



# Överdoserering av kalk;

Underlag till revision av Naturvårdsverkets  
handbok för kalkning av sjöar och vattendrag

av

Gunnar Persson<sup>1</sup>,  
Anders Wilander<sup>1</sup>, Eva Willén<sup>1</sup>, Teresia Wällstedt<sup>2</sup>

<sup>1</sup>) Institutionen för miljöanalys  
Box 7050  
750 07 Uppsala

<sup>2</sup>) Institutionen för tillämpad miljövetenskap  
Stockholms universitet  
106 91 Stockholm



# Överdoseri ng av kalk;

Underlag till revision av Naturvårdsverkets  
handbok för kalkning av sjöar och vattendrag

av

Gunnar Persson,  
Anders Wilander, Eva Willén, Teresia Wällstedt

Rapportering av uppdrag från Natur-  
vårdsverket: Dnr 235-5917-06 N1  
Utvärderingar inför revideringen av  
Naturvårdsverkets kalkningshandbok  
Delprojekt U4: Överdoseri ng av kalk

Tryck 2007/3  
Upplaga 30 ex  
© Inst för miljöanalys  
ISSN 1403-977X

# Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	4
Bakgrund	5
Anledningar till överdosering	6
Överdoserings omfattning	6
Överkalkningens påverkan på vattenkemin	11
Påverkan på sediment	13
Påverkan på växter	14
Kalciumtillgångens betydelse	14
Växtnäringstillgång	15
Konjugater och kiselalger: indikerande grupper?	16
Tolerans- och optimumområden, indikatorarter	16
Kalkningseffekter på makrofytfloran	21
Påverkan på djur	23
Mekanismer för djur	23
In-situ-undersökningar av zooplankton	23
Strand och vattendragsfauna	25
Sublittoral- och profundalfauna	27
Snäckor	28
Substratbundna mikrokräftdjur	29
"Överdoseringsjöar" i IKEU-programmet	29
Effektrelaterad gräns för överdosering	30
Hur motverka överdoseringsskador	33
Referenser	34
Vattenkemi	34
Växter	34
Djur	35
Appendix	37

# Förord

Naturvårdsverket genomför en revision av kalkningshandboken (Naturvårdsverket, Handbok 2002:1, "Kalkning av sjöar och vattendrag"). Som bas för revisionen behöver verket ett underlag i form av data och utvärderingar inom fyra områden. Motsvarande utredningsuppdrag har beställts av institutjoner/personer verksamma inom IKEU-projektet. Utredningsuppdragen har haft beteckningarna U1-U4:

*U1. Effekter av överdosering av kalk*

*U2. Effekter av episodförsurning*

*U3. Användning av olika mål-pH*

*U4. Effekter av avslutad kalkning*

Här redovisas uppdrag U1 som enligt kontraktet: "omfattar beskrivning av effekter av överdosering av kalk samt framtagande av förslag till hur skador av detta kan motverkas". Projektet omfattar följande områden: "allmän vattenkemi, metaller i vatten och sediment, växt- och djurplankton samt hård- och mjukbottenfauna och påväxtalger/makrofyter".

Om underlagsmaterialet sägs: "Underlagsmaterialet hämtas framför allt ur litteraturen. Om så krävs görs datoriserade sök. Det nya fältprogrammet om överdosering inom IKEU startades i början av sommaren 2006 och data från detta kan bara i mycket begränsad omfattning användas."

Arbetet har lagts upp så att förekomsten av höga kalkhalter, alkaliniteter och pH i svenska kalkade sjöar beskrivits. Metallhalter och metallspeciering har modellerats för aktuella pH. Olika organismgrupperns preferenser för olika vattenhårdhet och pH har kompilerats från olika källor. Dessa uppgifter har sparats digitalt för ev. framtida vidare bearbetning. Slutligen har en summering gjorts för att finna ev. pH- eller hårdhetsnivåer där stora förändringar i artstocken kan uppträda genom att många arter försvinner och/eller tillkommer. Om sådana tvära biologiska förändringar uppträder i något begränsat koncentrationsintervall bör kalkningen *inte* drivas så långt att vattenkemin driver fram dessa förändringar.

Uppsala 2007-02-28

Gunnar Persson (ed)

# Sammanfattning

En stor del av de kalkade svenska sjöarna får så hög kalkdosering att deras vattenkemi kommer att betydligt avvika vad som är normalt för sjötypen i allmänhet eller den enskilda sjöns ursprungliga vattenkemi. Sådana förhållanden täcks av det allmänna begreppet "överdosering". Det är önskvärt att detta begrepp får någon form av definition som också är relaterad till de biologiska förändringar som kan inträda. Denna rapport syftar till att belysa potentiella biologiska förändringar vid överdosering, koppla dessa till vattenkemin samt föreslå åtgärder och rekommendationer/gränser.

I rapportens första del görs ett försök att utgående från 3 olika datamaterial beskriva överdoseringens omfattning både vad gäller koncentrationer och antal objekt. Direkta mätdata från Fördjupad miljömålsuppföljning och länens kalkeffektuppföljning (ca 2400 sjöar) pekar på att 10-20% av sjöarna kan ha pH >7,0 med pH-maximum strax under 8,5. Uppmätt alkalinitet når upp till 3,4 mekv/l och andelen sjöar med max alkalinitet >0,5 mekv/l kan ligga högre än 1/3. Halter upp mot 4 mekv Ca<sup>2+</sup>/l (80 mg Ca/l) har registrerats 2004. 90% av värdena ligger dock under 0,6 mekv/l.

Överdoseringsen är således betydande, framför allt vad gäller antalet sjöar.

Genomgången av ev. vattenkemisk påverkan pekar på att pH-effekter på jämvikter ofta inträder mellan pH 7,5 och 8, och framför allt över 8,0. Vid så höga pH kan giftiga metallkomplex uppträda. Med tanke på de fåtaliga sjöarna med så höga pH bör dock problemen med giftiga metaller vara begränsade.

En genomgång av kärlväxters, mossors, planktonalgers och vissa fastsittande algers förekomst i relation till alkalinitet (buffertförmåga) pekar på att många arter potentiellt kan vandra in och andra försvinna vid förändringar av alkalinitet och pH. En bidragande orsak kan vara att vissa växter med fördel assimilerar vätekarbonat, ej koldioxid, medan andra har motsatta preferenser. De förra är då gynnade vid högre pH då bikarbonat och karbonat i vattnet dominerar som kolkälla medan de senare gynnas vid lägre pH som leder till nästan total dominans av koldioxid som kolkälla. Vad gäller djuren kan deras behov av kalk (Ca<sup>2+</sup>) för skelett/skal kräva relativt höga kalkhalter i vattnet. T.ex. kan arter av musslo, snäckor och kräftdjur tillkomma vid ökande kalkhalt. Mjukvattenarter kan å andra sidan konkurreras ut vid ökande kalkhalt.

