



# Bottenfauna i kalkade vattendrag; Utvärdering av biologisk måluppfyllelse våren 1995

Examensarbete 20 p.

av

Delina Örngren

Institutionen för miljöanalys  
Sveriges lantbruksuniversitet  
Box 7050  
750 07 Uppsala

Handledare: Gunnar Persson

# Bottenfauna i kalkade vattendrag;

Utvärdering av biologisk måluppfyllelse våren 1995

Tryck: 1999/11  
Upplaga: 40 ex  
© Inst. för Miljöanalys  
ISSN 1403-977X

# Sammanfattning

---

Till följd av utsläpp och deposition av försurande ämnen samt ett intensivt skogsbruk har mark och vatten i stora delar av landet försurats. Denna försurning är antropogen, det vill säga skapad av människan, och är ett av Sveriges största miljöhot. De vattenkemiska effekterna av försurningen är framförallt minskat pH och ökade metallhalter. Indirekta effekter är bland annat ändrad humushalt och minskad halt av fosfat och tillgängligt selen. Dessa förändrade kemiska och fysiska förutsättningar medför också en förändring av vattnets biologi. Arter som är känsliga mot låga pH-värden slås ut eller minskar i antal, produktion och nedbrytning påverkas liksom konkurrens- och predationsförhållanden.

För att motverka de negativa effekterna av försurningen kalkas många sjöar och vattendrag. Målsättningen med kalkning är generellt att den naturliga florin och faunan ska kunna bestå eller återkolonisera. I uppföljningsbara mål innebär detta bland annat att bottenfaunan ska vara opåverkad eller obetydligt påverkad av försurning. För att nå dit finns vattenkemiska mål som innebär att pH och alkalinitet inte någon gång under året ska understiga 6,0 respektive 0,05 mekv/l.

För kalkning av vattendrag används flera olika spridningsmetoder och kombinationer av metoder. Rinnande vatten är dock svårkalkat och både vattenkemiska och biologiska mål är svåra att uppnå. Eftersom vattenkemin kan variera mycket över tiden i rinnande vatten har bedömning av bottenfaunans surhetsstatus blivit ett viktigt mått att mäta försurning i vattendrag. Bottenfaunan påverkas ju av eventuella kritiska perioder och ger ett mått på surhetspåverkan även bakåt i tiden.

I denna uppsats beskrivs omfattningen av bottenfaunans surhetsskador i kalkade vattendrag. Även vattenkemin beskrivs samt faktorer som avrinning, provtagningsmetod, surhetsindex, kalkningsmetod samt kalkningsperiodens längd och vilken betydelse dessa faktorer har för kalkningsresultatet.

Undersökningen omfattar 180 bottenfaunaprov från Kronobergs, Hallands, Västra Götalands, Västernorrlands, Jämtlands och Västerbottens län insamlade under perioden 18/4-5/7 1995, samtliga inom kalkningens effektuppföljningsprogram. Lokaler där bottenfaunan enligt båda försurnings-/surhetsindex som använts visar på surhetsskador har bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt.

Andelen bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt är för hela materialet 39 %. Detta är en något större andel än vad t ex nyckeltalen för kalkningens biologiska måluppfyllelse och riksinventeringen -95 visar på, med mellan 18 och 33 % surhetsskadade lokaler i kalkade vattendrag för åren 92/93 till 97. Att denna undersökning, till skillnad från de ovanstående, enbart har värprovtagning skulle till viss del kunna ge en förklaring till den högre andelen surhetsskadad bottenfauna.

Andelen bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt varierar dock mellan länen. Störst andel prov med bottenfauna som bedömts som underkänd ur kalkningssynpunkt återfinns i de län där den specifika årsmedelavrinningen är starkt koncentrerad till perioder med snösmältning, det vill säga norra delarna av landet, medan länen i de södra delarna av landet, med mer jämn årsmedelavrinning, inte har lika stor andel underkända bottenfaunaprov.

Även kalkningsperiodens längd inverkar på kalkningsresultatet då andelen bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt minskar något med kalkningsperiodens längd.

Till viss del inverkar också val av kalkningsmetod. Den metod ger bäst resultat är kombinationen doserar- och våtmarkskalkning. Dessa metoder var för sig ger dock dålig biologisk måluppfyllelse. Doserarkalkning har även i tidigare undersökningar givit relativt dåligt resultat medan våtmarkskalkning tidigare har uppvisat goda resultat.

# Innehåll

---

<b>Inledning</b>	<b>1</b>
Frågeställningar	2
<b>Försurning</b>	<b>2</b>
Försurningens orsaker och kemiska effekter	2
Allmänna biologiska effekter av ökad surhet	3
Effekter av ökad surhet på bottenfauna	4
<b>Kalkning</b>	<b>5</b>
Kemiska effekter av kalkning	5
Kalkningsmetoder i rinnande vatten	5
Effekter av kalkning på bottenfauna	5
<b>Att bedöma biologiskt resultat i kalkade vattendrag</b>	<b>6</b>
Bottenfaunaprovens indikatorvärde	6
Provtagningsmetoder för bottenfauna	6
Surhetsindex baserade på bottenfauna	7
<b>Material och metoder</b>	<b>8</b>
<b>Resultat</b>	<b>9</b>
Avrinning	9
Provtagningsmetod	9
Kalkningsmetod	9
Kalkningsperiodens längd	10
Surhetsskador på bottenfaunan	10
Vattenkemi i lokaler med bottenfaunaskador	11
Avrinning i lokaler med bottenfaunaskador	12
Utfall med olika provtagnings och bedömningsmetoder	12
Utfall med olika kalkningsmetoder och varaktighet	13
<b>Diskussion</b>	<b>14</b>
Surhetsskadade bottenfaunaprover	14
Avrinning	15
Inverkan av olika provtagningsmetoder och index	15
Inverkan av olika kalkningsmetoder och kalkningsperiodens längd	16
Slutsatser	17
<b>Referenser</b>	<b>18</b>
<b>Bilaga</b>	
Karta över bottenfaunaprovtagningslokaler	

# Inledning

---

Till följd av utsläpp och deposition av försurande ämnen samt ett intensivt skogsbruk har mark och vatten i stora delar av landet försurats (se kap Försurning). Denna försurning är antropogen, det vill säga skapad av människan och är ett av Sveriges största miljöproblem (Wilander m fl 1995). När man vardagligt talar om försurning menar man just denna antropogena försurning. För en naturlig långsam förskjutning mot ett surare tillstånd används ibland begreppet naturlig försurning. Försurning kan alltså mer allmänt beteckna en förskjutning mot ett surare tillstånd med lägre pH-värde utan hänsyn till orsakerna. Man kan också använda begreppet surhet när orsaken till det sura tillståndet inte kan eller behöver anges. Begreppet försurning används här i betydelsen antropogen försurning om inte annat anges och begreppet surhet för att beskriva tillståndet, oavsett orsak.

Förebyggande åtgärder i form av framförallt utsläppsminskningar men också förändring av skogsbruket med t ex större inslag av lövträd utförs för att minska försurningen (Naturvårdsverket 1991). För att häva och förebygga försurningens negativa effekter på akvatisk flora och fauna kalkas också många sjöar och vattendrag (se kap Kalkning).

Den biologiska målsättningen med kalkningen är generellt att den naturliga floran och faunan skall kunna bestå eller återkolonisera det kalkade vattnet. I uppföljningsbara mål innebär det bland annat att bottenfaunan skall vara opåverkad eller obetydligt påverkad av försurning. För att nå dit finns vattenkemiska mål som innebär att pH skall höjas över 6,0 samt att alkaliniteten skall höjas över 0,1 mekv/l. I en årscykel skall pH inte heller någon gång understiga 6,0 och alkaliniteten skall ej heller vara lägre än 0,05 mekv/l, om inte naturliga värden är lägre (Naturvårdsverket 1988).

Förekomsten av surhets känsliga bottendjur i kalkade vatten har kommit att bli ett viktigt sätt

att bedöma om kalkningens biologiska mål uppfylls. Detta gäller framförallt i rinnande vatten då vattenkemin kan variera mycket under året medan bottenfaunan till stor del regleras av eventuella vattenkemiskt kritiska episoder. Den är därför ett mer tillförlitligt mått på påverkan av surt vatten (Engblom och Lingdell 1983). Vattendrag är generellt svårkalkade och både kemiska och biologiska mål kan vara svåra att uppnå (Naturvårdsverket 1991). I denna uppsats beskrivs problemens omfattning med hjälp av data från kalkningens effektuppföljning och administration. Genomgången omfattar kalkade vattendrag och syftet är att i första hand belysa de fall där bottenfaunans sammansättning tyder på att kalkningens biologiska mål inte uppnås.

## Frågeställningar

Det finns många problem att ta ställning till vid bedömning av kalkningsresultat mätt med bottenfaunaprov i vattendrag. De som behandlas här rör:

- Hur stor andel av de kalkade vattendragen har bottenfauna som visar på skador av surt vatten?
- Hur ser vattenkemin ut i vattendrag där bottenfaunan visar på skador av surt vatten?
- Kan man urskilja några mönster i bottenfaunans surhetspåverkan i de kalkade vattendragen beroende på avrinningen?
- Kan man urskilja några mönster i bottenfaunans surhetspåverkan i de kalkade vattendragen beroende på provtagningsmetod eller surhetsindex?
- Kan man urskilja några mönster i bottenfaunans surhetspåverkan i de kalkade vattendragen beroende på kalkningsmetod eller kalkningsperiodens längd?

# Försurning

---

## Försurningens orsaker och kemiska effekter

Förbränning av fossila bränslen frigör svavel i en snabbare takt än den naturliga, d v s genom vulkanutbrott, vittring och erosion. Svavel- och kväveutsläpp i form av  $\text{SO}_2$  och  $\text{NO}_x$  oxideras i atmosfären och bildar svavel- och salpetersyra ( $\text{H}_2\text{SO}_4$  och  $\text{HNO}_3$ ). Syrorna kondenserar och avsätts antingen som torrdeposition tillsammans med partiklar eller tvättas ut av nederbörd vilket ger våtdeposition.

I den mån de deponerade syrorna överstiger "bakgrundstillförseln" (se nedan) bidrar de till försurning av mark och vatten. Kväveföreningarna har till stor del bundits i vegetation och mark och därför inte bidragit till försurningen av vatten i samma utsträckning som svavelsyran. Försök har visat att skogsmarken ibland kan bli så kvävemättad att ytterligare kvävetillförsel givit surare marklösning (Bergkvist 1995).

