan har en viktig roll i nedbrytningen och utgör därmed en länk i näringstransporten till fisk och fåglar. De arter av bottenfauna som ansvarar för nedbrytningen kallas sönderdelare (shredders). Dessa återfinns framför allt bland bäcksländor och nattsländor, men även exempelvis gråsuggan *Asellus aquaticus* lever av nedfallna löv. Många sönderdelare är tåliga för surt vatten. Det har påvisats i studier från norra Sverige att bottenfaunans nedbrytning av löv kan minska som en effekt av kalkning (Mckie m.fl. 2006). Framför allt framhölls ett minskat individantal av nattsländan *Potamophylax cingulatus* och bäcksländan *Nemoura cinerea* som orsak. Någon sådan effekt kunde inte påvisas i denna utvärdering där bägge arterna ökade i förekomstfrekvens med ungefär 10 % jämfört med situationen före kalkning. Samma ökning noterades även för *A. aquaticus*.

I förhållande till de bottenfaunaindex som användes i utvärderingen hade inte bottenfaunan i kalkade vattendrag nått samma nivåer som i neutrala referenser. Samtliga index indikerade att de kalkade vattendragen i genomsnitt nått en nivå mellan intermediära och neutrala referenser. Förklaringen till skillnaden var, som tidigare nämnts, att ett antal surhets känsliga arter förekom i högre frekvens i neutrala referenser än i kalkade vattendrag. Resultatet kan framstå som logiskt med tanke på att det förekom en del kalkade vattendrag där pH tidvis var lägre än 6,0, och att de neutrala referenserna i genomsnitt var välbuffrade med ett medelvärde av lägsta pH på 6,7. Förhållandet mellan index och pH i kalkade respektive okalkade vattendrag visade emellertid att denna slutsats är förhastad. Någon nämnvärd skillnad i index mellan kalkade vattendrag med lägsta pH 5,6-6,0 eller lägsta pH 6,0-6,2 existerade inte. Däremot uppvisade kalkade vattendrag med lägsta pH >6,4 avsevärt lägre indexvärden än okalkade vatten vid motsvarande pH. Skillnaderna i

indexvärden mellan kalkade vatten och neutrala referenser berodde således inte i någon högre grad på förekomst av låga pH-värden i kalkade vatten.

Snäckan *Radix balthica* och märkräfter (*Gammarus*) var två surhets känsliga taxa som återfanns i högre förekomstfrekvens i neutrala referenser. Dessa djur, utan flygande stadier, har svårt att kolonisera efter kalkning och uppvisade inte heller någon ökning jämfört med situationen innan kalkning. En delförklaring till skillnaden i index mellan kalkade vattendrag och neutrala referenser torde således vara långsam/förhindrad kolonisation. I vilken grad detta även gäller för arter med flygande vuxenstadier är svårare att bedöma. Det som talar emot är att ingen nämnvärd kolonisation av känsliga arter skett efter kalkning i ungefär 13-14 år. Detta antyder att kalkade vattendrag i genomsnitt inte ens på mycket lång sikt kommer att erhålla samma artsammansättning eller lika höga indexvärden som neutrala referenser.

Responsen på kalkning var betydande fram till 10-13 år efter kalkstart för att därefter avstanna. År 13 efter kalkstart motsvarade i medeltal år 2002. Detta var samma år som den reviderade kalkningshandboken utgavs, vilket också brukar räknas som startskottet för en mera nationellt styrd kvalitetsprocess (Naturvårdsverket 2011). Denna process innefattade bland annat att målområden avslutades om det bedömdes orimligt att uppnå pH-målet samt att riktade bidragsmedel utbetalades för att förbättra kalkspridningsplaner och ersätta/uppgradera tekniskt undermåliga kalkdoserare. Eftersom också kraven på den vattenkemiska uppföljningen höjdes är det svårt att avgöra i vilken grad åtgärderna förbättrade det vattenkemiska utfallet. En rimlig bedömning är emellertid att antalet målområden med låga pH-värden minskade betydligt. Denna vattenkemiska förbättring innebar således inte någon nämnvärd förbättring av bottenfaunans status. Detta utgör ytterligare en indikation på att bottenfaunan i kalkade vattendrag inte i någon högre grad påverkas om pH-värdet tidvis sjunker under målnivåerna.

Utvecklingen över tid avvek något från den utvärdering av bottenfaunan i Västra Götalands län som presenterades 2014 (Eriksson m.fl. 2014). I denna konstaterades en ökning av såväl surhetsindex som MISA fram till ungefär 20 år efter kalkstart. Detta skulle kunna bero på att vattendragen i V Götaland har förhållandevis låga pH<sub>okalk</sub>, vilket även i denna utvärdering gav en mer tidsmässigt utdragen respons på kalkningen. Däremot var utveckling likvärdig med den som konstaterades i Västerbottens län där responsen i genomsnitt stagnerade 12 år efter kalkstart (Ahlström 2017).