En sammanställning av möjliga förändringar av artförekomst inomfytoplankton, zooplankton, strand- och vattendragsfauna samt snäckor (tabell 6 sid. 32) visar att fytoplankton är känsligast med stora förändringar redan i intervallet 0,1-0,25 mekv/l. Vid fastställandet av någon form av riktvärde eller gränsvärde finns en konflikt mellan biologiskt önskvärt och praktiskt rimligt, vilket gör att gränsen trots vissa gruppers uttalade känslighet bör sättas så högt som möjligt ifall den blir normerande för kalkningsverksamheten. En *alkalinitetsgräns vid 0,25 mekv/l* föreslås därför preliminärt. Redan en så låg gräns torde leda till omprövning av "förrådskalkning" med höga givor i småsjöar och leda till en omstrukturering av kalkningen. Någon form av konsekvensanalys är därför påkallad.

# Bakgrund

Vätejoner ( $H^+$ ) samt kalciumjoner ( $Ca^{2+}$ ) och i mindre grad magnesiumjoner ( $Mg^{2+}$ ) är mycket viktiga för de flesta sötvattensorganismer. Den första är toxisk i extrema nivåer, de andra essentiella. Deras koncentrationer påverkas direkt av kalkning vilket leder till att även organismer påverkas. Organismerna påverkas av många andra joner och ämnen men vi koncentrerar oss här på dessa joner.

Organismernas preferenser i relation till vätejonhalter (pH) anges ibland i relation till vattnets alkalinitet (buffertkapacitet). Eftersom pH och alkalinitet har ett positivt samband kan i detta fall alkalinitet betraktas som en surrogatvariabel som är omräkningsbar till pH. Den andra nyckelvariabeln,  $Ca^{2+}$ , är inte omräkningsbar till pH eller alkalinitet i kalkade vatten. Olika mängder  $Ca^{2+}$  kan ha tillsatts för att nå ett visst pH. Kalkade sjöar har också varierande alkalinitet vid en given  $Ca^{2+}$ -halt vilket försvårar direkt omräkning. Med det syfte vi har här – bl.a. att beskriva organismers svar på varierande  $Ca^{2+}$ -halt – kan ungefärliga omräkningar/skattningar bli nödvändiga.

Vid kalkning tillförs i dag nästan uteslutande kalksten ( $CaCO_3$ ) som vid upplösning i vattnet ger ett tillskott av  $Ca^{2+}$  joner och någon/några av kolsyrasystemets joner ( $HCO_3^-$  och  $CO_3^{2-}$ ) samt  $CO_2$ . Tillförseln av  $Ca^{2+}$  ökar vattnets hårdhet och totala salthalt samt förändrar balansen mellan envärda och tvåvärda katjoner i vattnet.

I samband med kalkupplösningen höjs pH. Genom pH-höjningen förskjuts sekundärt många pH-styrda jämvikter, bl. a. för aluminium och en del metaller. Processer bl.a. inom kväveomsättningen kan också påverkas. Det är viktigt att notera att pH-värdets absoluta nivå styr jämvikterna, inte pH-förändringens storlek.

Doseringen av kalk är avsedd att i antropogent försurade sjöar och vattendrag lyfta pH och buffertkapacitet till nivåer som fanns före försurningspåverkan. Samtidigt höjs  $Ca^{2+}$ -halten. Storleken på kalktillsatsen avgörs av försurningsgraden i relation till mål för pH- och buffertkapacitet. Man kan med andra ord ha varierande kalkbehov och  $Ca^{2+}$ -halter trots att man bara kalkar upp till pH-målet och inte överskrider det. Detta gör det svårt att koppla ett  $Ca^{2+}$ -mål till pH-målet.

Man kan då tänka sig att bedöma ”överkalkning” helt fristående från pH och helt enkelt bedöma graden av överskridande av den naturliga kalkhalten och i en kvotskala ange olika kritiska nivåer för överskridandet. Mot det talar att den ”naturliga” kalkhalten är svår att säkert beräkna. En relativ skala skulle också sannolikt ha mycket liten biologisk betydelse. Det finns därför anledning att ifrågasätta om man över huvud taget ska bedöma och använda förändringen gentemot naturlig halt, d.v.s. ett relativt tal. Denna teknik används dock i de bedömningsgrunder för surhet som nu utarbetas. Graden av försurning bedöms där som en skillnad mellan nutida pH och ett referens-pH. Att på samma sätt bedöma graden av överkalkning skulle (med viss osäkerhet) också vara möjligt men kemiska eller biologiska effekter kopplade till kvoten förblir svårbedömda.

Sådana effekter är kopplade till absoluta värden på koncentrationer och pH. Vi förordar därför att vissa absoluta gränser sätts vad gäller koncentrationer och pH där vissa kemiska, biokemiska och biologiska förändringar uppträder. I det följande görs en genomgång med syfte att beskriva vilka tillstånd som är kopplade till olika koncentrationer och pH samt att finna lämpliga gränsvärden.

## Anledningar till överdosering

De mindre önskvärda effekter överdoseringen medför måste vägas mot dess nytta. När överdosering medvetet tillgrips är syftet oftast att göra en ekonomisk eller praktisk vinst jämfört med andra tekniker. I kalkningsepokens början fanns både praktiska och ekonomiska skäl att kalka sällan och med höga doser. I objekt med korta eller måttliga omsättningstider kunde då strävan att hålla kostnaderna nere leda till chockartade höjningar av pH och kalkhalt. Man fick då vad man idag skulle kalla periodisk överkalkning baserat på ekonomisk nytta.

Idag har spridningsintervallen blivit väsentligt kortare och doseringen mindre. Det är då vanligt att högfrekvent kalkning med helikopter införts men doseringen ligger ibland kvar på en för hög ”äldre” nivå vilket succesivt, utan stora toppar, höjer pH, alkalinitet och kalkhalt. Inom IKEUs intensivprogram finns några sådana fall (tabell 5). Denna typ av överdosering har ingen praktisk eller ekonomisk nytta.

För att överdosering i dag ska kunna räknas som nyttig krävs att den används i fall där kalkning annars vore svår eller omöjlig (både praktiskt eller ekonomiskt).