I samband med naturliga biologiska nedbrytningsprocesser bildas stora mängder koldioxid ( $\text{CO}_2$ ) som i vatten löses till kolsyra ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ). Denna process ger ett nedträngande vatten med ett naturligt pH runt 5,6, vilket leder till vittring och utlakning av mineral som ökar halterna av s k baskatjoner (Ca, Mg, K, Na), samtidigt som vätekarbonat bildas vilket verkar pH-höjande. Sedan den senaste istiden har en naturlig vittring och utlakning av markens pH-höjande ämnen skett till grund- och ytvatten. En successiv försurning av marken har därigenom skett naturligt (Naturvårdsverket 1986).

Bruna sjöar har naturligt ett lägre pH än klarvattensjöar p g a tillförsel av humusämnen som till stor del utgörs av svaga syror. Humusämnen kan vid pH-värden kring 4 fungera som en buffert och neutralisera en del av den tillförda syran, men vid dessa låga pH-värden är dock merparten av de vattenlevande organismerna redan utslagna (Naturvårdsverket 1991). I takt med landhöjningen och vid torra frigörs också svavel- och kväveföreningar i marken som genom oxidation bildar svavel- och

salpetersyra. Denna försurning är naturlig till skillnad från den antropogena försurning som sker vid utdikning av kärr och myrmarker vilket stimulerar samma processer.

pH i många svenska sjöar har genom dessa olika naturliga processer sjunkit till 6 eller lägre, långt innan människan började påverka systemen märkbart (Naturvårdsverket 1986).

Naturlig och antropogen syratillförsel till marken neutraliseras förutom genom vittring också med hjälp av jonbytesprocesser och vätekarbonatbuffring. Vätejoner ersätter kalcium- och magnesiumjoner ( $\text{Ca}^{2+}$  och  $\text{Mg}^{2+}$ ) i marken vilka utlakas med det avrinnande vattnet. Ytterligare vätejoner tas upp av vätekarbonatjoner ( $\text{HCO}_3^-$ ) som bildar kolsyra ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ). Därmed minskar utlakningen av vätekarbonatjoner till vattnet och dess alkalinitet, d v s förmåga att neutralisera ytterligare vätejoner avtar. När alkaliniteten i ytvattnet understiger 0,05 mekv/l börjar pH sjunka under 6 och bli instabilt. Vid ytterligare syratillförsel förmår inte heller vätekarbonatjonerna neutralisera den mängd vätejoner som marken utsätts för och förhöjda halter av vätejoner följer med det avrinnande vattnet. Både mark och vatten blir försurade. Vid långvarig syratillförsel töms förråden av de utbytbara kalcium- och magnesiumjonerna och en vittring av lermineral sker med utlakning av giftiga aluminiumhydroxider och -joner ( $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$  och  $\text{Al}^{3+}$ ). Uttorkning kan också ge läckage av aluminium (Naturvårdsverket 1986).

Även andra metaller såsom järn, kadmium, mangan, kobolt och liknande tungmetaller kan lösas ut ur marken eller frigöras från partiklar och föras ut i ytvattnet. I försurade marker kan fosfat fällas ut med aluminium vilket kan medföra en fosfatbrist i ytvattnet och vid lågt pH minskar halten av tillgängligt selen (Naturvårdsverket 1986).

I bruna vatten är en stor del av aluminiumet bundet till humusämnen och är därför ofarligt för den akvatiska faunan. Vid tillfälliga pH-förändringar löses dock sannolikt en stor del av

det bundna aluminiumet ut i vattnet och ger en giftverkan. I många försurade sjöar avfärgas och sedimenteras humusämnen snabbare än normalt och vattnet blir klarare (Naturvårdsverket 1986).

Avgörande för om marken ska klara av en långvarig tillförsel av syra är dess vittringshastighet och därmed frigörande av utbytbara baskatjoner och neutraliserande vätekarbonatjoner. Den svenska berggrunden består till stor del av svårvittrade bergarter med tunna jordtäcken som inte förmår att neutralisera de deponerade syrorna, varför försurningsproblematiken är betydligt allvarigare i Sverige än i övriga Europa (Naturvårdsverket 1986). Analyser av sjösediment som avsatts under olika tidsperioder visar att många sjöar försurats kraftigt de senaste femtio åren samtidigt som nedfallet av försurande föroreningar ökat (Korsman och Renberg 1995). Sedan 40- och 50-talet har pH i mindre sjöar och vattendrag sänkts med upp till 2 enheter och hårdast drabbat är de sydvästra delarna av landet. Man har också sett att föroreningshalten i nederbörden tilltar märkbart med ökande höjd över havet vilket innebär att stora mängder sur nederbörd faller även i fjällen (Naturvårdsverket 1991). Även om Europas utsläpp av försurande ämnen beräknas halveras under perioden 1980-2010 kan områden med hög belastning fortsätta att försuras. Även om det försurande nedfallet skulle upphöra helt kommer det att dröja 50-100 år innan marken återhämtat sig helt (Bergkvist 1995). I slutet av 80-talet angavs att 40 % av sjöarna och nära 80 % av skogsmarken utsätts för mer svavel än de tål, samtidigt som kvävenedfallet i hela sydvästra Sverige överstiger belastningsgränserna (Staaf 1995).

Vid stora nederbördsmängder och under perioder med kraftig snösmältning kan en ytlig avrinning ske utan neutralisering i marken. Detta medför ofta en kraftig men tillfällig försurning av ytvattnet, en s k surstöt (Naturvårdsverket 1986). Surstötar i mindre vattendrag och längs strandzoner p g a minskad buffertkapacitet genom utspädning har under perioder med högflöden sannolikt förekommit redan innan människan började påverka systemen så som sker idag, men inte alls i samma omfattning eftersom nederbörden inte varit lika sur (Naturvårdsverket 1991).

Vid avverkning och bortförsel av virke från skogen tas också baskatjoner bort och därmed

minskar markens förråd av utbytbara baskatjoner. Skogsbrukets försurande inverkan blir ännu större vid helträdsutnyttjande då även hyggesavfall innehållande baskatjoner förs bort (Naturvårdsverket 1991). Vintergrön granskog fångar upp 30-50 % mer torrdeposition än lövträd varför val av träslag spelar en stor roll för försurningspåverkan (Bergkvist 1995).

### Allmänna biologiska effekter av ökad surhet

Förändring av pH-värdet i vatten medför förändrade villkor för vattenlevande växter och djur (tabell 1). Vid pH under 7 medför varje pH-minskning en risk för nedgång av antalet arter. En sänkning av pH med 0,5 enheter inom intervallet 4,5-7,0 innebär i medeltal att 20% av arterna försvinner (Brodin 1995) och i pH-intervallet 5-6 kan en sänkning med en pH-enhet slå ut hälften av alla djurarterna (Naturvårdsverket 1991).

Tabell 1: Schematisk bild över försurningens olika faser. Efter figur i Monitor 1986.

	Alk > 0,05 mekv/l	Alk 0-0,05 mekv/l	Alk < 0 mekv/l
pH > 6	Även känsliga arter överlever		
pH 5-6		Endast tåliga arter överlever	
pH < 5			Endast mycket tåliga arter överlever

Redan vid pH runt 6 försvinner vattenväxter som bäckbräsma och kräftdjur som sötvattensmärlan. Vid pH kring 5,5 försvinner bland annat andra kräftdjur som flodkräftan, vissa snäckor, dagsländor samt fiskar som mört och harr. Vid pH-sänkning till ca 5 drabbas mer surhetståliga arter som abborre och gädda och i mycket sura vatten med pH kring 4,5 försvinner även bäcksländor och fiskar som ål (Naturvårdsverket 1986). Det är ägg- och yngelstadier som är mest känsliga mot ökad surhet medan vuxna individer och sedimentlevande arter kan klara sig bättre (Naturvårdsverket 1991).

Orsakerna till biologiska skador kan vara många men de viktigaste antas vara stress på grund av lågt pH och giftiga former av aluminium (Dickson 1978, Naturvårdsverket 1988). Aluminium, järn och humusämnen som fälls ut på och i djuren kan orsaka stress. Jonreglering, respiration, kläckning och beteenden som födosök och flykt störs och slem bildas på gälarna (Herrmann 1995). Även om ökad surhet inte alltid är direkt dödlig för känsliga arter stressas de så tillväxt och reproduktion försämras eller uteblir. Långsiktigt är detta lika allvarligt som en direkt dödlighet.

pH-sänkningar ger även en mängd indirekta effekter såsom påverkad primärproduktion och nedbrytning samt ändrade konkurrens- och predationsförhållanden. Då fiskarter slås ut av försurning gynnas många insekter som annars hålls nere av predation. Detta medför tillsammans med ökat siktdjup i större sjöar att tillgången och tillgängligheten på föda för insektsätande fåglar ökar. Hos fiskätande fåglar har man sett försämrade häckningsresultat samt förhöjda halter av aluminium i fåglarnas ägg och benstommar. I samband med pH-sänkningar har man sett förhöjda halter av kvicksilver i framförallt gädda. Det är dock osäkert om de höga halterna beror på en ändrad näringskedja med större anrikning av kvicksilver när gäddan på grund av att mörten slås ut övergår till att äta abborre som också är en rovfisk eller om kvicksilver tillförs ytvattnet med ökad humustransport (Naturvårdsverket 1986). Flodpärlmusslan påverkas också av att öringen slås ut, eftersom denna är mellanvärd för flodpärlmusslans larver (Herrmann 1995).

### Effekter av ökad surhet på bottenfauna

Bottenfauna kan definieras som bentiska makrovertebrater vilka lever på botten substrat som sediment, sten, sönderdelat växtmaterial, makrofyter och filamentösa alger m m i sötvattensmiljöer, åtminstone delar av sin livscykel, och kan fångas med håv med en maskstorlek  $\geq 200-500 \mu\text{m}$  (Resh 1993). Bottenfauna utgörs främst av vattenlevande insekter och insektslarver. Bland de viktigaste grupperna ses dagsländor (Ephemeroptera), bäcksländor (Plecoptera), nattsländor (Trichoptera) och bäck-

baggar (Elmidae). Som bottenfauna räknas även iglar (Hirudinea), kräftdjur (Crustacea) som t ex märlkräftor (Amphipoda), snäckor (Gastropoda) och musslor (Bivalvia) med flera djurgrupper. Bottenfaunan är betydelsefull för nedbrytning av växtmaterial men också som föda åt fiskar och fåglar (Degerman m fl 1995).

Vid ökad surhet påverkas bottenfaunan, förutom av stress på grund av lågt pH och ökade aluminiumhalter, också av humushalten. I vatten med höga halter av humus är bottenfaunans förmåga att upprätthålla jonbalansen större. Därmed är motståndskraften större mot låga pH under kortare perioder hos djur som varit exponerade för höga humushalter (Herrmann 1995).