Drygt 20 % av de okalkade vattendragen uppvisade en positiv utveckling över tid, medan 4 % hade minskande värden för indexet BpH<sub>Inorm</sub>. Tyvärr var underlaget alltför heterogent innan 1997 (få stationer, oregelbunden provtagning), men utvecklingen från 1997 till 2014 visade ingen generell återhämtning. Utvecklingen över tid överensstämmer med tidigare utvärderingar där exempelvis Andrén (2009) konstaterade en signifikant återhämtning avseende MISA och surhetsindex i 2 av 19 okalkade referenser inom IKEU-programmet. I en utvärdering av längre tidsserier (25 år) konstaterade Velle m.fl. (2013) att artdiversiteten ökat i 4 av 6 vattendrag, men i den utvärderingen ingick inga index avseende pH. I Hallands län konstaterades en viss återhämtning i ett av tre okalkade vattendrag

(Holmström m.fl. 2016) och i Västerbotten redovisades ingen generell återhämtning (Ahlström 2017).

Att bottenfaunan i referenserna inte visade en generell återhämtning är inte förvånande. En förklaring är att referenserna finns spridda över hela landet, även inom de delar där försurningen varit liten. En viktigare förklaring torde vara att de representerade ett intervall av lägsta pH från 4,05 till 7,50. Ökningen av pH är inte linjär i förhållande till den ökning som sker av buffringsförmågan till följd av minskad försurning. Den största ökningen visavi buffringsförmågan sker vid en alkalinitet runt 0,00 mekv/l och pH runt 5,4. Därefter avtar ökningen både nedåt och uppåt i pH-skalan. Många av de sura och neutrala referenserna återfinns på en nivå i pH-skalan där det krävs en mycket stor ökning av buffringsförmågan för att ge en nämnvärd ökning av pH. Utifrån detta resonemang var det inte förvånande att den största andelen (3 av 8) med positiv utveckling återfanns bland de intermediära referenserna. Dessa har ett lägsta pH mellan 5,5 och 6,0, dvs inom ett intervall där pH ökar förhållandevis mycket vid en ökning av buffringsförmågan. Jämfört med utvecklingen i kalkade vattendrag var den naturliga återhämtningen liten, den utveckling som ses i kalkade vatten ska därmed till stor del tillskrivas effekter av kalkningen.

Kalkning med doserare var den metod som gav upphov till flest surstötter med pH lägre än 5,6 och 6,0, medan kalkning på våtmarker var den mest effektiva metoden för att motverka surstötter. Mot denna bakgrund är det inte logiskt att bottenfaunan i våtmarkskalkade vattendrag i genomsnitt indikerade lägre pH. En sannolik förklaring är att den kalk som finns sedimenterad nedströms kalkdoserarna bidrar till ett högre pH i och på bottenarna där bottenfaunan vistas. Bottendjuren påverkas därmed inte i samma omfattning av eventuella surstötter i den fria vattenmassan som i vattendrag som kalkas via sjöar eller våtmarker.



Sedimenterad kalk nedströms kalkdoserare skapar refugier med högre pH som är gynnsamma för bottenfaunan. Foto: Johan Ahlström.

I de kalkade vattendragen var sambanden mellan lägsta uppmätta pH och de olika bottenfaunaindexen svaga. I genomsnitt förklarade lägsta pH bara runt 5 % av variationen i indexvärden. Detta antyder att ett lägsta pH mellan 5,5 och 6,5, som dominerade i de kalkade vattendragen, endast i liten omfattning avspeglas i bottenfaunans sammansättning. En liknande slutsats drog Eriksson m.fl. (2014) baserat på att bottenfaunan i Västra Götalands län utvecklades likartat för lokaler med pH stabilt över 5,6 jämfört med hela datamaterialet. Samma intryck gav utfallet för de olika pH-målen. Vattendrag med pH-mål 5,6 respektive 6,0 uppvisade en likvärdig utveckling oavsett vilket bottenfaunaindex som nyttjades. Avseende effekten av olika pH-mål är det emellertid viktigt att påpeka att det var liten skillnad i uppmätt vattenkemi mellan vattendrag med pH-mål 5,6 och 6,0.