Typiska sådana fall är när en liten sjö avvattnar till en nedströms målsjö och kalkas upp till höga pH och kalkhalter för att med viss fördröjning och utjämning uppfylla pH-målen för målsjön. Målobjektet anses sannolikt i detta fall ”svåralkat”. Detta kan ha naturliga orsaker som snabb vattenomsättning, hög vattenfärg, stor vattentillströmning från områden utan kalkningsbara våtmarker eller andra uppströms sjöar samtidigt som målobjektet är olämpligt för kalkning. Orsakerna kan vara praktiska som stora kalkförluster (t.ex. iskalkning) eller genom utlopp.

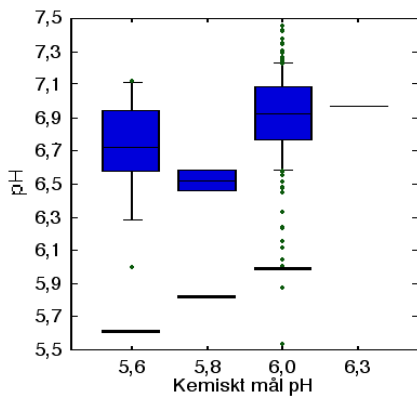
Spridningsmöjligheter och kostnader kan också göra målobjektet mindre attraktivt för spridning. En alternativ möjlighet med kalkdoserare är ofta ekonomiskt ofördelaktig och överdosering i små sjöar uppströms målobjektet kan då bli ”fattig mans doserare” och får en praktisk och ekonomisk nytta.

## Överdoserings omfattning

”Överkalkning” kan förväntas i områden med låga pH-mål, höga doser, låg syradeposition och/eller relativt hög neutraliseringsförmåga. En provisorisk gräns för överkalkning kan vara pH 7,0 och alkalinitet 0,3 mekv/l,

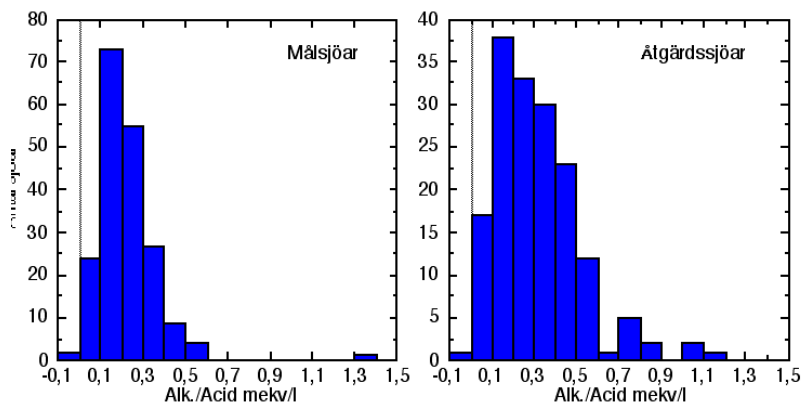


Data som beskriver det kemiska tillståndet i kalkade sjöar kan hämtas på olika håll. Vid miljömålsuppföljningen (MMU) 2005 provtogs både okalkade och kalkade sjöar en gång på hösten. De senare utgjorde 360 stycken och pH och alkalinitetsdata redovisas här. Ytterligare data har sitt ursprung i den regionala kalkningseffektuppföljningen som för närvarande sammanställs vid IMA. Data från år 2004 används här. Slutligen används data från länsstyrelsernas kalkningsplaner för år 2005 för att ge en geografisk bild framför allt av kalkdoseringen.

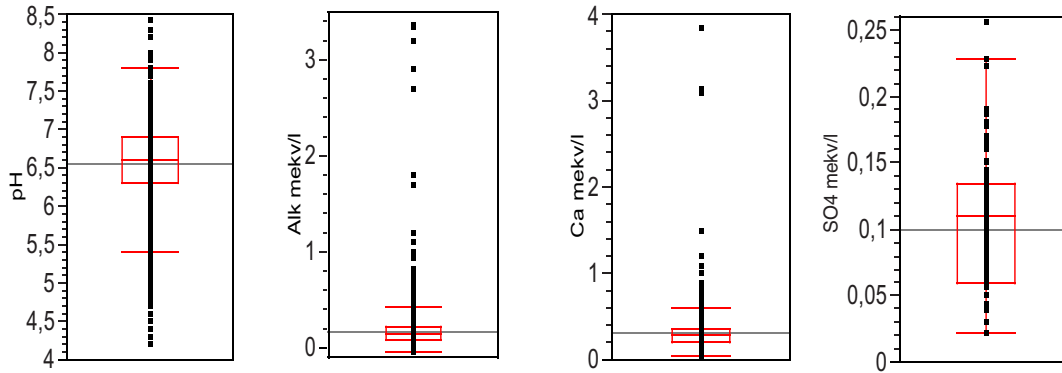


Figur 1. Uppmätta pH i 195 kalkade målsjöar i Miljömålsuppföljningen 2005 i relation till de kemiska kalkningsmålen (grovt streck). Horisontella streck i och utanför "boxen" anger percentiler (10, 25, 50, 75 och 90%).

Av de kalkade sjöarna inom MMU var 195 målsjöar och 165 åtgärdssjöar. För målsjöarna fanns uppgifter om pH-mål, och måluppfyllelsen framgår av figur 1. I sjöar med målet pH 5,6 låg pH i hälften av sjöarna över en enhet högre än målet men maximum stannade under pH 7,0. I de fåtal sjöar som hade målet pH 5,8 var precisionen bättre med median- pH 6,5. I sjöar med målsättning 6,0 slutligen låg mer än 1/4 av värdena högre än 7,0 d.v.s. mer än en enhet högre än målet. Ett relativt stort antal värden låg också mellan pH 7,0 och 7,5 vilket ligger i det intervall där överkalkning definitivt kan förekomma. När de uppmätta halterna jämförs i målsjöar respektive åtgärdssjöar (figur 2) visar sig få av de kalkade målsjöarna ha alkalinitet över 0,5 mekv/l. Denna gräns, där tydliga effekter märks, överskrids av ett stort antal åtgärdssjöar (ca 1/5). Den provisoriska gränsen för överkalkning, 0,3 mekv/l, överskrids i mer än hälften av åtgärdssjöarna. Den höga andelen åtgärdssjöar med hög alkalinitet pekar på att de används som "fattig mans kalkdosereare" för att kalka nedströms målsjöar.



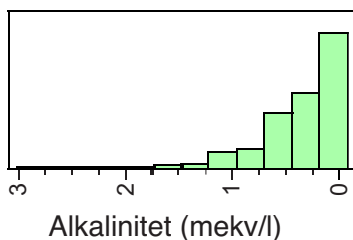
Figur 2. Uppmätt alkalinitet hösten 2005 vid Miljömålsuppföljning (MMU) i 195 kalkade sjöar och 165 åtgärdssjöar. OBS olika skalor.