Indirekta effekter av ökad surhet såsom minskad födotillgång på grund av minskad nedbrytning kan vara betydande (McCahon m fl 1989). En orsak till nedgången hos vissa bottenlevande arter kan vara att ätliga alger på grund av ökad surhet konkurrerats ut av mindre ätliga algarter (Herrmann 1995). Många arter påverkas också av ändrade konkurrens- och predationsförhållanden när toppredatorer som fiskar försvinner på grund av försurning. Surhetståligen arter som normalt hålls nere av predation övertar då rollen som toppredatorer, vilket påverkar övrig bottenfauna på ett nytt sätt (Brodin 1995). Detta gäller kanske dock framförallt i sjöar, vars fauna är mer beroende av biologiska faktorer än vad vattendragens fauna är (Herrmann 1995). En effekt av minskat pH för snäckor är att de på grund av påverkad jonreglering får svårare att ta upp kalk för uppbyggnad av skalet (Herrmann 1995).

Kräftdjur, vissa snäckor, dagsländor och även bäcksländor m fl grupper av bottenfauna påverkas negativt av ökad surhet (Naturvårdsverket 1986). Fragmenterare som nattsländor kan dock gynnas av sänkt pH på grund av minskad nedbrytning av organiskt material (Kullberg 1992).

Surhetskänsliga arter av bottenfauna saknas i vattendragssträckor på ca 120 000 km, vilket motsvarar 40 % av allt rinnande vatten i Sverige (Naturvårdsverket 1991).



# Kalkning

---

Med stöd av riksdag och regering kan enligt kalkningsförordningen (SFS 1982:840) statsbidrag sökas för kalkning. Anslaget administreras av Naturvårdsverket och bidrag (85-100 %) kan i mån av medel utgå till kalkning av ytvatten som har låg motståndskraft mot försurning (alkalinitet lägre än 0,05 mekv/l) (Naturvårdsverket 1988). De första kalkningarna med statliga bidrag utfördes 1977 och har sedan dess ökat för att idag omfatta spridning av ca 225 000 ton kalk årligen fördelat på ca 2 000 åtgärdsområden med sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999 b).

## Kemiska effekter av kalkning

Tillsats av kalkningsmedel, vanligen kalksten ( $\text{CaCO}_3$ ) eller dolomit ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ), neutraliserar syra och ger upphov till vätekarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) vilket höjer vattnets alkalinitet och pH. Lösta metaller fälls ut och sedimenteras (Naturvårdsverket 1991). Vid kalkning på utströmningsområden minskar också läckaget av metaller till vattnet (Naturvårdsverket 1991, Bertills m fl 1995). Indirekta kemiska effekter av kalkning är ibland ökat färgtal och ökad fosforhalt (Naturvårdsverket 1991).

## Kalkningsmetoder i rinnande vatten

Allmänna Råd för kalkning (Naturvårdsverket 1988) ger rekommendationer för kalkning:

Ett sätt att kalka rinnande vatten är att kalka uppströms liggande sjöar. För sjökalkningar gäller generellt att man får en godtagbar effekt i utloppsvattendraget längs en sträcka vars avrinningsområde är 2-3 gånger större än sjöns avrinningsområde. Sjön bör för att få denna nedströms effekt ha en alkalinitet på 0,1-0,2 mekv/l.

En annan vanlig metod för att kalka rinnande vatten är att kalka utströmningsområden, dvs våtmarker i anslutning till vattendrag. Vid kalkning av utströmningsområden bör hälften av vattnet i avrinningsområdet passera de kalkade områdena. Minst 2% av avrinningsområdet bör kalkas för att undvika en alltför hög dosering på dessa utströmningsområden.

Ytterligare en metod för att kalka rinnande vatten är doserarkalkning. För att undvika problem med utfällning och polymerisering av metaller rekommenderas att doseraren placeras 1 km uppströms målområdet (Svahnberg 1996). Nedströms doserare sker en kortvarig grumling och kalkbankar kan bildas (Engblom och Lingdell 1985). För doserare anger Svahnberg (1996) samma grundprincip som för sjökalkning; att vattendragets målsträcka inte bör ha ett avrinningsområde som är mer än 2-3 gånger större än avrinningsområdet uppströms doseraren.

Ofta kombineras två eller flera av dessa metoder vid kalkning i rinnande vatten. Effekten avtar med tiden och åtgärderna behöver upprepas med olika intervall beroende på metod och kalkdoser (Naturvårdsverket 1988).

## Effekter av kalkning på bottenfauna

Kalkning normaliserar det försurade vattnet, det vill säga kalkade vatten liknar mer oförsurade än försurade vatten. I vissa fall finns dock stora biologiska skillnader (Bergquist m fl 1992).

Efter kalkning ökar ofta de mindre surhetskänsliga arterna först men med tiden även de mer surhetskänsliga (Bergquist m fl 1992). Generellt gäller att arter med kort generationstid, stor spridningsförmåga eller sådana som aldrig helt försvunnit kan bygga upp starka populationer redan inom en säsong, medan sådana med svag kolonisationsförmåga, lång generationstid och stort beroende av övriga organismer kan behöva många år för en återetablering (Edenhamn m fl 1999).

Bottenfauna som kräftdjur, snäckor, dagsländor och bäcksländor som påverkats negativt av minskat pH ökar igen vid kalkning (Naturvårdsverket 1991). Nattsländor minskar åter (Kullberg 1992). Generellt gäller att de växter och djur som missgynnats av ökad surhet återigen gynnas av den höjning av pH som kalkningen medför.

# Att bedöma biologiskt resultat i kalkade vattendrag

---

## Bottenfaunaprovens indikatorvärde

Bottenfauna används som biologisk indikator för att utvärdera ekosystems hälsa vad gäller t ex påverkan och mångfald (översikt: Johnson 1999). Bottenfaunans sammansättning kan också utgöra en grund för bedömning av vattenmiljöns pH, då skador på bottenfaunan visat sig stå i relation till det lägsta uppmätta pH-värdet (Engblom och Lingdell 1983). Toleransgränsen, d v s den nedre pH-gränsen som en organism tål har i flera undersökningar bestämts både empiriskt och experimentellt. I en studie av Engblom och Lingdell (1984) fann man pH-gränser i överensstämmelse med undersökningar av Raddum och Fjellheim (1984) samt Otto och Svensson (1983). Det är möjligt att bottenfaunan tål korta surstötter men inte flera efter varandra eller utdragna episoder (McCahon m fl 1989).

Kläckningstider och larvstadier, det vill säga den period som insekter är som mest känsliga för pH-sänkningar, varierar hos t ex dagsländor från någon vecka upp till flera år. Surhetskänsliga organismer bör därför nästan alltid finnas i vattnet och ett biologiskt måttillfälle kan därmed ersätta flera vattenkemiska, speciellt i rinnande vatten där den vattenkemiska kvaliteten kan variera med tiden. Störst skillnad mellan surhetsbedömning med hjälp av bottenfauna och faktiska pH-mätningar har noterats i lokaler med sandbotten. Differensen blir dock mindre ju tätare pH-mätningarna utförs (Engblom och Lingdell 1983).

Bottenfaunaundersökningar i kalkade vattendrag uppvisar tyvärr ofta skador av surt vatten, trots kalkningsinsatser (Svahnberg 1996, Länsstyrelsen i Västra Götaland 1998, Länsstyrelsen i Kronoberg 1996, Länsstyrelsen i Värmland 1998, KM-Lab recipientkontroll 1996, Länsstyrelsen i Västernorrland 1998). Den mest sannolika orsaken till att bottenfaunan indikerar skador i kalkade vattendrag är att den har utsatts för surt vatten under perioder med högflöden eller under t ex driftsstopp av kalkdoserare. Kalkningsinsatserna är då inte tillräckliga för att

hålla den vattenkemiska kvaliteten under hela året. Tid efter första kalkning och möjligheter till återkolonisation har också betydelse för bottenfaunans återhämtning efter försurning (Bergquist m fl 1992).

Andra faktorer som kan ge liknande skador på bottenfaunasamhället som ökad surhet är punktutsläpp av föroreningar och framförallt uttorkning (Engblom och Lingdell 1983). Faktorer som val av provtagningslokal, provtagningsmetod, analysmetod och bedömningsmall (t ex val av index) kan också medverka till en osäker bedömning (Johnson 1999).

## Provtagningsmetoder för bottenfauna

I Naturvårdsverkets Handbok för miljöövervakning (Naturvårdsverket 1996) beskrivs undersökningstyper för inventering och tids-serier av bottenfauna. Inventeringen har i syfte att bedöma tillståndet i ett vatten, t ex med avseende på surhets- och föroreningsstatus. Tidsserier syftar också till att beskriva status, t ex surhet, men främst till att beskriva förändringar över tiden. Bottenfaunaprovtagning bör ske på hösten med eventuell ytterligare provtagning under året på våren. För att bedöma surhetsstatus tas proven med fördel på våren direkt efter vårfloden.

För provtagning av bottenfauna i rinnande vatten finns metoderna M42 (Lingdell och Engblom 1991), handhåvmetoden (SS-EN 27828) och Surber (Internationell standard 1988). Inom kalkeffektuppföljning för utvärdering av måluppfyllelse används främst M42 och handhåvmetoden. Det finns även äldre standarder av handhåvmetoden.

M42 (Lingdell och Engblom 1991, Naturvårdsverket 1996) är en kvalitativ metod som används i inventeringssyfte. Metoden är avsedd att täcka in ett stort antal olika biotoper. 30 prov tas inom en sträcka på 50 m innehållande både sel och fors. Proven tas genom störning med foten i bottensubstratet och uppfångande

av lossgjort material i en hushållssil. Det uppsamlade materialet sållas i fält och plockas på djur för konservering. Artbestämning sker under stereolupp i laboratorium.

Handhåvmetoden (SS-EN 27 828, Naturvårdsverket 1996) är en kvalitativ eller s k semi-kvantitativ metod. Fem prover tas från en homogen yta om möjligt över hela vattendragets bredd på en tiometerssträcka. Bottensubstratet störs genom att man rör om med foten inom ett område som är lika brett som håven och 1 m långt, samtidigt som löst material samlas in i håven. Varje sparkomgång skall vara 1 minut. Stora grenar och dylikt skrubbas rena och avlägsnas, medan resten av provet konserveras för sortering och artanalys på laboratorium. Varje delprov behandlas separat. Som komplement kan ett kvalitativt sökprov tas. Ett prov tas då från så många biotoper som möjligt inom provtagningsområdet under 10 minuter.