Trots att utfallet var signifikant skilt från ett slumpmässigt kunde inget av de nyttjade indexen med godtagbar precision bedöma om pH sjunkit under 5,6 i ett kalkat vattendrag. Med surhetsindex och MISA kunde bottenfaunan inte heller med acceptabel precision nyttjas för att bedöma om pH sjunkit lägre än 6,0. Låga indexvärden för surhetsindex och MISA förekom i betydligt större utsträckning i vattendrag där inga låga pH-värden noterats än i sådana där pH under 5,6 eller under 6,0 uppmäts. Med den indexindelning som tillämpades i utvärdering uppvisade BpHInorm ett bättre resultat. Precisionen för att bedöma om pH varit lägre än 5,6 var likväl undermålig. Däremot utgjorde klassen ”mycket lågt pH” en bra indikation avseende om lägsta pH varit under 6,0.

Någon större tilltro till utfallen där indexen indikerade höga pH-värden fanns inte heller. Visserligen var det få vattendrag (2-3 %) med höga indexvärden som hade uppmätt pH lägre än 5,6. Men detta ska jämföras med fördelningen i hela materialet som motsvarade ett slumpmässigt utfall på 4 %. Samma resonemang gällde även visavi pH-mål 6,0. I detta sammanhang är det viktigt att poängtera att indexens svaga utfall i kalkade vattendrag inte beror på att indexen är dåliga. Förklaringen finns i den skillnad i artsammansättning mellan kalkade vattendrag och referenser som uppträdde både vid låga och vid höga pH. Eftersom indexen är utvecklade i okalkade vattendrag medför skillnaden i artsammansättning att sambandet mellan indexutfall och lägsta pH blir mycket svagt i kalkade vattendrag.

I samtliga analyser mellan uppmätt lägsta pH och indikerat pH framstod BpHInorm som det index som gav bäst samband. En viktig förklaring var att BpHInorm gav förhållandevis likvärdiga samband med lägsta pH oavsett om vattendragen låg i norra eller i södra Sverige. Surhetsindex utvecklades ursprungligen i södra Sverige och fungerar uppenbarligen dåligt på nordliga vattendrag. Framför allt avseende delindexen 3 och 5. Att surhetsindex ger olika värden i olika geografiska regioner är inte någon nyhet. I bedömningsgrunder från 1999 anges referenstillståndet för surhetsindex till 4-8 för den boreala zonen och till 4-12 för den nemoral zonen.

Enligt bedömningsgrunder från 2007 ska underlaget för MISA utgöras av SIS-prover som insamlats på hösten. I underlagsmaterialet till denna utvärdering förekom även en större mängd vårprover och prover insamlade med M42. Där det gavs möjlighet att jämföra utfallet för MISA gav vårprover

ett bättre samband med lägsta pH än höstprover. Däremot förelåg ingen nämnvärd skillnad beroende på insamlingsmetod.

Förhållandet mellan surhetsindex och MISA, där surhetsindex uppvisar ett starkare samband med pH, överensstämde med tidigare jämförelser där även jämförelse med påväxtalger (ACID) ingick (Kahlert 2011). Surhetsindex och BpHInorm uppvisade också ett likartat förhållande med tidigare jämförelser, där BpHInorm genererade ett starkare samband med lägsta pH (Lingdell och Engblom 2009).

Resultaten från de länsvisa jämförelserna antydde att län med lägre andel pH-värden <6,0 i genomsnitt hade högre värde på BpHInorm. Analysen är egentligen den enda i utvärderingen som antyder att förekomst av låga pH-värden har betydelse för bottenfaunans status i vattendrag som kalkats under lång tid. Det bör emellertid framhållas att de län med svagast resultat avseende såväl bottenfauna som vattenkemi också hade ett litet underlag.

Kalkningen har inneburit en ökad artrikedom. Det fanns emellertid ingen indikation på att kalkningen generellt lett till en större andel fynd av rödlistade arter. Med stor sannolikhet har kalkningen ändå gynnat sådana arter. Detta gäller exempelvis för dagsländan *Rhithrogena germanica* som återfanns vid 108 tillfällen i kalkade vattendrag. Arten är känslig för surt vatten men har hittats i ett antal kalkade vattendrag i Jönköpings län (Svanån, Gagnån), Halland (Stensån) och Västra Götalands län (Ljungaån) där pH utan kalkning tidvis skulle vara under 5,0. Med stor sannolikhet hade arten inte funnits i dessa vattendrag utan kalkning. Samma resonemang kan föras om nattsländan *Ceraclea excisa* som också är känslig för surt vatten, men återfunnits i ett antal kalkade vattendrag i Västerbotten där pH utan kalkning skulle vara långt under 5,0.