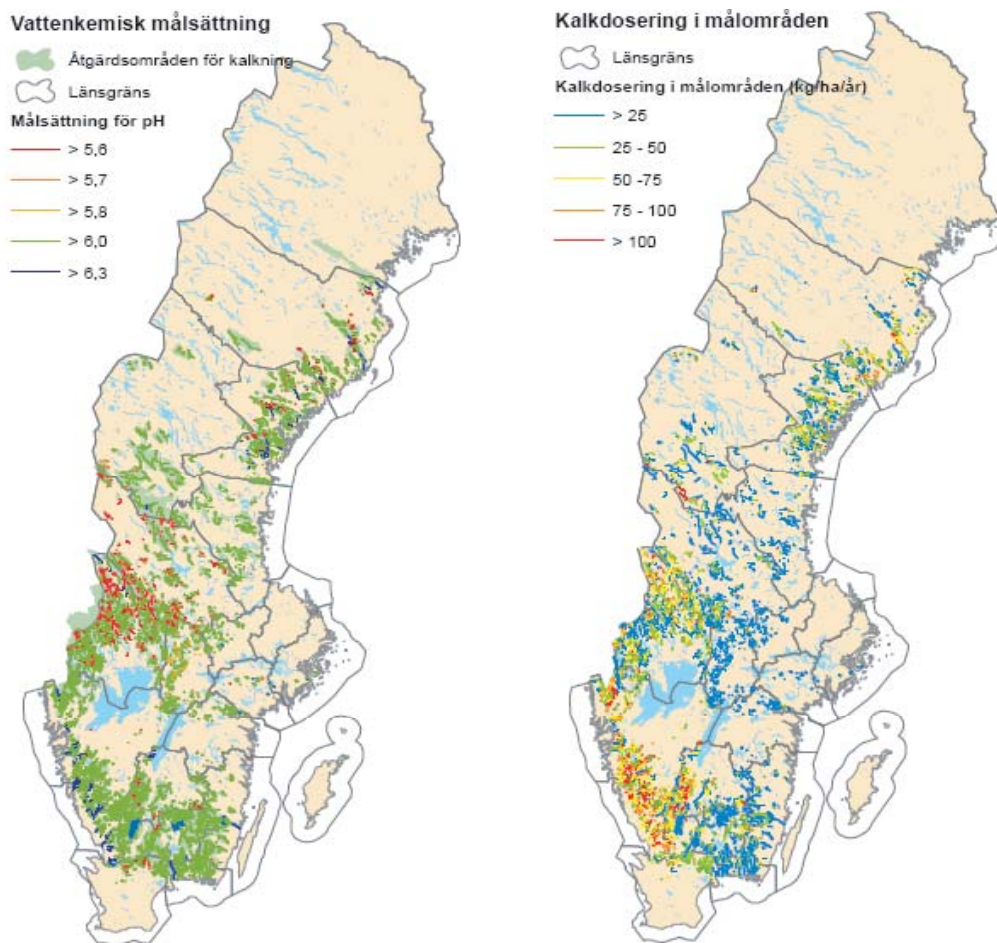
Figur 3. Fördelning av pH-värde, alkalinitet samt kalcium- och sulfatkoncentrationer för sjöar provtagna 2004. Ca 2400 sjöar med totalt ca 6000 poster, för sulfat 31 sjöar med 131 poster. Röda horisontella streck: percentiler, grått horisontellt streck: medelvärden.

Den större databas för vattenkemiska analyser från länsstyrelsernas kalkningsuppföljning i kalkade vatten 2004 som är under färdigställande vid IMA innehåller ca 18000 poster (rader), men SMHI-identiteter finns endast för 4621 därmed säkert identifierade sjöar. Detta material ger ytterligare möjligt att bedöma förekomst av överkalkning. För sjöar med mer än en mätning för 2004 visas fördelningen av pH-värden, alkalinitet, kalcium och sulfat i figur 3. Endast för 94 sjöar finns mål-pH angivet i databasen. För 2004 överskreds dessa som medelvärden med 0,6 enheter vilket liknar MMU-undersökningen. Medianvärden för pH, alkalinitet och  $\text{Ca}^{2+}$  var 6,6, 0,08 och 0,16 mekv/l. Värden i dessa nivåer pekar inte på någon direkt överkalkning men i fördelningarnas övre svansar finns 231 sjöar som har högre alkalinitet än 0,3 och 21 sjöar som har alkalinitet över 0,5. Det finns också många pH-värden mellan 7,0 och 8,5. 241 sjöar har pH över 7,0. Dessa data är årsmedianvärden. Om man i stället enbart ser till den maximala alkaliniteten under året så har mer än 1/3 av sjöarna en maximal alkalinitet som överskrider 0,5 mekv/l (figur 4). Man kan därför slå fast att överdosering är mycket vanligt förekommande.

De tre olika pH-målen med kalkningen fördelar sig regionalt enligt figur 5. Målet  $\text{pH} > 6,3$  tillämpas i huvudsak i vattendrag med vandrande laxfisk men även för siklöja i sjöar. Praktiskt tillämpas målet längs Västkusten och i enstaka målområden i de sydliga försurningslänen. I Väster-norrland och Västerbotten finns ytterligare målobjekt. Det är också tydligt att målområden med mål-pH 5,6 har en ojämn spridning i landet. Enstaka objekt finns i landets SO del liksom i Väster-



Figur 4. Maximum alkalinitet för ca 2400 sjöar provtagna minst två gånger under 2004.



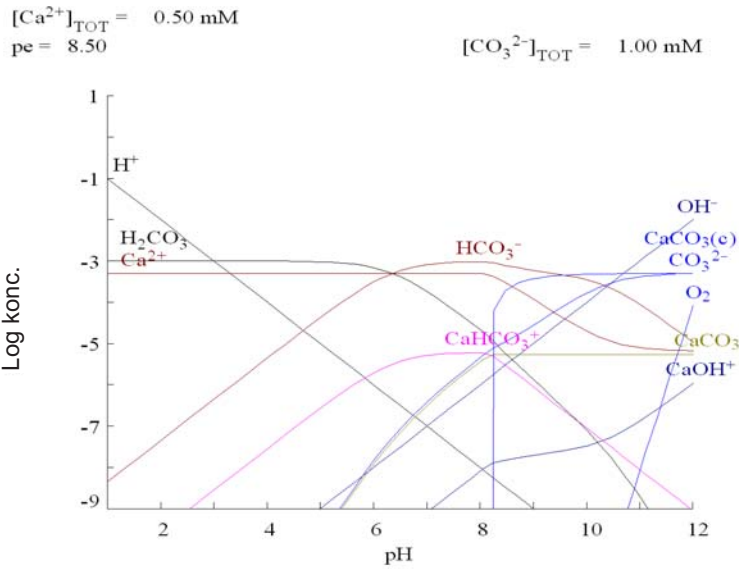
Figur 5. Vattenkemisk målsättning i målområden samt arealspecifik kalkdosering 2005. Data från Länsstyrelsernas kalkningsplanering. Figur från T.Haag & U. Stensdotter.

norrland och Västerbotten. Åtgärdsområden med pH-målsättning 5,6 är vanliga i Dalarna och har en stor förtätning i Värmland. I övriga kalkningsdistrikt är denna målsättning ovanlig.