Bottenfaunaprovtagningsmetoderna är väl definierade med avseende på tillvägagångssätt, utrustning och analys. I många fall modifieras dock metoderna på olika sätt vid provtagning. Beroende på syfte kan också materialet analyseras på olika sätt, t ex med delprov.

### Surhetsindex baserade på bottenfauna

Det finns flera surhets- eller försurningsindex framtagna för bottenfauna: försurningsindex (Engblom och Lingdell 1990, Degerman m fl 1994), index system (Raddum m fl 1988), surhetsindex (Henrikson och Medin 1986) och surhetsindikatorer (Baekken och Aanes 1995). Samtliga baseras på förekomst/avsaknad av organismer med känd känslighet mot surhet. Försurningsindex (Degerman m fl 1994) och surhetsindex (Henrikson och Medin 1986) har mycket god korrelation med pH och över-skridande av kritisk syrabelastning ( $p < 0,0001$ ) medan de norska indexen inte visat lika god korrelation vid svenska förhållanden (Johnson 1999).

Försurningsindex (Degerman m fl 1994) baseras på förekomst av taxa med olika pH-tolerans. Indexvärden i skalan 1-5 åsätts enskilda taxa

enligt en lista (tabell 2). Det högsta erhållna indexet i provet anger försurningsindex för hela provet. Avsaknad av index 4-5 anger att bottenfaunan visar på surhetsskador.

Tabell 2: Index enligt försurningsindex (Degerman m fl 1994)

Index	Känslighet för surhet
FSI 0	Ej känt
FSI 1	Taxat överlever pH < 4,5
FSI 2	Taxat överlever pH 4,5-4,9
FSI 3	Taxat överlever pH 5,0-5,4
FSI 4	Taxat överlever pH 5,5-5,9
FSI 5	Taxat överlever ej pH < 6,0

Surhetsindex (Henrikson och Medin 1986, Naturvårdsverket 1999 a) är uppbyggt som ett poängsystem (tabell 3) med bedömning av förekomst av surhetskänsliga arter och grupper, förhållandet mellan antalet individer av släktet *Baetis* och ordningen bäcksländor, samt det totala antalet taxa enligt en lista. Poängen för de olika kriterierna läggs samman till en total bedömning. 0-4 poäng indikerar att bottenfaunan är surhetsskadad, 4-6 poäng surhetspåverkad och >6 poäng att bottenfaunan inte är påverkad av surhet (Henrikson och Medin 1986). I bedömningsgrunder för miljö-kvalitet (Naturvårdsverket 1999 a) är indexet något justerat vad gäller pH-intervallen för indikatorvärden för olika arter samt poängen för antalet taxa. Surhetsindex < 2 anger mycket lågt index, 2-4 lågt index, 4-6 måttligt högt index, 6-10 högt index och >10 mycket högt index. Jämförvärde är här 6, vilket betyder att prover med index < 6 är surhetspåverkat. Bedömningen skall baseras på provtagning enligt handhåvmetod (SS-EN 27 828).

Tabell 3: Kriterier enligt surhetsindex (Naturvårdsverket 1999 a)

Nr	Kriterium	Poäng
I	Förekomst av taxa med olika känslighet mot surhet	0-3
II	Förekomst av märkräftor	3
III	Förekomst av försurningskänsliga grupper	1/grupp
IV	Kvot mellan antal individer av <i>Baetis</i> och Plecoptera	0-2
V	Antal taxa ur en lista	0-2

# Material och metoder

---

Bottenfaunadata från Limnodata, Medins sjö- och åbiologi samt Ekologgruppen i Landskrona liksom länsstyrelserna i Gävleborgs, Väster- norrlands, Västerbottens och Norrbottens län har i samband med uppbyggandet av en ny nationell kalkningsdatabas levererats till Naturvårds- verket. Materialet utgörs av data från natur- värdesinventeringar, recipientkontroll, för- surningsbedömningar och kalkeffektuppföljning och omfattar 13 152 prov med totalt 308 851 förekomster. Data har bearbetats till ett enhetligt format av IMA/SLU.

De prov som enligt länsstyrelsernas rapporter eller KALK-databasen ingår i kalkeffektuppföljningsprogrammet och som insamlades under våren 1995 har valts ut för analys enligt frågeställningarna i denna uppsats. Våren 1995 har valts för att data fanns tillgängligt samt att uttorkning troligtvis inte drabbat vattendragen under den perioden (pers. kom. Pär-Erik Lingdell). Vårprovtagning ger också en bra bild av en eventuell surhetspåverkan under vårfloden (Naturvårdsverket 1996). Att provpunkterna ingår i kalkningens effektuppföljningsprogram har här använts som ett kriterium för att det finns ett biologiskt mål med kalkningsinsatserna och att provtagningspunkten kan betraktats som kalkad, åtminstone planeringsmässigt. Vid osäkerhet har provet uteslutits ur materialet.

Av de uppgifter för respektive prov som ingick i hela materialet har uppgifter om län, prov- tagningslokal, provtagning och förekomster använts. Tidigare länen Göteborg och Bohuslän, Älvsborg samt Skaraborgs län har slagits samman till nuvarande Västra Götalands län. En del av de prov som ingår i Västra Götalands län ligger i Värmlands län men administrerades 1995 av tidigare Älvsborgs län. Provtagning enligt BIN RR 111 och SS 02 81 91 (tidigare standarder av handhåvmetoden) har likställts med provtagning enligt SS-EN 27 828. För- surningsindex (Degerman m fl 1994) och surhetsindex (Henrikson och Medin 1986, Naturvårdsverket 1999 a) är framtagna för svenska vatten och har därför använts här. För försurningsindex (Degerman m fl 1994) har Limnodatas taxalista med försurningsindex

(1999-03-20) använts. Prov med index 1-3 klassas här som påverkade av surt vatten medan prov med index 4-5 klassas som icke påverkade. Surhetsindex (Henrikson och Medin 1986, Naturvårdsverket 1999 a) har beräknats enligt bilaga 2 i Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999 a). Där anges dock i kriterium IV en kvot mellan antalet arter av släktet Baetis och ordningen Plecoptera, vilket ska vara antalet individer (pers. kom. Mats Medin). Poäng ges med 0, 1 eller 2. Då detta kriterium kräver att antalet individer räknas och anges, vilket inte alltid görs vid analys efter provtagning enligt metoden M42, har ett defaultvärde på 1 tillskrivits kriterium IV i alla prov. I denna uppsats klassas prov med index 1-5 som påverkade av surt vatten medan prov med index  $\geq 6$  som icke påverkade. Indexen har beräknats av IMA/SLU. Prov som klassats som surhets- påverkat enligt båda indexen har bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt medan prov som klassats som icke surhetspåverkat enligt båda indexen bedömts som godkända ur kalkningssynpunkt. Prov med olikvisande index har ansetts ha osäker bedömning.

För alla bottenfaunaprov har kalkningsmetod (samtliga kalkningsinsatser som påverkar prov- punkten, oberoende av huvudmetod) och startår för kalkning tagits fram med hjälp av läns- styrelsernas kalknings- och effektuppföljnings- planer. I enstaka fall då informationen inte funnits i denna form har muntliga kontakter tagits med respektive länsstyrelse. Uppgifter om årsmedelavrinningen för åren 1960-89, uppdelad i zoner, har hämtats från SMHI. För prov som bedömts underkända ur kalknings- synpunkt har vattenkemiska data (pH, alkalinitet och färg) tagits fram ur KALK- databasen eller länsstyrelsernas egna databaser. De vattenkemiska proverna är oftast tagna vid samma punkt som bottenfaunan eller i närheten i samma vattendrag, under tiden 95-01-01 fram till datumet för bottenfaunaprovtagningen. Om flera vattenkemiska prov tagits under perioden har det prov som har lägst alkalinitet använts.

Data har analyserats i Microsoft Excel.

# Resultat

Efter urval enligt de givna kriterierna återstår 180 bottenfaunaprov tagna under perioden 950418-950705 (se karta i bilaga). Antalet prov är störst i Västerbotten och minst i Västernorrland (tabell 4). Flera prov kan vara tagna på olika punkter inom samma vattendrag.

Tabell 4: Antal bottenfaunaprov fördelat på län.

Län	Antal prov
Kronoberg	29
Halland	21
Västra Götaland	23
Västernorrland	14
Jämtland	19
Västerbotten	74

## Avrinning

Den arealspecifika årsmedelavrinningen varierar i de regioner som ingår i denna undersökning från 200 till 600 mm/år. Medelvärdet för årsmedelavrinningen är 353 mm/år och medianen 300 mm/år. Bottenfaunastationerna i Halland avviker stort med ett medelvärde på 476 mm/år och en median på 500 mm/år.

I de nordligare vattendragen (Västernorrland, Jämtland och Västerbotten) är avrinningen starkt koncentrerad till perioder med snösmältning i framförallt maj och juni medan avrinningen i de södra delarna av landet (Västra Götaland, Halland och Kronoberg) är mera jämt fördelad över året.

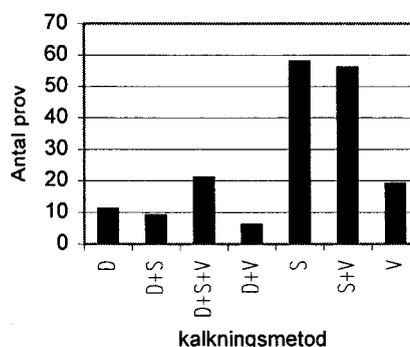
## Provtagningsmetod

Av de 180 bottenfaunaprov som ingår i jämförelsen är 107 tagna med M42 (Lingdell och Engblom 1991, Naturvårdsverket 1996) och 73 med handhäv (SS-EN 27 828, Naturvårdsverket 1996). M42 har använts som insamlingsmetod i Västernorrland, Jämtland och Västerbotten medan handhäv har använts i Kronoberg, Halland och Västra Götaland.

## Kalkningsmetod

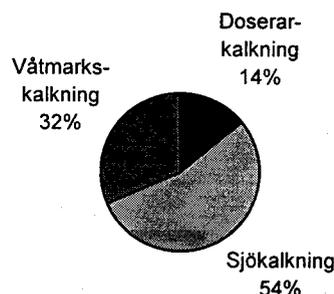
Sjökalkning och kombinationen sjö- och våtmarkskalkning är de vanligaste spridnings-

metoderna i denna undersökning med 32 respektive 31 % av kalkningarna. Kombinationen doserar-, sjö- och våtmarkskalkning står för 12 % och enbart våtmarkskalkning 11 %. Enbart doserarkalkning står för 6 % medan kombinationen doserar- och sjökalkning står för 5 % och kombinationen doserar- och våtmarkskalkning 3 % (figur 1).