### Har kalkningen återställt bottenfaunan till naturligt tillstånd?

Frågan är omöjlig att besvara eftersom prover tagna innan försurningen saknas från kalkade vattendrag. Det utvärderingen visar är att artantalet i kalkade vattendrag var likvärdig med neutrala referenser, såväl totalt som för dominerande artgrupper. Till stor del återfanns också samma taxa bland de som var mest frekvent förekommande. Helt lika var emellertid inte artsammansättningen och den mest anmärkningsvärda skillnaden var en lägre förekomstfrekvens för ett antal surhets känsliga arter i kalkade vattendrag jämfört med neutrala referenser. Den viktigaste orsaken till detta torde vara att de naturgivna förutsättningarna inte är identiska, exempelvis kan vattendragens storlek och näringsstatus skilja. Teoretiskt skulle kalkningen även kunna bidra till en ökad skillnad till följd av en minskad tillgänglighet för fosfor. Baserat på data från IKEU fann emellertid Fölster (2009) inget stöd för den hypotesen. En annan bidragande orsak kan vara de utfällningar av metaller och humus som observerats i en del försurningspåverkade vattendrag, exempelvis inom Lofsenområdet i Härjedalen (Olofsson 1997). Dessa utfällningar kan finnas kvar även efter kalkning och skapar en mycket ogynnsam miljö för bottenfaunan.

## Kan skillnaden mellan kalkade vattendrag och neutrala referenser bero på otillräcklig kalkning?

Till att börja med är det viktigt att slå fast att det inte är en rimlig målsättning att kalkade vattendrag i genomsnitt ska uppnå samma status avseende bottenfaunan som neutrala referenser. Många kalkade vattendrag har naturligt pH-värden lägre än 6,0, vilket var den gräns som sattes för neutrala referenser. Att de likväl åsätts pH-mål 6,0 beror på att målarterna (lax och flodkräfta) anses behöva den nivån för att existera i livskraftiga bestånd. Delvis sammanhänger detta med att uppnå en effektiv avgiftning av oorganiskt aluminium. För vattendrag med pH-mål 5,6 borde målsättningen snarare vara att uppnå en bottenfauna liknande den i intermediära referenser.

Otillräcklig kalkning kan vara en delförklaring till de skillnader som fanns mellan kalkade vattendrag och neutrala referenser. Okalkade vattendrag med lägsta pH på 6,4 och däröver ligger i områden med lättvittrad, ibland kalkrik, berggrund. Detta innebär att buffrande ämnena tillförs med grundvattnet i hela vattensystemet. I princip kan därför hela vattensystemet från källflöden och nedströms ha höga pH-värden. Dessutom frigörs inget giftigt aluminium ur marken, eftersom denna har högt pH. I ett kalkat vattensystem tillförs buffrande ämnen på ett fåtal platser, medan många källflöden och grundvattnet förblir surt (försurat) och eventuellt med förhöjda aluminiumhalter. Naturligt välbuffrade vattensystem har därmed bättre förutsättningar att hysa känsliga arter i olika habitat än artificiellt välbuffrade system (kalkade). Via, framför allt, nedströmsdrift kan dessa arter återfinnas på provtagningslokalerna. Med de kalkningsmetoder som står till buds kan denna skillnad inte åtgärdas.

## Varför hade de kalkade vattendragen högre indexvärden än referenserna vid låga pH?

Även detta kan förklaras med det faktum att ett bottenfaunaprov inte enbart speglar den lokal där provet är insamlat. Många arter av bottenfaunan har en omfattande nedströmsdrift och kan ha levt sitt liv någon annanstans i vattensystemet. Med undantag för små områden med utströmmande grundvatten är okalkade vattensystem i regel surare uppströms i källflödena, vilket inte gynnar förekomsten av känsliga arter. I kalkade vattensystem är det alltid minst surt i anslutning till de områden där kalken tillförs. Från dessa områden kan bottenfaunan kolonisera via drift och återfinnas på lokalerna i tid för provtagningen av bottenfaunan när flödet sjunkit och pH ökat. En jämförelse mellan kalkade och okalkade vattendrag med lägsta pH inom intervallet 5,0-5,6 visade att de högre indexvärdena för kalkade vattendrag i stor utsträckning berodde på en högre förekomstfrekvens av *Baetis rhodani* och *Nigrobaetis niger*. Dessa arter förekommer bland annat i små källflöden och har även en hög begivenhet för att drifva nedströms (Ulfstrand 1968). Därmed kan de snabbt kolonisera provtagningslokalen från mera kalkpåverkade delar av vattensystemet.