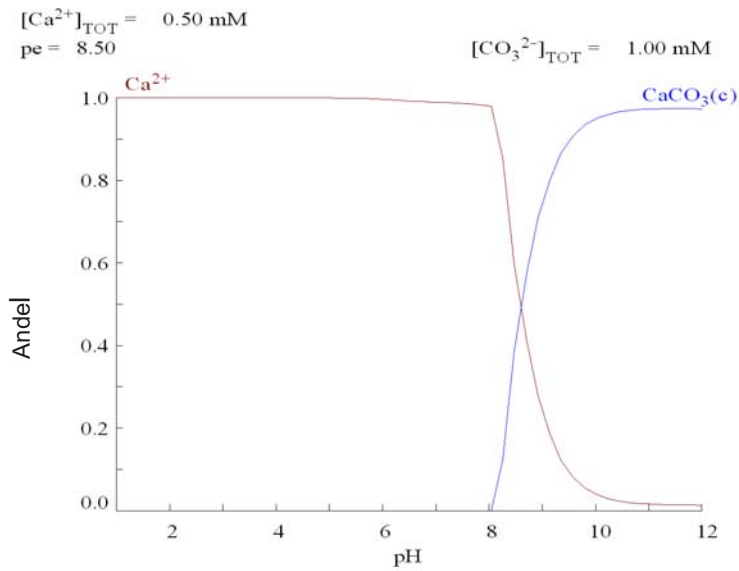
Den kalkdosering som är nödvändig för att nå uppsatta mål avgörs av syradepositionen och markens neutraliserande förmåga. Enligt figur 5 görs de lägsta doseringarna i Ö Sverige medan de högsta görs längs Västkusten. Andra områden med höga givor är Värmland och Västernorrland samt Västerbotten. I SÖ Sverige dominerar låga givor med inslag av medelhöga.

"Överkalkning" kan förväntas i områden med låga pH-mål, höga doser, låg syradeposition och relativt hög neutraliseringsförmåga. Baserat på de givna kartorna kan därför de områden i Värmland som har låg målsättning och hög dosering generellt pekas ut liksom motsvarande områden i Västernorrland och Västerbotten.

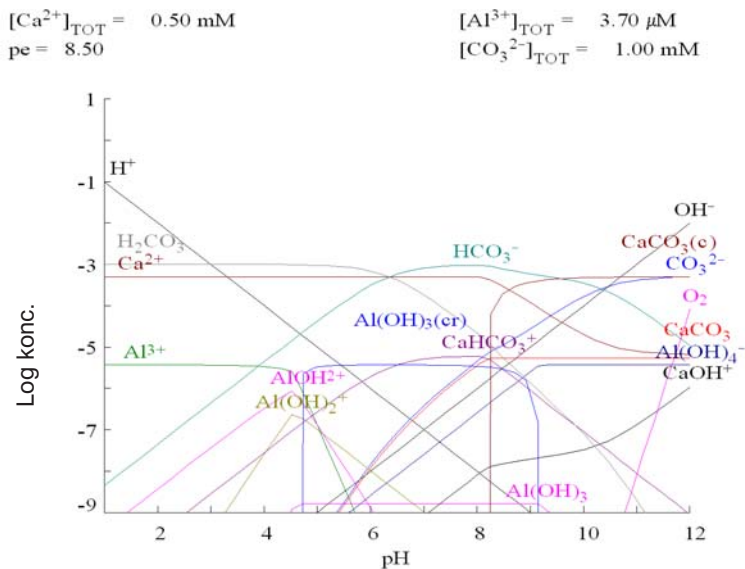
En stor del av överkalkningarna torde dock göras i små sjöar med små avrinningsområden inom större åtgärdsområden. De kommer inte att slå igenom i den presenterade målområdesstatistiken. Exempelvis finns många små överkalkade sjöar längs Västkusten, vilket inte direkt kan utläsas ur de presenterade kartorna.



Figur 6. Logaritmisk koncentration av olika kemiska fraktioner i kolsyrasystemet plottat mot pH.



Figur 7. Andel av den totala Ca-koncentrationen som föreligger som löst  $Ca^{2+}$  respektive fast  $CaCO_3$  vid olika pH.



Figur 8. Aluminiums olika förekomstformer vid olika pH.  $Ca^{2+} = 0,5 \text{ mM}$ ,  $CO_3^{2-} = 1 \text{ mM}$ ,  $Al_{tot} = 100 \text{ }\mu\text{g/l} = 3,7 \text{ }\mu\text{M}$ .  $Al^{3+}$  och  $Al(OH)_4^-$  är markerade med tjockare streckad linje.

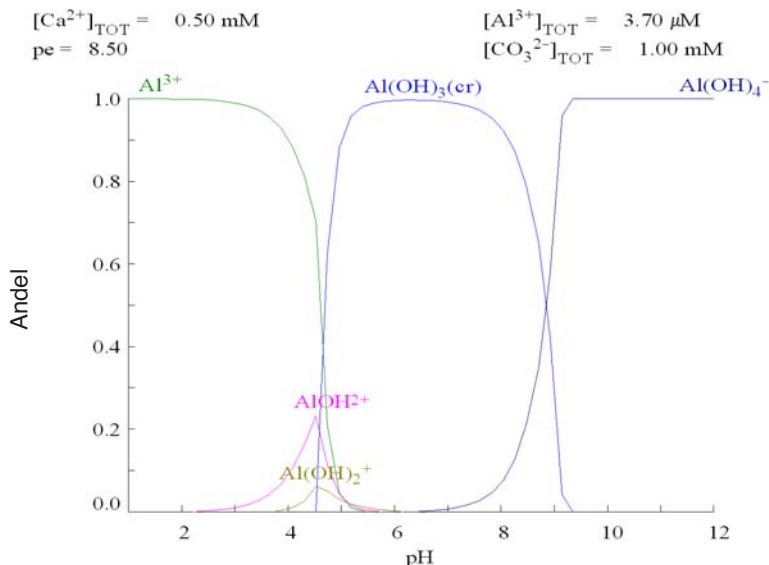
# Överkalkningens påverkan på vattenkemin