Figur 1: Fördelning av kalkningsmetoder och kombinationer av metoder. D=doserarkalkning, S=sjökalkning och V=våtmarkskalkning. N=180.

En stor del av kalkningarna utförs med en kombination av olika spridningsmetoder. Om de prov som kalkats med en kombination av metoder fördelas jämnt på respektive enskild spridningsmetod står doserarkalkning för 14 % av den totala kalkmängden, våtmarkskalkning för 32 % och sjökalkning för 54 % (figur 2).



Figur 2: Fördelning av kalkningsmetoder. N=180

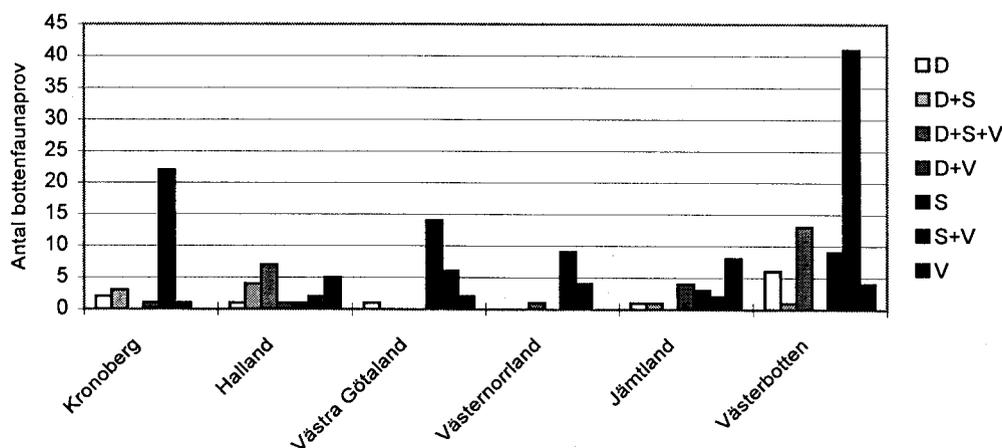
Kombinationen sjö- och våtmarkskalkning dominerar i Västerbotten (55 %). Sjö- och våtmarkskalkning är den dominerande spridningsmetoden i framförallt Kronoberg (76 %), men även i Västra Götaland (61 %) och Västernorrland (64 %). Ingen särskild kalkningsmetod eller kombination av metoder dominerar i Halland eller Jämtland (figur 3).

### Kalkningsperiodens längd

Medelvärdet för kalkningsperiodens längd är för samtliga bottenfaunaprov 6,9 år och medianen 6 år. Kortast tid har kalkningarna pågått i Västernorrland (2,5 år). Något längre har kalkningarna pågått i Jämtland och Västerbotten (4 år). Längst har kalkningarna pågått i Halland (8 år), Västra Götaland (11 år) och Kronoberg (12 år) (tabell 5).

Tabell 5: Kalkningsperiodens medellängd i de provtagningslokaler som ingår i undersökningen, fördelat på olika län.

Län	Kalkningsperiodens medellängd (år)
Kronoberg	12
Halland	8
Västra Götaland	11
Västernorrland	2,5
Jämtland	4
Västerbotten	4



Figur 3: Kalkningsmetoder och kombinationer av kalkningsmetoder, fördelat på län. D=doserarkalkning, S=sjö- och våtmarkskalkning och V=våtmarkskalkning.

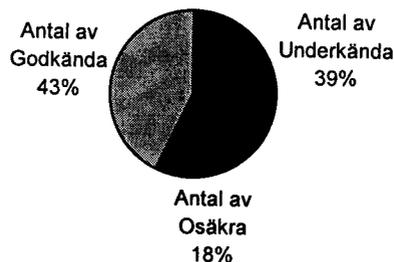
Olika kalkningsmetoder och kombinationer av metoder har i detta material olika medelvärde för kalkningsperiodens längd (tabell 6).

Tabell 6: Kalkningsperiodens medellängd samt andel bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt, fördelat på olika kalkningsmetoder. N=180.

Kalkningsmetod	Kalkningsperiodens längd (år)	Andel underkända bottenfaunaprov
D	4,8	64 %
D+S	9,2	44 %
D+S+V	7,4	19 %
D+V	5,7	17 %
S	8,4	31 %
S+V	6,0	45 %
V	5,2	63 %

### Surhetsskador på bottenfaunan

Av de 180 bottenfaunaprov i kalkade vattendrag som ingår i jämförelsen är 71 prov (39 %) underkända ur kalkningssynpunkt, d v s båda de använda indexen visar på surhetsskador. 77 prov (43 %) är godkända ur kalkningssynpunkt medan 32 prov (18 %) har en osäker bedömning i och med att de båda använda indexen ger olika utslag (figur 4).



Figur 4: Fördelning av bottenfaunaprov som bedömts underkända, osäkra och godkända ur kalkningssynpunkt. N = 180.

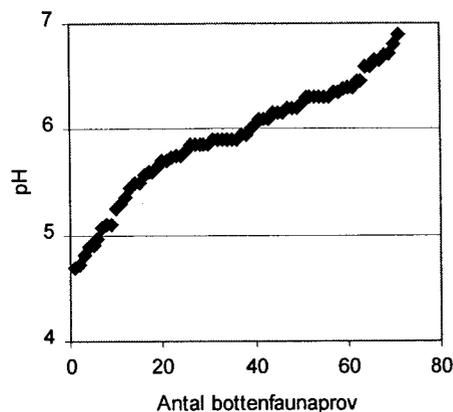
Skillnaden i andel bottenfaunaprov som bedömts underkända ur kalkningssynpunkt är stor mellan länen (tabell 7). Störst andel underkända bottenfaunaprov återfinns i Jämtland (68 %) och Västernorrland (57 %). Något lägre andel ses i Kronoberg (45 %) och Västerbotten (38 %). Lägst andel underkända bottenfaunaprov ses i Halland (29 %) och Västra Götaland (13 %).

Tabell 7: Andel bottenfaunaprov som bedömts underkända ur kalkningssynpunkt, fördelat på län.

Län	Underkända bottenfaunaprov
Kronoberg	45 %
Halland	29 %
Västra Götaland	13 %
Västernorrland	57 %
Jämtland	68 %
Västerbotten	38 %

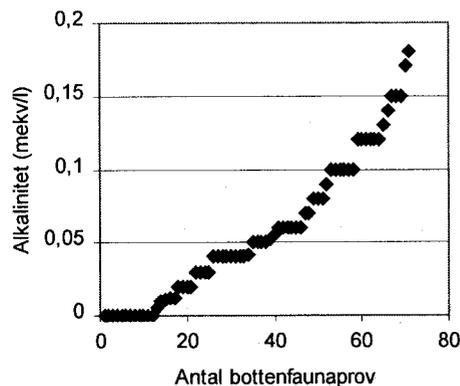
### Vattenkemi i lokaler med bottenfaunaskador

Av de 71 bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt har i 39 fall (55 %) vattenkemiska värden med pH < 6,0 uppmätts (figur 5). 13 av dessa (18 %) har uppmätt pH < 5,5, d v s den pH-gräns som används i bottenfaunaindexen. Detta ger att i 45 % av de lokaler där bottenfaunan bedömts som underkänd ur kalkningssynpunkt har det vattenkemiska målet med pH > 6,0 uppfyllts och i 82 % vattenkemiska värden på pH > 5,5. Medelvärdet för pH i de lokaler där bottenfaunan bedömts som underkänd ur kalkningssynpunkt är 5,9 och medianen 5,9.



Figur 5: pH i lokaler där bottenfaunan bedömts som underkänd ur kalkningssynpunkt.

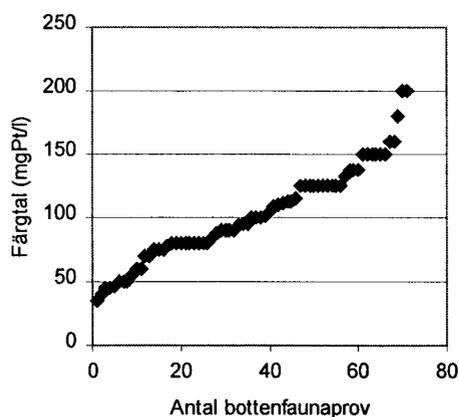
Av de 71 bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt har i 53 fall (74 %) vattenkemiska värden med en alkalinitet < 0,1 mekv/l uppmätts (figur 6). 34 av dessa (47 %) har uppmätt alkalinitet < 0,05 mekv/l. Detta ger att alkalinitetsmålet på > 0,05 mekv/l har uppfyllts i 53 % av de lokaler där bottenfaunan bedömts som underkänd ur kalkningssynpunkt. Medelvärdet för alkaliniteten i de lokaler där bottenfaunan bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt är 0,06 och medianen 0,05. Någon större avvikelse från detta värde ses bara i Västra Götaland där medianen för alkaliniteten i de prov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt är 0,14 mekv/l.



Figur 6: Alkalinitet i lokaler där bottenfaunan bedömts som underkänd ur kalkningssynpunkt

Andelen bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt, där båda de vattenkemiska målen (pH > 6,0 samt alkalinitet > 0,05 mekv/l) har uppfyllts, är 44 %.

Medelvärde för färgtalet i vattendrag med bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt är 103 mgPt/l och medianen 100 mgPt/l (figur 7).

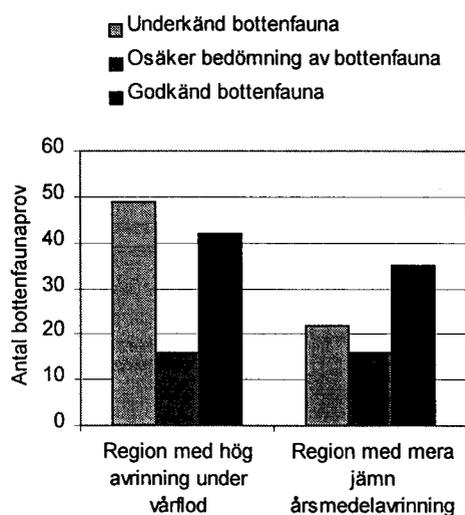


Figur 7: Färgtal i lokaler där bottenfaunan bedömts som underkänd ur kalkningssynpunkt.