### **Var det någon skillnad beroende på kalkningsmetod?**

Resultaten antyder att kalkning med doserare ger den bästa effekten på bottenfaunan. Slutsatsen avser främst i jämförelse med våtmarkskalkning. De sjökalkade vattendragen hade betydligt högre pH innan kalkning och bottenfaunans respons efter kalkning var därför mindre. Det bör påpekas att jämförelsen mellan kalkningsmetoderna kan vara något missvisande. Exempelvis kan storleken på vattendragen skilja mellan kalkningsmetoderna och även fördelningen av lokaler mellan södra och norra Sverige kan påverka. Det viktiga är att det inte finns någonting som tyder på att kalkning med doserare skulle vara sämre, trots en högre frekvens av låga pH-värden.

### **Var det någon skillnad beroende på val av pH-mål?**

Det fanns ingen nämnvärd skillnad i indexutfall mellan pH-mål 5,6 och 6,0. Däremot gav pH-mål 6,2 genomgående högre värden. Eftersom andra analyser inte visade på någon betydande skillnad beroende på pH torde de högre indexvärdena för pH-mål 6,2 främst vara en effekt av naturgivna förutsättningar som gynnar förekomsten av känsliga arter. Med tanke på att vattendrag med pH-mål 6,2 hyser flodpärlmussla, som har mycket specifika krav på miljön, framstår denna hypotes som rimlig.

### **Var det någon skillnad beroende på förekomst av surstötter?**

Samtliga index visade i genomsnitt lägre värden vid ett lägre lägsta-pH. I kalkade vatten var emellertid variationen i indexvärden stor vid lägsta pH mellan 5,5-6,5. Detta antyder att pH-värdet i kalkade vattendrag har liten betydelse för bottenfaunan inom detta intervall. Generellt är svaret på frågan således ja, men för många kalkade vattendrag torde det inte ha någon nämnvärd betydelse så länge inte pH sjunker betydligt under 5,6.

### **Hur väl fungerade bottenfaunaindexen i kalkade vattendrag?**

Utfallet av indexen ger ett mycket osäkert underlag för att bedöma om pH-målen underskridits. Bland de vattendrag som utpekades som mycket sura dominerade sådana där uppmätt pH inte varit lägre än 6,0. Det går naturligtvis att argumentera att kemiprovtagningen missat de lägsta pH-värdena, men under de senaste åren har högflödesprovtagningen förbättrats avsevärt. Dessutom togs lokaler med färre än 4 vattenprov/år inte med i analysen. Mot bakgrund av hur mycket bottenfaunan används vid uppföljning av kalkning framstår utvecklingen av ett fungerande index för kalkade vattendrag som prioriterad.

### **Vilket bottenfaunaindex fungerade bäst?**

BpHinorm var genomgående det index som gav bäst samband med uppmätta nivåer på lägsta pH i okalkade vattendrag. I södra Sverige uppvisade emellertid surhetsindex ett lika starkt samband med lägsta pH som BpHinorm.

### **Ska prover insamlas på våren eller på hösten?**

Underlaget medgav endast att detta kunde testas för norra Sverige. Samtliga index visade ett starkare samband med lägsta pH 12 månader före bottenfaunaprovtagningen när proven var insamlade på våren.

### **Ska proven insamlas med M42 eller SIS?**

Skillnaden var inte lika uppenbar som mellan höst och vår, men i den mån det fanns en skillnad talade denna till förmån för M42. Detta gällde särskilt vid bedömning med BpHInorm.

# Slutligen

Avsaknaden av ett nationellt fungerande datavärdskap för bottenfauna utgör ett betydande problem vid en utvärdering av denna omfattning. Med datavärdskapet följer standardiserade fältprotokoll och kvalitetssäkring av datauppgifter. Den största tidsåtgången i utvärderingen var att samla in data från olika konsulter och därefter sortera bort irrelevanta prover och dubletter. Det var därmed inte rimligt att komplettera med data som inte redan fanns datalagd och enkelt åtkomliga. Eftersom standardiserade fältprotokoll saknas fanns inte möjlighet att beakta uppgifter om lokalernas karaktär, flöden, vattentemperaturer osv. Detta begränsar möjligheterna till en fördjupad analys av olika samband. Till utvärderingen prioriterades kopplingen till vattenkemi, kalkningsmetoder och pH-mål. Detta utgjorde också en grannliga uppgift eftersom det även saknas ett fungerande datavärdskap för vattenkemisk kalkeffektuppföljning.

Den ojämna fördelningen av provtagning mellan höst och vår utgör en felkälla. Exempelvis provtas de okalkade vattendragen i större utsträckning på hösten än de kalkade vattendragen. För vissa arter, exempelvis bäcksländan *Taeniopteryx nebulosa*, utgör detta en risk för att resultaten feltolkas. *T. nebulosa* kläcker till vuxen insekt redan innan vårfloden och förekommer därför sällan i prover tagna på våren.