För att få en uppfattning om hur överkalkning kan förväntas påverka vattenkemin användes en enkel jämviktskemisk modell (MEDUSA, Version 18, Feb. 2004; <http://www.kemi.kth.se/medusa>). Utifrån uppmätta medelvärden under 2006 för IKEU's 10 överkalkningssjöar valdes vätekarbonathalten,  $\text{HCO}_3^-$ , 1 mmol/l, motsvarande en hög men rimlig alkalinitet på 1 mekv/l.  $\text{Ca}^{2+}$ -koncentrationen sattes till 0,5 mmol/l, även det motsvarande 1 mekv/l. Modellberäkningarna visar att  $\text{HCO}_3^-$  som väntat, är den dominerande jonen vid pH-värden omkring 7,5 till 8,0 som är vanliga i dessa sjöar. Utfällning av fast kalciumkarbonat kan väntas ske när pH stiger en bit över 8 (Figur 6 och 7). Modellen förutsätter temperaturen 25 °C. Vid lägre temperaturer krävs ett något högre pH för att  $\text{CaCO}_3(\text{s})$  ska falla ut (Stumm & Morgan 1996).

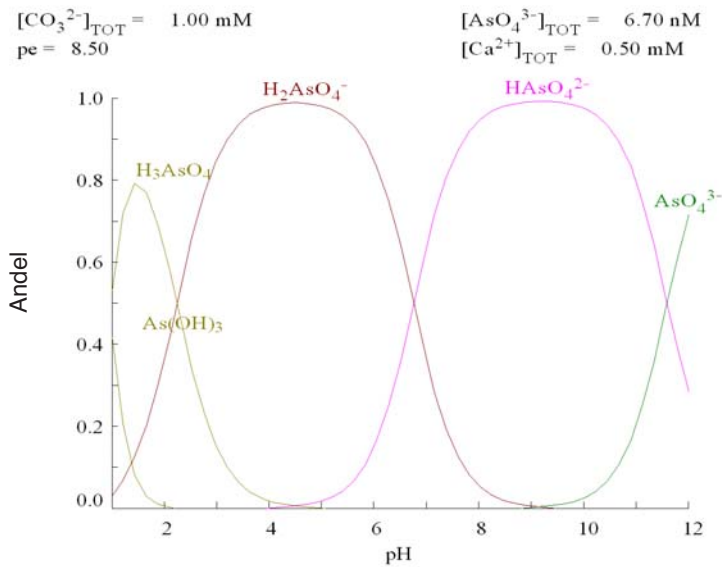
Det är alltså inte troligt att man, annat än i undantagsfall, får en utfällning av  $\text{CaCO}_3$  i den fria vattenmassan. Däremot blir troligen koncentrationerna av både  $\text{Ca}^{2+}$  och  $\text{HCO}_3^-$  betydligt högre i bottenvattnet i direkt samband med kalkningen och det är sannolikt att det leder till att en del av kalken inte löses upp utan faller ner till sedimenten (se vidare under rubriken "Påverkan på sediment").

Intressant är också att titta på förekomstformen av olika metaller. Det är väl känt att förekomstformen starkt påverkar olika metallers toxicitet. De fria formerna, som ofta förekommer vid låga pH-värden, är i allmänhet mest toxiska, men man vet att det också kan förekomma toxiska former vid höga pH-värden.

Vid en studie av tillväxthämning på fytoplanktonarten *Monoraphidium griffithii* fann Hörnström et al. (1995) ett tydligt samband mellan aluminiums toxicitet och pH. I undersökningen fann man ett toxicitetsmaximum vid pH 5,5, minimum vid pH 7,5 och därefter en ökning igen vid pH 8,5. Denna ökning skulle kunna vara relevant i de överkalkade systemen i Sverige. En modellering med MEDUSA visar att  $\text{Al}(\text{OH})_4^+$  börjar förekomma vid pH-värden över ca 6 (Figur 8). Vid pH



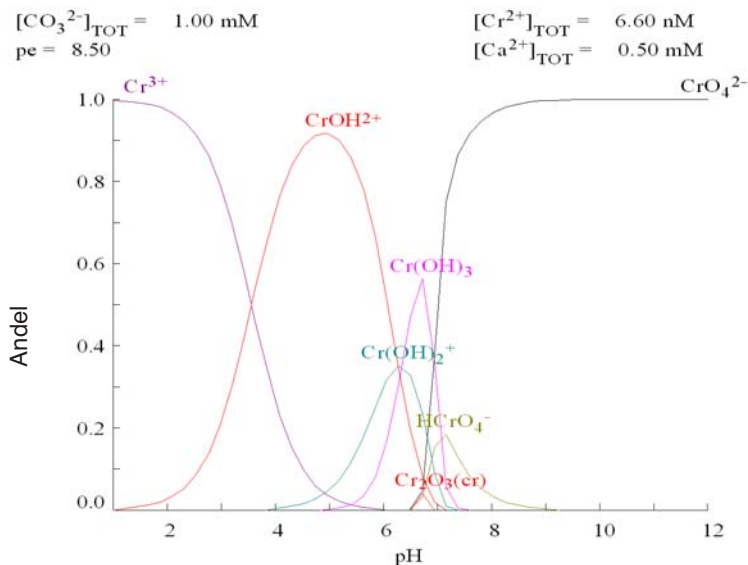
Figur 9. Andel av den totala Al-koncentrationen som föreligger som olika fraktioner vid olika pH.



Figur 10. Andel av den totala As-koncentrationen som föreligger som olika fraktioner vid olika pH.

omkring 8 föreligger ca 10 % av den totala Al-koncentrationen som  $\text{Al}(\text{OH})_4^{4+}$  och vid högre pH-värden ökar denna fraktion snabbt (Figur 9). pH-värden över 8 förekommer troligen sällan i de överkalkade sjöarna i Sverige, men den eventuella förekomsten av denna giftiga aluminiumform är något som bör undersökas vidare.

Även för As och Cr visar modelleringen på intressanta komplex vid de höga pH-värden som föreligger i överkalkade sjöar. Vid pH-värden runt 8 domineras As förekomst av arsenatjonen,  $\text{HAsO}_4^{2-}$ , medan Cr-förekomsten domineras av kromatjonen  $\text{CrO}_4^{2-}$  (Figur 10 och 11). Dessa joner kan båda ha en negativ effekt på biota. Dock binds båda dessa joner starkt till komplex av Fe, Mn och Al, särskilt vid höga pH-värden (Pierce & Moore 1982; Mushak 1985; Rognerud & Fjeld 2001), det är därför tveksamt om dessa komplex förekommer i nämnvärda koncentrationer i överkalkade vatten. Detta är också något man bör undersöka vidare.