### Avrinning i lokaler med bottenfaunaskador

Medelvärde för årsmedelavrinningen i vattendrag med bottenfauna som bedömts underkänd ur kalkningssynpunkt är 364 mm/år och medianen 300 mm/år. I stationer med bottenfauna som bedömts godkänd ur kalkningssynpunkt är medelvärdet 343 mm/år och medianen 300 mm/år. Om man ser till hela materialet finns således ingen skillnad i årsmedelavrinning mellan lokaler med bottenfauna som bedömts som godkänd eller underkänd ur kalkningssynpunkt. Skillnad i årsmedelavrinning mellan lokaler med underkänd och godkänd bottenfauna ses i Västra Götaland där medianen för underkända bottenfaunaprov är 300 mm/år och medianen för godkända prov 400 mm/år, samt i Kronoberg där medianen för underkända prov är 200 mm/år och medianen för godkända 300 mm/år.

Andelen bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt är 46 % i regioner med hög vattenföring under perioder med snösmältning (Västernorrland, Jämtland och Västerbotten). Regioner med en mer jämn årsmedelavrinning (Kronoberg, Halland och Västra Götaland) uppvisar 30 % underkända bottenfaunaprov (figur 8).



Figur 8: Prov med bedömningen underkänd, osäker respektive godkänd bottenfauna ur kalkningssynpunkt, fördelat på regioner med hög avrinning under perioder med snösmältning och regioner med mera jämn årsmedelavrinning. N = 180.

Medelvärde för pH och alkalinitet i de lokaler där bottenfaunan bedömts som underkänd ur kalkningssynpunkt är för regioner med höga flöden under perioder med snösmältning 5,9 respektive 0,06 mekv/l och för regioner med mera jämn årsmedelavrinning 5,8 respektive 0,05 mekv/l.

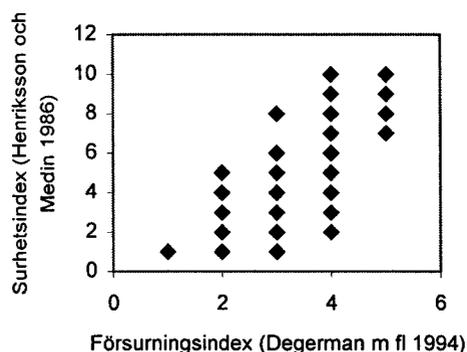
Andelen bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt och där något av de vattenkemiska målen (pH > 6,0 eller alkalinitet > 0,05 mekv/l) inte har uppfyllts, är för regioner med höga flöden under perioder med snösmältning 57 % och för regioner med mer jämn årsmedelavrinning 55 %.

### Utfall med olika provtagnings och bedömningsmetoder

Av de 107 bottenfaunaprov som insamlats med M42 är 46 % underkända ur kalkningssynpunkt, 15 % har osäker bedömning och 39 % är godkända. Av de 73 bottenfaunaprov som insamlats med handhäv är 30 % underkända ur kalkningssynpunkt, 22 % har osäker bedömning och 48 % är godkända.



Enligt försurningsindex (Degerman m fl 1994) uppvisar 81 prov (45 %) surhetsskador. Enligt surhetsindex (Henriksson och Medin 1986, med justering enligt s 8) uppvisar 93 prov (52 %) surhetsskador. Korrelation mellan de båda indexen ger överensstämmelse enligt figur 9.



Figur 9: Korrelation mellan surhetsindex (Naturvårdsverket 1999 a, med justering enligt s 8) och försurningsindex (Degerman m fl 1994). N=180.

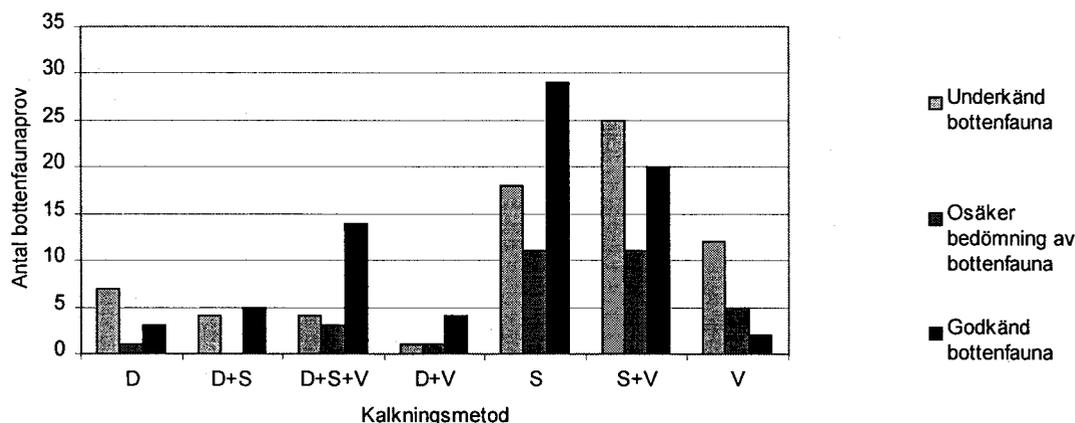
### Utfall med olika kalkningsmetoder och varaktighet

Doserarkalkning och våtmarkskalkning ger störst andel bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt (64 respektive 63 %). Något bättre resultat uppvisar kombinationen doserar- eller våtmarkskalkning till-

sammans med sjökalkning där andelen underkända bottenfaunaprov är 44 respektive 45 %. Vattendrag med enbart uppströms sjökalkning ger 31 % underkända bottenfaunaprov. Lägst andel underkända bottenfaunaprov erhålls vid kombinationen sjö-, doserar- och våtmarkskalkning (19 %) samt kombinationen doserar- och våtmarkskalkning (17 %) (tabell 6 samt figur 10).

Medianen för kalkningsperiodens längd är i vattendrag med bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt 5 år och medelvärdet 5,9 år. Medianen för kalkningsperiodens längd är i vattendrag med bottenfauna som bedömts som godkänd ur kalkningssynpunkt 7 år och medelvärdet 7,5 år.

Störst skillnad i antal kalkningsår mellan lokaler där bottenfaunan bedömts som underkänd respektive godkänd ur kalkningssynpunkt ses i Halland (-3 år) och Väster-norrland (-2,5 år). I Kronoberg och Jämtland är skillnaden -1,5 respektive -1 år. Ingen skillnad i antal kalkningsår ses i Västerbotten. Vattendrag med bottenfauna som bedömts som underkänd ur kalkningssynpunkt har i Västra Götaland kalkats i snitt 1,5 år längre än vattendrag med bottenfauna som bedömts som godkänd ur kalkningssynpunkt.



Figur 10: Kalkningsmetoder i de vattendrag som bottenfaunaproverna tagits i. D=doserarkalkning, S=sjökalkning och V=våtmarkskalkning. N=18

# Diskussion

## Surhetskadade bottenfaunaprov

Kalkningens biologiska målsättning är att avgifta vattnet så att den naturliga floran och faunan kan bestå eller återkolonisera. Den vattenkemiska målsättningen innebär att pH skall höjas över 6,0, samt att alkaliniteten skall höjas över 0,1 mekv/l. I en årscykel skall pH inte någon gång under året understiga 6,0 och alkaliniteten skall ej någon gång under året vara lägre än 0,05 mekv/l, om inte naturliga värden är lägre (Naturvårdsverket 1988).

Resultaten i denna undersökning visar på en stor andel bottenfaunaprov som bedömts underkända ur kalkningssynpunkt (39 %). I drygt hälften (56 %) av lokalerna för de underkända bottenfaunaproven i denna undersökning är inte heller de vattenkemiska målen (pH > 6,0 samt alkalinitet > 0,05 mekv/l) uppfyllda. Detta innebär (om man antar att prov med osäker och godkänd bedömning av bottenfaunans surhetsstatus uppfyller den vattenkemiska målsättningen) att varken den biologiska eller vattenkemiska målsättningen med kalkningen uppfyllts i 23 % av lokalerna för bottenfaunaprovtagningen i denna undersökning.

Detta kan jämföras med data från länsstyrelsernas nyckeltalsredovisning (uppgift från Naturvårdsverkets kalkningsgrupp). Den biologiska målsättningen där innebär att bottenfaunan ska vara ej eller obetydligt påverkad av försurning och att försurningskänsliga fiskar ska visa på reproduktion. Den vattenkemiska målsättningen innebär att pH eller alkaliniteten inte ska underskrida 6,0 respektive 0,05 mekv/l någon gång under året. Måluppfyllelsen kan anges som målet uppfyllt, målet ej uppfyllt och okänt. För budgetåret 94/95 hade den biologiska målsättningen i de län som ingår i denna undersökning inte uppfyllts i 16 % av de undersökta kalkade vattendragssträckorna. Den vattenkemiska målsättningen hade inte uppfyllts i 22 % av de kalkade vattendragssträckorna. Skillnaden i resultat mellan olika län var dock stor och alla hade inte redovisat nyckeltal (tabell 8).

Tabell 8: Nyckeltal för biologisk och vattenkemisk målsättning i kalkade vattendrag för de län som ingår i denna undersökning, budgetåret 94/95. Tabellen anger andel kalkad och undersökt vattendragslängd där det biologiska målet ej uppfyllts och andel kalkad vattendragslängd där det vattenkemiska målet ej uppfyllts.

Län	Biologiska målet ej uppfyllt	Kemiska målet ej uppfyllt
Kronoberg	-	-
Halland	23 %	39 %
Västra Götaland	21 %	3 %
Västernorrland	6 %	15 %
Jämtland	15 %	30 %
Västerbotten	-	21 %

Nyckeltalen för kalkningens måluppfyllelse redovisas inte alltid av alla län och olika län har också olika omfattande provtagningsprogram. Detta kan medverka till de stora skillnaderna i måluppfyllelse mellan länen men även mellan olika år. Nyckeltalen ger dock en generell bild av måluppfyllelsen. Andelen undersökt vattendragssträcka där den biologiska målsättningen inte uppfyllts varierar mellan 18 och 31 % för åren 93/94 till 97 medan andelen kalkad vattendragssträcka där det vattenkemiska målet ej uppfyllts varierar mellan 9 och 24 % (tabell 9).

Tabell 9: Nyckeltal för biologisk och vattenkemisk målsättning i kalkade vattendrag för samtliga län som angivit nyckeltal budgetåren 93/94 till 97. Tabellen anger andel undersökt kalkad vattendragslängd där det biologiska målet ej uppfyllts och andel kalkad vattendragslängd där det vattenkemiska målet ej uppfyllts.