Ojämna kvalitet avseende artbestämning utgör också en felkälla. I figur 48 framstår exempelvis bäcksländan *Amphinemura borealis* som vanlig i kalkade vatten i förhållande till neutrala referenser. I samma figur redovisas det motsatta förhållandet för *Amphinemura sulcicollis*. Detta förefaller ologiskt och beror sannolikt på felaktiga artbestämningar. Även andelen av ej artbestämda djur bidrar till mera osäkra slutsatser. Vissa arter är "omöjliga" att särskilja i larvstadiet, men många bestämningar som anges som sp. (bestämning till släktesnivå) är ofta möjliga att göra till artnivå. Kompetens för artbestämning och den tid man är villig att lägga ned är i sammanhanget nyckelparametrar. Det är också viktigt att den som beställer arbetet är uppmärksam på vilken nivå som artlistor levereras och jämför med tidigare utfall från liknande uppdrag.



Artbestämning av bottenfauna kräver specialistkompetens och mångårig erfarenhet.  
Foto: Medins Havs- och Vattenkonsulter AB.

# Erkännande

Ett stort tack till Medins Havs- och Vattenkonsulter AB i allmänhet och Martin Liungman i synnerhet som sammanställt databasen med bottenfaunaprover och utfört en betydande del av sortering och kvalitetssäkring av data. Medins, tillsammans med Ekologgruppen AB, Limnodata HB och SLU, ska även ha ett stort tack för att vi fått tillgång till deras databaser med bottenfauna. Länsstyrelserna ska ha ett stort tack för den information om pH-mål, kalkningsmetoder osv som behövdes för varje lokal. Dessutom för de tusentals vattenkemiska uppgifter som levererats.

Tack till Susanne Liinanki som gjort kartorna i figur 4 och 23.

Tack också till Erik Degerman vid SLU för en fördjupad tidsserieanalys av de okalkade vattendragen och värdefulla synpunkter på manuskriptet. Följande personer har också bidragit med synpunkter:

Pär-Erik Lingdell, Limnodata HB

Cecilia Holmström, Ekologgruppen i Landskrona AB

Håkan Söderberg, länsstyrelsen i Västernorrlands län

Tobias Haag, länsstyrelsen i Jönköpings län

Björn Lundmark, länsstyrelsen i Gävleborgs län

Ingemar Abrahamsson, Havs – och vattenmyndigheten

Fredrik Nordvall, Havs- och vattenmyndigheten.

# Referenser

- Ahlström, J., Degerman, E., Lindgren, G. & P.-E. Lingdell, 1995. Försurning i små vattendrag i Norrland. Naturvårdsverket Rapport 4343.
- Ahlström, J., Bondestad, L. & M. Norberg, 1997. Kalkning av vattendrag i Västerbottens län – Metoder och effekter 1985-1995. Länsstyrelsen i Västerbottens län Meddelande 5:1997.
- Ahlström, J., 2017. Försurning och kalkning av sjöar och vattendrag i Västerbottens län – Årsrapport 2016. Länsstyrelsen i Västerbottens län.
- Andrén, C., 2009. Bottenfauna och kiselalger i rinnande vatten inom IKEU. Utvärdering av IKEU 1990-2006 – Syntes och förslag. Naturvårdsverket, Rapport 6302, sid. 454-472.
- Andrén, C. & A.-K. Eriksson Wiklund, 2012. Response of *Gammarus pulex* and *Baetis rhodani* to springtime acid episodes in humic brooks. Doktorsavhandling, Stockholms universitet.
- Beier, U., Degerman, E., Sers, B., Bergqvist, B. & M. Dahlberg, 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten – utveckling och tillämpning av VIX. Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium, Finfo 2007:5.
- Bergqvist, B., Engblom, E. & P.-E. Lingdell, 1992. Förekomst och kolonisation av bottenfauna i kalkade vattendrag. In. Fr. Sötvattenslaboratoriet 1992:4, sid 79-108.
- Bradley, D.C & S. J. Ormerod, 2002. Long-term effects of catchment liming on invertebrates in upland streams. *Freshwater Biology* (2002) 47, sid 161-171
- Davy-Bowker, J., Furse, M.T., Murphy, J.F., Clarke, R.T., Wiggers, R. & H.M. Vincent, 2003. Development of the Acid Water Indicator Community (AWIC) macroinvertebrate family and species level scoring systems Monitoring Acid Waters - Phase I. R&D Technical Report P2-090/TR1. Environment Agency, Rio House, Waterside Drive, Aztec West, Almondsbury Bristol BS32 4UD
- Degerman, E. Lindgren, G., Lingdell, P.-E. & P. Nyberg, 1987. Kartering av strömfaua och fisk i mindre vattendrag i Norrlands inland och fjälltrakter i relation till försurning. In. Fr. Sötvattenslaboratoriet, 1987:2.
- Degerman, E. Engblom, E., Lingdell, P.-E., Melin, E. & E. Olofsson, 1992. Försurning i fjällen? Inf fr. Sötvattenslaboratoriet, 1:1992.
- Degerman, E., Fernholm, B. & P.-E. Lingdell, 1994. Bottenfauna och fisk i sjöar och vattendrag – utbredning i Sverige. Naturvårdsverket rapport 4345.
- Degerman, E. & P-E Lingdell, 1993. pHisces – fisk som indikator på lågt pH. Inf. fr Sötvattenslaboratoriet, 1993:3, sid 37-54.
- Degerman, E., Petersson, E. & B. Bergquist, 2015. Effekter av kalkning på fisk i rinnande vatten – resultat från 30 år av elfisken i kalkade vattendrag. Havs- och Vattenmyndigheten rapport 2015:23.
- Elliot, J.M., 2008. The ecology of riffle beetles (Coleoptera, Elmidae). *Freshwater reviews* (2008) 1, sid 189-203.
- Engblom, E. & P-E Lingdell, 1984. The mapping of short-term acidification with the help of biological indicators. Institute of freshwater research, rapport no 61, 1984, sid 60-68.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell, 1991. Försurning och bottenfaunaförändringar i Sverige. Vatten 47, sid 348-351.