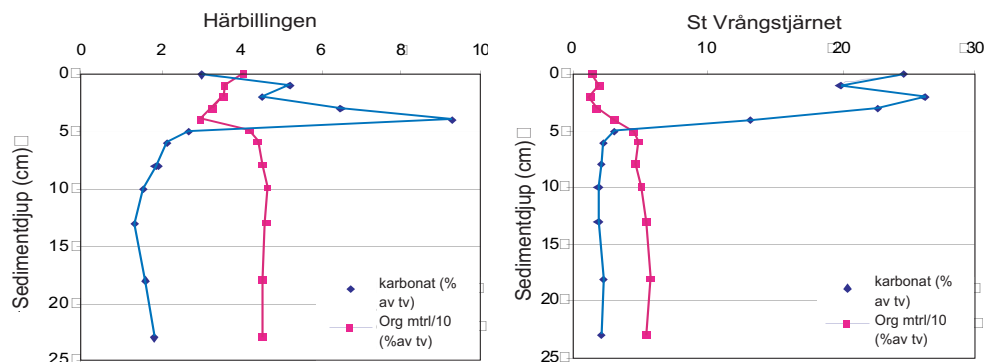
Figur 11. Andel av den totala Cr-koncentrationen som föreligger som olika fraktioner vid olika pH.

En liknande MEDUSA-modellering för Fe, Mn, Zn, Cu, Cd och Ni visar inte på någon trolig risk för frisättning av ev toxiska komplex (se appendix). Visserligen pekar beräkningen på förekomst av lösta hydroxid- och karbonatkomplex av t ex Zn och Cu vid pH 7-8, men i naturliga vatten av det aktuella slaget, dominerar sannolikt komplexbindning till humus- och fulvosyror. Detta bidrar då till att minska biotillgängligheten. Man ska komma ihåg att den använda modellen är mycket förenklad. Den tar till exempel inte hänsyn till organiskt material, inte heller till andra komplex än karbonater och hydroxider eller samverkan mellan olika metaller och dessutom förutsätter den kemisk jämvikt och temperaturen 25 °C. För att få en mer verklig bedömning av metallers förekomstformer vid de rådande vattenkemiska förhållandena behöver man använda en mycket mer komplex kemisk modell eller analysera verkliga prover.

En annan faktor av avgörande betydelse för biotillgängligheten av metaller vid circumneutrala pH-nivåer är adsorptionen till partiklar, vilken ökar med pH och ytterligare bidrar till att minska biotillgängligheten. Ett undantag utgörs här av organismer som lever på och i sedimentet och äter detritus och sedimentpartiklar, såsom chironomidlarver, mollusker och bentiska crustaceer. Dessa kan exponeras för metaller som sedimenterar som partikelbundna former och som sedan frigörs vid upptaget i den surare miljön i tarmkanalen.

## Påverkan på sediment

Preliminära data från det nya IKEU-programmet om överkalkade sjöar visar att överkalkningen ger kraftigt ökade karbonathalter i sedimenten (i viktsprocent, mätt som differensen av glödförlust vid glödning till 950 °C och glödförlust vid glödning till 550 °C). Karbonaterna i de sjöar som hittills undersökts ligger 2,5-12 ggr högre i de ytliga sedimentlagren jämfört med djupare, äldre lager (exemplifieras i Figur 12). I flera sjöar återfinns de högsta karbonathalterna några cm ner i sedimenten, där de troligen inte kommer att lösas upp och bidra till ökad alkalinitet och pH i vattnet i



Figur 12. Karbonathalt och halt av organiskt material i sedimentprofiler från Härbillingen i Hallands län och Stora Vrångstjärnet i Västra Götalands län. Sedimentdjup i cm och halter i % av torrsvikt. Halten organiskt material i figuren är dock dividerad med 10.



framtiden. Vid provtagningen av sedimenten noterades också synliga rester av kalk i flertalet sjöar. De stora mängderna kalk några cm ner i sedimenten beror troligen på att all kalk inte löser upp sig vid kalkningen, den ouplösta kalken sedimenterar och sjunker ner i de mycket lösa och vattniga sedimenten och lägger sig några cm under sediment-vattenytan.

Vid en undersökning av bottenfauna nedströms kalkdoserare (Engblom & Lingdell 1985) fann man att bottenfaunan på och i kalkbankar var art- och individfattig jämfört med ej kalkbelagda partier. Däremot drog man slutsatsen att kalken i sig troligen inte är farlig, då man fann känsliga arter som kröp omkring på kalkbankarna.

## Påverkan på växter

### Kalciumtillgångens betydelse

Det kan vara svårt att enbart separera effekter av Ca där höga halter kan samvariera med allmänt god näringsstatus i ett vatten och höga koncentrationer av många andra joner. Därför följer nedan några exempel på vanliga taxa i hårda (vanligen kalkrika) och mjuka (vanligen humösa) vatten. Odlingsexperiment med alger gjorda redan på 1970-talet för att utröna olika arters utveckling i vatten av olika hårdhet, oftast mätt som alkalinitet, pekar entydigt på konjugaternas särskilt stora konkurrensfördelar i alkalinitetsvaga vatten medan välkända taxa också för höga fosforkoncentrationer präglar vatten med hög alkalinitet och höga Ca- koncentrationer (Moss 1972). Särskilt anpassade till hårda vatten är traditionella eutrofi-indikatorer som cyanobakterier (släktena *Aphanizomenon* och *Microcystis*) men även vissa kiselalger (t.ex. *Fragilaria crotonensis*) och många chlorococcala grönalger (*Eudorina*, *Pandorina*, *Pediastrum*, *Scenedesmus*). De senare släktena kan utvecklas också i mer lågalkalina vatten men blir då ofta inte särskilt abundanta. De konjugater som är särskilt knutna till lågalkalina miljöer betraktas mer allmänt också som oligotrofiindikatorer (Moss 1972).

Diskussioner har också förts om huruvida tillväxt hos alger stimuleras av förhållandet mellan monovalenta (natrium+kalium) och divalenta (kalcium+magnesium) joner (M:D-kvoten) och här har odlingsförsök på ett antal arter visat att kvoten M:D inte verkar vara av betydelse för artuppträdanden. I tropiska sjöar däremot finner man konjugater vid så högt pH som 8,5 vilket anses bero på en hög M:D-kvot där natrium är den dominanta katjonen, något som får konjugater att kunna växa i högalkalina miljöer (Talling & Talling 1965).