Budgetår	Biologiska målet ej uppfyllt	Kemiska målet ej uppfyllt
93/94	18 %	12 %
94/95	22 %	24 %
95/96	31 %	9 %
97	30 %	9 %

Bottenfaunaprovtagningar i rinnande vatten i riksinventeringen hösten 1995 gav att 33 av 100 kalkade/kalkpåverkade vattendrag (33 %) hade en bottenfauna som indikerade att pH varit lägre än 5,5 (Persson och Eriksson 1996).

Enligt denna undersökning är alltså den biologiska måluppfyllelsen våren 1995 sämre än den som redovisades i nyckeltalen för budgetåret 94/95 för de län som ingår i denna undersökning, medan den vattenkemiska måluppfyllelsen är ungefär densamma. Även jämfört med nyckeltalen för samtliga län som redovisat biologisk måluppfyllelse under åren 93/94 till 97 samt riksinventeringen hösten 95 visar denna undersökning på en något sämre måluppfyllelse. Nyckeltalen skulle kunna förväntas visa på en sämre biologisk måluppfyllelse eftersom, förutom bottenfauna, även fiskreproduktion bedöms. Däremot provtas bottenfaunan för nyckeltalen antingen på våren eller hösten och riksinventeringen 95 enbart på hösten, vilket skulle kunna förklara den något bättre bilden jämfört med denna undersökning, som enbart har vårprovtagning. Vårprovtagning direkt efter vårfloden anses ju ge en bättre bild av surhetspåverkan (Naturvårdsverket 1996).

31 av de bottenfaunaprover som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt i denna undersökning (44 %) är underkända trots att de vattenkemiska målen är uppfyllda. Detta mönster, att andelen ej uppfyllda biologiska mål är större än andelen ej uppfyllda vattenkemiska mål, ses även i nyckeltalsredovisningen. På grund av svårigheterna med att i rinnande vatten fånga in de sämsta vattenkemiska värdena under året kan dock sämre förhållanden rått under perioder utan provtagning och den vattenkemiska måluppfyllelsen visar då inte på de faktiska förhållandena. Bottenfaunan kan också ha utsatts för annan påverkan som t ex uttorkning eller utsläpp vilket kan ge liknande skador på bottenfauna som de vid ökad surhet. Risken för uttorkning var dock liten detta år men övrig påverkan är inte utredd i den här undersökningen.

### **Avrinning**

Vid stora nederbördsmängder och under perioder med kraftig snösmältning eller kraftiga höstregn kan en ytlig avrinning ske utan neutralisering i marken. Detta medför ofta en kraftig men tillfällig försurning av ytvattnet, en sk surstöt (Naturvårdsverket 1986). I regioner med kraftig vårflod under perioder med snösmältning (Västernorrland, Jämtland och Västerbotten) kan man i denna undersökning se en högre andel underkända bottenfaunaprover, 46 %, jämfört med 30 % i regioner med mera

jämn årsmedelavrinning (Kronoberg, Halland och Västra Götaland).

Höga flöden under korta perioder skulle kunna medföra att det vattenkemiska målet att alkaliniteten inte någon gång under året ska underskrida 0,05 mekv/l är svårt att uppfylla. Totala andelen prov med ej uppfyllda alkalinitetsmål är också högre i regioner med stora vårflöden (26 %) än i regioner med mera jämn årsmedelavrinning (16 %) (antaget att lokaler där bottenfaunan bedömts som osäker och godkänd ur kalkningssynpunkt har godkänd vattenkemi).

Enbart hög årsmedelavrinning verkar inte ha någon inverkan på kalkningsresultatet enligt denna undersökning.

### **Inverkan av olika provtagningsmetoder och index**

Om bottenfaunaprover tagits med olika metoder, och detta inte ger jämförbara resultat, skulle det kunna vara en tänkbar orsak till att vissa prov visar på lyckad kalkning m a p bottenfauna, medan andra indikerar surhets-skador. Resultaten speglar då inte surhetsläget, utan den metod och det index som använts.

Enligt en undersökning av Mackey m fl (1984) bör samma metod och provtagare användas för att få jämförbara resultat. Sten Karlsson (Karlsson 1998) fann att M42 samlade fler taxa och visade på en högre artdiversitet än handhåv. Det är inte helt oväntat då M42-metoden täcker in fler biotoper och maximalt utbyte av taxa fås vid maximalt antal provtagningsområden och tillfällen (Mackey m fl 1984). Också enligt Ekström (under publikation) samlar M42 vanligen fler taxa än handhåv, men vid bedömning av surhet med index enligt bedömningsgrunder för miljö-kvalitet (Naturvårdsverket 1999 a) tycks det vid utvärdering inte inverka på resultatet vilken provtagningsmetod som används. I denna undersökning visar provtagning med M42 på större andel surhets-skadad bottenfauna än provtagning med handhåv. Detta är lite överraskande då M42 täcker in fler biotoper än handhåvmetoden och därmed löper mindre risk att missa surhets-känsliga taxa och därmed mindre risk att överskatta surhets-skador. Resultatet är dock troligen beroende av att M42 har använts som metod i norra Sverige och

sammanfaller därför med andra faktorer som avrinningen och kalkningsperiodens längd.

I bakgrundsrapport 2 till bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Johnson 1999) jämförs de olika indexen för surhet/försurning i vattendrag. Vid jämförelse med kritisk belastning (se faktaruta Kritisk belastning i Naturvårdsverket rapport 4813 s. 55) visar surhetsindex (Henrikson och Medin 1986) en tendens att överskatta surhetsskador, samtidigt som försurningsindex (Degerman m fl 1994) verkar underskatta surhetsskador. Vid jämförelse med pH, som är ett mindre tillförlitligt mått på stora variationer under kort tid, kan surhetsindex både överskatta och underskatta surhetsskador mer än försurningsindex. Även i denna undersökning uppvisar surhetsindex (Henrikson och Medin 1986, Naturvårdsverket 1999 a) något större andel surhetsskadade bottenfaunaprov än försurningsindex (Engblom och Lingdell 1990, Degerman m fl 1994).

Eventuella olikheter i bottenfaunasamhällen beroende av naturgeografisk region torde inte ha någon betydelse för bedömning av bottenfaunans surhetspåverkan då jämförvärde för surhetsindex enligt bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999 a) är samma för hela landet.

### **Inverkan av olika kalkningsmetoder och kalkningsperiodens längd**

Enligt Naturvårdsverket (1999 b) är den totala kalkspridningen fördelad så att doserarkalkning står för 20 % av den totala kalkmängden, våtmarkskalkning 32 % och sjökalkning 48 %. Givetvis kombineras också dessa metoder. Fördelningen av spridningsmetoder är dock olika mellan olika län. Fördelningen av spridningsmetoder enligt denna undersökning stämmer bra överens med den nationella bilden, men även med fördelningen av kalkningsmetoder inom de län som ingår i undersökningen.

För bottenfaunan spelar det antagligen ingen direkt roll vilken kalkningsmetod som används, så länge den vattenkemiska målsättningen klaras (Degerman m fl 1990). Svårigheterna med att framgångsrikt kalka vattendrag gör dock att kalkningsmetoden indirekt har en påverkan.

Enligt en enkätundersökning (Svahnberg 1996) över doserarstatus -94 uppvisade bottenfaunan nedströms 53 % av doserarna betydligt till mycket stark påverkan av surt vatten. Vissa av dessa bottenfaunaprov var dock tagna innan doserarna tagits i drift. I de fall som doserarna varit i drift 5 år eller längre var andelen doserare med surhetsskadad bottenfauna 24 %. Andelen doserare där den vattenkemiska målsättningen med kalkningen inte uppfyllts var 34 %. Vid fältkontroll av kalkdosering under försommaren 1995 (Svahnberg 1996) var 36 % av doserarna ur drift. Vid nästan hälften (45 %) av doserarna uppfylldes inte den vattenkemiska målsättningen nedströms samtidigt som bottenfaunan uppvisade surhetsskador i 12 % av fallen. I de fall som doserarna varit i drift fem år eller längre var andelen surhetsskadad bottenfauna 5 %. I vissa fall var provtagningslokalerna även påverkade av andra kalkningsmetoder. Enligt doserarinventeringen är alltså andelen vattenkemiskt underkända kalkningar betydligt större än biologiskt underkända, tvärt emot denna undersökning och nyckeltalsredovisningarna för måluppfyllelse. Enligt en annan undersökning var bottenfaunan nedströms doserare som drabbats av driftsstörningar mer skadad än bottenfaunan i försurade vattendrag utan doserare (Engblom och Lingdell 1985). Vid doserarkalkning i kombination med sjö- och/eller markkalkning erhålls enligt Degerman m fl (1990) bättre resultat för bottenfaunan än vid enbart doserarkalkning. Flera undersökningar visar att våtmarkskalkning ger det bästa resultatet (Ahlström och Isaksson 1990).

I denna undersökning ger doserarkalkning dåligt resultat med 64 % bottenfaunaprov som bedömts underkända ur kalkningssynpunkt, betydligt sämre än vad doserarenkäten -94 och doserarinventeringen -95 visar på. Bättre resultat erhålls dock vid doserarkalkning i kombination med sjökalkning (44 %), i enlighet med tidigare resultat. Tvärt emot tidigare undersökningar uppvisar våtmarkskalkning i denna undersökning mycket dåligt resultat med 63 % bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt. Kombinationen våtmarks- och doserarkalkning, som enskilt är de kalkningsmetoder som ger störst andel underkända bottenfaunaprov, ger dock mycket bra resultat enligt denna undersökning med bara 17 % bottenfaunaprov som bedömts underkända ur kalkningssynpunkt.

Resultatens beroende av de olika kalkningsmetoderna verkar inte korrelera till faktorer som avrinning eller län.

Enligt Bergquist m fl (1992) ökar antalet bottenfaunaarter med antalet kalkningar och tid efter första kalkning, och en signifikant ökning kan ses först efter ca 5 år i vattendrag. Det tar ca 10 år efter första kalkningen innan samma nivå på artantal uppnås som i neutrala okalkade vatten (Bergquist m fl 1992). I denna undersökning ses en skillnad i kalkningsperiodens längd mellan bottenfaunaprov som bedömts som underkända och godkända ur kalkningssynpunkt, då vattendrag med bottenfaunaprov som bedömts underkända ur kalkningssynpunkt kalkats i snitt 5 år (medelvärde 6 år) och vattendrag med bottenfaunaprov som bedömts godkända kalkats i snitt 7 år (medelvärde 7,5 år).

Andelen bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt per kalkningsmetod verkar till viss del överensstämma även med kalkningsperiodens längd. Kalkningar enligt en viss metod eller kombination av metoder som har hög andel bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt har även pågått under relativt kort period och vice versa. Detta gäller dock inte för metodkombinationen doserar- och våtmarkskalkning som med bara 17 % bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt har kalkats under relativt kort period (i medel 5,7 år).