- Ericson, U., Mattsson, M., Nilsson, C. & H. Larsson, 2014. Kalkning och bottenfauna 25 års erfarenhet av kalkning och dess effekter på bottenfauna i Västra Götalands län. Länsstyrelsen i Västra Götaland, rapport 2014:42.
- Fiskeristyrelsen & Naturvårdsverket, 1981. Kalkning av sjöar och vattendrag 1977-1981, Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet, 1981:4.
- Fjellheim A. & G.G. Raddum, 1990. Acid precipitation: biological monitoring of streams and lakes. *Science of the Total Environment*, 96: 57-66.
- Fjellheim A. & G.G. Raddum, 1992. Recovery of acid-sensitive species of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in River Audna after liming. *Environmental Pollution* 78 (1992), sid. 173-178
- Fjellheim A. & G.G. Raddum, 2001. Acidification and Liming of River Vikedal, Western Norway. A 20 Year Study of Responses in the Benthic Invertebrate Fauna. *Water, air and soil pollution* 130, sid 1379-1384.
- Fölster, J., 2009, Allmän vattenkemi i rinnande vatten inom IKEU-projektet – status, typvis jämförelser och trender. Utvärdering av IKEU 1990-2006 – Syntes och förslag. Naturvårdsverket, Rapport 6302, sid. 425-436.
- Fölster, J., Valinia, S., Sandin, L. & M. Futter, 2014. För var dag blir det bättre men bra lär det aldrig bli. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålet Bara naturlig försurning. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2014:20.
- Gensemer, R.W. & R.C. Playle, 1999. The Bioavailability and Toxicity of Aluminum in Aquatic Environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29(4), sid 315-450.
- Henrikson, L. & M. Medin, 1986. Biologisk bedömning av försurningspåverkan på Lelångens tillflöden och grundområden 1986. Länsstyrelsen i Älvsborgs län.
- Henrikson, L. & M. Medin, 1990. Bottenfaunan i 20 vattendrag i Jönköpings län 1989 – en biologisk försurningsbedömning. Länsstyrelsen i Jönköping rapport 1990:5.
- Herrmann, J. & K. G. Andersson, 1986. Aluminum impact on respiration of lotic mayflies at low pH. *Water, air and soil pollution* 30, sid 703-709.
- Herrmann, J., Degerman, E., Gerhardt, A., Johansson, C., Lingdell, P.-E. & I.P. Muniz, 1993. Acid stress effects on stream biology. *Ambio* 22, sid 298-307.
- Herrmann, J., 2001. Aluminum is harmful to benthic invertebrates in acidified waters, but at what threshold(s)? *Water air and soil pollution* 130, sid 837-842.
- Holmström, C., Pröjts, J. & B. Bengtsson, 2016. Bottenfaunan i Hallands län – biologisk uppföljning av kalkade vatten. Länsstyrelsen i Hallands län.
- Hämäläinen H. & P. Huttunen, 1990. Estimation of Acidity in streams by means of benthic invertebrates: evaluation of two methods. In: *Acidification in Finland* (Eds. P. Kauppi, P. Anttila & K. Kenttämies), pp. 1051-1070. Springer, Berlin.
- Johansson, K. & P. Nyberg, 1980. Försurning av svenska ytvatten – effekter och omfattning 1980. In. Fr. Sötvattenslaboratoriet 1981:6.
- Johnson, R.K. & W. Goedkopp, 2007. Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdocument. Rapport 2
- Kahlert, M., Andrén, C. & A. Jarlman, 2007: Bakgrundsrapport för revideringen 2007 av bedömningsgrunder för Påväxt – kiselalger i vattendrag, 32pp.007:4.
- Kahlert, M. 2011, Jämförande test av kiselalgers och bottenfaunas lämplighet som indikatorer för närsaltshalt och surhet inom miljömålsuppföljningen. Länsstyrelsen i Blekinge, rapport 2011:7.