### Slutsatser

Andelen bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt är för hela materialet 39 %. Detta är en något större andel än vad t ex nyckeltalen för kalkningens biologiska måluppfyllelse och riksinventeringen -95 visar på, med mellan 18 och 33 % surhetsskadade lokaler i kalkade vattendrag för åren 92/93 till 97. Att denna undersökning, till skillnad från de ovanstående, enbart har vårprovtagning skulle till viss del kunna ge en förklaring till den högre andelen surhetsskadad bottenfauna.

Av de bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt har i 44 % båda de vattenkemiska målen  $\text{pH} > 6,0$  samt alkalinitet  $> 0,05$  mekv/l uppfyllts.

Den faktor som främst verkar inverka på kalkningsresultatet i form av bottenfaunans påverkan av surt vatten är enligt denna undersökning avrinningsmönstret, då andelen bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt är högre i regioner med stora vårflöden än i regioner med mera jämn avrinning.

Även kalkningsperiodens längd inverkar något på kalkningsresultatet då andelen bottenfaunaprov som bedömts underkända ur kalkningssynpunkt sjunker något med kalkningsperiodens längd. D v s andelen bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt är något lägre i lokaler med relativt lång kalkningsperiod jämfört med andelen underkända prov i lokaler med relativt kort kalkningsperiod. Dessa resultat stämmer också in med tidigare undersökningar.

Till viss del verkar också kalkningsmetoden inverka på kalkningens biologiska måluppfyllelse. Relativt dålig biologisk måluppfyllelse erhålls vid doserar- och våtmarkskalkningar samt kombinationerna sjö-/våtmarkskalkning och doserar-/sjökalkning. Relativt bra resultat uppnås vid sjökalkning samt kombinationerna doserar-/våtmarkskalkning och doserar-/sjö-/våtmarkskalkning. Måluppfyllelsen för de olika kalkningsmetoderna sammanfaller till viss del med kalkningsperiodens medellängd, d v s metoder med relativt låg måluppfyllelse har också använts under relativt kort period och vice versa. Undantaget är kombinationen doserar- och våtmarkskalkning som uppvisar bra resultat trots relativt kort kalkningsperiod. I denna undersökning visar doserar- och våtmarkskalkning som enskilda metoder på sämre måluppfyllelse än tidigare undersökningar.

Andelen bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt är relativt låg i Västerbotten jämfört med övriga län med höga flöden under perioder med snösmältning och relativt kort kalkningsperiod. Andelen bottenfaunaprov som bedömts som underkända ur kalkningssynpunkt är i Kronoberg å andra sidan hög jämfört övriga län med mera jämn årsmedelavrinning och relativt lång kalkningsperiod.

# Referenser

---

- Ahlström, J. och Isaksson, K.-E. 1990. Försurningsläget i Norrlands inland och fjälltrakter - kalkning. Naturvårdsverket rapport 3781.
- Baekken, T. och Aanes, K.J. 1995. Use of macroinvertebrates to classify water quality. Report No 2 A: Acidification. Norsk institutt for vannforskning (NIVA).
- Bergkvist, Bo 1995. Försurningen har trängt djupt ner i skogsmarken. I Försurningen i Sverige - vad vet vi egentligen? Naturvårdsverket rapport 4421.
- Bergquist, B., Engblom, E., Lingdell, P.-E. 1992. Förekomst och kolonisation av bottenfauna i kalkade vatten. Information från Sötvattenslaboratoriet Drottningholm. nr 4 1992.
- Bertills, U., Brodin, Y., Dickson, W., Staaf, H. 1995. Miljöavgifter och kalk i kampen mot försurningen. I Försurningen i Sverige - vad vet vi egentligen? Naturvårdsverket rapport 4421.
- Brodin, Y.W., 1995. Acidification of Swedish freshwaters. I Liming of Acidified Surface Waters. Ed. Henrikson, L. Och Brodin, Y.W. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1995.
- Degerman, E., Sjölander, E., Johlander, A., Sjöstrand, P., Höglind, K., Thorsson, L., och Carlstrand, H. 1990. Kalkning för att motverka försurningspåverkan på fisk i rinnande vatten. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. 1990:4.
- Degerman, E., Fernholm, B., Lingdell, P.-E. 1994. Bottenfauna och fisk i sjöar och vattendrag - Utbredning i Sverige. Naturvårdsverket rapport 4345.
- Degerman, E., Henrikson, L., Herrmann, J. och Nyberg, P. 1995. The effects of liming on aquatic fauna. I Liming of Acidified Surface Waters. Ed. Henrikson, L. Och Brodin, Y.W. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1995.
- Dickson, William 1978. Alkalinitet och pH i svenska vatten 1975-78. SNV PM:1106.
- Edenhamn, P., Ekendahl, A., Lönn, M. och Pamilo, P. 1999. Spridningsförmåga hos svenska växter och djur. Naturvårdsverkets rapport 4964.
- Ekström, Christina (under publikation). Bottenfauna projektet. Naturvårdsverket rapport
- Engblom, E. och Lingdell, P.-E. 1983. Bottenfaunans användbarhet som pH-indikator. Naturvårdsverket rapport 1741.
- Engblom, E. och Lingdell, P.-E. 1984. The mapping of short-term acidification with the help of biological pH indicators. Institute of freshwater research, Drottningholm. Report No 61, s 60-68.
- Engblom, E. och Lingdell, P.-E. 1985. Hur påverkar kalkdoserare bottenfaunan? Naturvårdsverket rapport 1994.
- Engblom, E. och Lingdell, P.-E. 1990. Rena och oförsurade vatten, finns dom? Naturvårdsverket rapport 3708.
- Herrmann, Jan 1995. Vad händer i vattendragen? Försurningen i Sverige - vad vet vi egentligen? Naturvårdsverket rapport 4421.
- Internationell standard 1988. ISO 8265. International Organisation for Standardisation, Switzerland.
- Johnson, Richard K., 1999. Ecological and environmental relevance. I Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Sjöar och vattendrag - Bakgrundsrapport 2 biologiska parametrar. Naturvårdsverkets rapport 4921.
- Karlsson, Sten 1998. Bottenfaunaprovtagning i rinnande vatten - en jämförelse mellan metoderna: M-42, Surber och handhåv. Länsstyrelsen i Jämtlands län. Rapport 98:2.
- KM Lab recipientkontroll 1996. Undersökningar av bottenfauna i kalkade vatten i Lessebo kommun 1995.
- Korsman, T. och Renberg, I. 1995. Att läsa försurningens historia i sedimenten. I Försurningen i Sverige - vad vet vi egentligen? Naturvårdsverket rapport 4421.
- Kullberg, A. 1992. Benthic macroinvertebrate community structure in 20 streams of varying pH and humic content. Environmental Pollution 78 s. 103-106.
- Lingdell, P.- E. Och Engblom, E. 1991. Vattenkvalitet i några sjöar och vattendrag i Stockholms län - Bedömningar utifrån bottenfaunans artsammansättning. Länsstyrelsen i Stockholms län Rapport 1991:16.
- Länsstyrelsen i Kronoberg 1996. Bottenfaunan - en undersökning av 56 vattendragssträckor i Kronobergs län 1995.
- Länsstyrelsen i Värmland 1998. Kalkning av sjöar och vattendrag i Värmland - Verksamhets-redovisning samt planerad verksamhet 1999-2004. Del 1.

- Länsstyrelsen i Västernorrland 1998. Kalkningsplan 1999-2003, Västernorrlands län.
- Länsstyrelsen i Västra Götaland 1998. Utvärdering av kalkningsverksamheten inom Västra Götalands län 1993-1997.
- Mackey, A.P., Cooling, D.A. och Berrie, A.D. 1984. An evaluation of sampling strategies for qualitative surveys of macro-invertebrates in rivers, using pond nets. *Journal of Applied ecology* (1984) 21, 515-534.
- McCahon, C.P., Brown, A.F., Poultron, M.J., Pascoe, D. 1989. Effects of acid, aluminum and lime additions on fish and invertebrates in a chronically acidic welsh stream. *Water, air & soil pollution* 45/3-4 p 345-359.
- Naturvårdsverket 1986. Naturvårdsverket informerar: Monitor 1986 - Sura och försurade vatten.
- Naturvårdsverket 1988. Naturvårdsverket Allmänna Råd 88:3, Kalkning av sjöar och vattendrag.
- Naturvårdsverket 1991. Försurning och kalkning av svenska vatten. Monitor 12.
- Naturvårdsverket 1996. Handbok för miljöövervakning. Pärn III Undersökningstyper. Flik 3.
- Naturvårdsverket 1999 a. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket rapport 4913.
- Naturvårdsverket 1999 b. Nationell plan för kalkning av sjöar och vattendrag 2000 - 2009. Bakgrundsdokument, remissutgåva.
- Otto, C. och Svensson, B. 1983. Properties of acid brown streams in South Sweden. *Arch. Hydrobiol.* 99:15-36.
- Persson, Gunnar och Eriksson, Lars 1996. Bottendjur och vattenkvalitet i vattendrags-inventeringen -95. I Sjöar och vattendrag - årsskrift från miljöövervakningen 1996. Institutionen för MiljöAnalys, SLU
- Raddum, G.G. och Fjellheim, A. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in Western Norway. *Verh. Intern. Verein. Limnol.* 22: 1973-1980.
- Raddum, G.G., Fjellheim, A. och Hesthagaen, T. 1988. Monitoring of acidity by the use of aquatic organisms. *Verh. Internat. Verin. Limnol.* 23: 2291-2297.
- Resh, V.H. och Jackson, J.K. 1993. Rapid assesment approaches to biomonitoring using benthic mackroinvertebrates, s. 195-233. I *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Eds Rosenberg, D.M. och Resh, V.H.
- Staafl, Håkan 1995. Kritisk belastning - vad tål naturen? I *Försurningen i Sverige - vad vet vi egentligen?* Naturvårdsverket rapport 4421.
- Svahnberg, Anders 1996. Kalkdoserare - en metod att kalka sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket rapport 4627.
- SS-EN 27 828 Vattenundersökningar - Metoder för biologisk provtagning - Riktlinjer för provtagning av bottenfauna med handhäv (ISO 7828:1985).
- Wilander, A., Johnson, R.K., Goedkoop, W. och Lundin, L. 1998. Riksinventering 1995 - En synoptisk studie av vattenkemi och bottenfauna i svenska sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket rapport 4813.

# Bilaga

---

## Karta över bottenfaunaprovtagningslokaler