- Kullberg, A. 1992. Benthic macroinvertebrate community structure in 20 streams of varying pH and humic content. *Environmental Pollution* 78:1992, sid 103-106.
- Lewis, R.L., 2006. The impact of catchment liming to mitigate acidification on water quality and macroinvertebrates in the Wye river system. Doktorsavhandling Cardiff University.
- Lingdell, P.-E. & E. Engblom, 2002. Bottendjur som indikator på kalkningseffekter. Naturvårdsverket rapport 5235.
- Lingdell, P.-E. & E. Engblom, 2009. Vad säger bottenfaunan? Utvärdering av bottenfaunaundersökningar inom kalkningsverksamheten. Naturvårdsverket rapport 5634.
- McCahon, C.P., Pascoe, D. & C. McKavanagh, 1987. Histochemical observations on the salmonids *Salmo salar* L. and *Salmo trutta* L. and the ephemeropterans *Baetis rhodani* (Pict) and *Ecdyonurus venosus* (Fabr) following a simulated episode of acidity in an upland stream. *Hydrobiologia* 1987:153 sid 3-12.
- McKie, B.G., Petrin, Z. & B. Malmquist, 2006. Mitigation or disturbance? Effects of liming on macroinvertebrate assemblage structure and leaf-litter decomposition in the humic streams of northern Sweden. *Journal of Applied Ecology* 2006 43, sid 780–791.
- Moe, J., Völlestad, A. & A.B.S Poléo, 2000. The toxicity of acidic Al-rich water under non steady state conditions to four different aquatic invertebrates. Poster Acid rain 2000.
- Naturvårdsverket, 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport biologiska parametrar. Naturvårdsverket rapport 4921.
- Naturvårdsverket, 2002. Kalkning av sjöar och vattendrag. Handbok 2002:1.
- Naturvårdsverket 2007. Kartläggning och analys av ytvatten, Handbok 2007:3. En handbok för tillämpningen av 3 kap. 1 och 2 §§, Förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Naturvårdsverkets Handbok 2007:3.
- Naturvårdsverket, 2010. Handbok för kalkning av sjöar och vattendrag. Handbok 2010:2.
- Naturvårdsverket, 2011. Nationell plan för kalkning 2011-2015. Naturvårdsverket, rapport 6449.
- Odén, S, 1968. Nederbördens och luftens förorening – dess orsaker, förlopp och verkan i olika miljöer. Statens naturvetenskapliga forskningsråd.
- Olofsson, E., 1997. Kalkningsverksamheten i Härjedalen. Orsak, konsekvenser och åtgärder. Länsstyrelsen i Jämtlands län.
- Otto, C. & B.S. Svensson, 1983. Properties of Acid Brown Water Streams in South Sweden. *Arch Hydrobiol* 1983:99, sid 15-36.
- Ulfstrand, S. 1968. Benthic animal communities in Lapland streams. *Oikos* 10.
- Velle, G., R. J. Telford, R. J., Curtis, C., Eriksson, L., Fjellheim, A., Frolova, M., Fölster, J., Grudule, N., Halvorsen, G. A., Hildrew, A., Hoffmann, A., Indrikson, I., Kamasová, L., Kopáček, J., Orton, S., Krám, P., Monteith, D. T., Senoo, T., Shilland, E. M. M., Stuchlík, E., Wiklund, M.-L., de Wit, H. & B. L. Skjelkvåle, 2013. Biodiversity in freshwaters: temporal trends and response to water chemistry. ICP Waters report 114/2013.
- Walseng, B. & T. Bongard, 2001. Invertebratundersökelse i kalkete og ukalkete delar av Lyngdalsvassdraget (1978-1998/99). *Vann* 2001:4b.



# Effekter av kalkning på bottenfaunan i rinnande vatten

Resultat av 25 års kalkning av vattendrag

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:4  
ISBN 978-91-87967-92-4

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

[www.havochvatten.se](http://www.havochvatten.se)