### Kolsyrasystemets och pH-värdets betydelse

Vanligen får fotosyntetiserande alger sitt behov av kol tillfredsställt genom assimilation av CO<sub>2</sub> (koldioxid) löst i det omgivande vattnet. CO<sub>2</sub>-halterna varierar efter en alkalinitetsgradient och balansen i kolsyrasystemet (koldioxid - kolsyra - vätekarbonat - karbonatjoner) förskjuts så att kol-källan i mycket alkalisk miljö i stället är HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (vätekarbonat). Vid kraftig fotosyntes då mycket



CO<sub>2</sub> assimileras av alger höjs pH i vattnet och ökande andelar av CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>-joner föreligger. I mycket sura vatten (pH <4,5) är däremot CO<sub>2</sub> den enda oorganiska kolkällan. Kolkällan kan bli begränsande för alg tillväxt och biomassa och avgörs ytterst av hastigheten med vilken CO<sub>2</sub> tränger in över

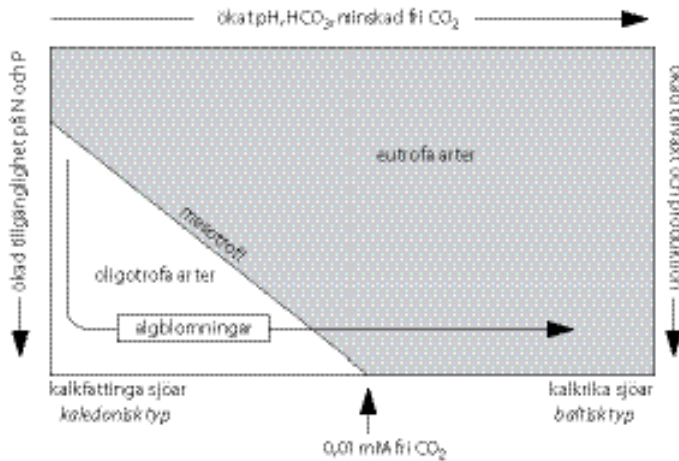


Fig. 13. Kolkällor, plankton-sammansättning och vatt-nets trofinivå. Moss (1973).

luft-vatten barriären. Stora biomassor i lågalkalina sjöar är känsliga för CO<sub>2</sub>- förluster och snabba pH höjningar. Balansen mellan tillgänglig kolkälla och andra viktiga näringsämnen är av stor betydelse för vilka algassociationer som kan konkurrera i ett vatten. Detta har också belagts i äldre brittiska studier där en ranking gjorts av vanliga arter i en gradient med avtagande halter av CO<sub>2</sub> och stigande stigande tillgång på HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>: från kiselalgerna *Aulacoseira subarctica*-*Asterionella formosa*-*Fragilaria crotonensis* till dinoflagellaten *Ceratium hirundinella* + cyanobakterien *Microcystis aeruginosa* (Talling 1975). De två sistnämnda arterna utgör exempel ur grupper som är konkurrenskraftiga då kolkällan utgörs av vätekarbonat i högproduktiva vatten med höga pH-värden. I figur 13 hämtad ur Moss (1973) belyses planktonsammansättningar i relation till kolkällor och trofisk status.

## Växtnäringsstillgång

I många fall samvarierar höga kalciumhalter med förhöjda koncentrationer av framför allt fosfor vilket dock inte är så uttalat i oligotrofa sjöar som överkalkats. Inte heller gäller detta i riktigt kalkrika vatten där fosfor faller ut tillsammans med kalk som t.ex. är fallet i vissa gotländska träsk och småvatten. IKEU-sjöarna visar tvärtom något lägre fosforhalter i relation till vattenfärg än vad icke kalkade referenssjöar har (Persson & Appelberg 2001). Med stigande fosforkoncentrationer ökar andelar av kiselalger och cyanobakterier. I oligotrofa sjöar där kalk tillsätts sker en ökning av redan befintliga alggrupper som små guldalgsflagellater, dinoflagellater, rekylalger (Cryptophyceae) och vissa grönalger särskilt om fosforhalterna samtidigt ökar.

## Konjugater och kiselalger: indikerande grupper?

Konjugater som är en viktig alggrupp i naturligt sura, ofta humösa vatten växer mycket långsamt och har därför en konkurrensfördel i näringsfattiga miljöer i förhållande till många snabbväxande arter vilka ofta är beroende av mer näring för att upprätthålla sina populationer. Genom laboratorieförsök har det visat sig att en varierad flora av konjugater (okalger) inte växer i vatten med en alkalinitet  $>1,5$  mekv/l. Många arter av släktena *Staurastrum* och *Staurodesmus* tolererar låg alkalinitet och kan finnas vid alkaliniteter som understiger 0,04 mekv/l (Brook 1965). Flera arter bland dessa släkten har en spännvidd i sitt uppträdande mot alkaliniteter på 0,2-0,3 mekv/l, och enstaka arter bland konjugater i allmänhet som utvecklas i näringsrikare miljöer, finns då alkaliniteten har uppmätts till 4 mekv/l (Brook 1965). Konjugater i oligotrof miljö kan inte utnyttja  $\text{CO}_2$  då koncentrationerna är alltför låga och inte heller kan de nyttja  $\text{HCO}_3^-$  för sin fotosyntes (Moss 1998). Arter ur denna grupp får också svårt att anpassa sig vid stora alkalinitetssvängningar vilket förekommer i kalkade försumningspåverkade sjöar (Persson & Wilander 2002). Där konkurreras de ut av arter som har andra möjligheter att tillfredsställa sina behov av kol som t.ex. mixotrofa taxa (vanligen flagellater) som i sin konsumtion av bakterier och små picoplanktonformer får tillgång till en organisk kolkälla.

Vissa arter bland kiselalger inom t.ex. släktena *Eunotia*, *Frustulia* och *Tabellaria* är i huvudsak knutna till sura miljöer och skulle då förmodas klara sig på relativt låga  $\text{CO}_2$ -koncentrationer. Vissa vanligt förekommande kiselalger som *Asterionella formosa* och *Aulacoseira subarctica* som kan massutvecklas i näringsrik och måttligt kalkrik miljö får dock en avsevärd reduktion i fotosynteshastighet under förhöjda pH-värden upp till 8,3 (Talling 1975).

## Tolerans och optimumområden, indikatorarter

Algerna är som framgår känsliga för många faktorer, ofta i skilda kombinationer. För att beskriva de potentiella effekterna av överkalkning har algernas förekomst vid olika alkaliniteter beskrivits enligt tabell 1. Där visas växtplankton taxa som registrerats från mer än 10 sjöar och deras uppträdande under olika alkalinitet. Alkalinitetsvidden (uttryckt som range) har konstruerats så att andelar av totalvolymen av enskilda taxa har plottats mot stigande alkalinitetsvärden. Min-värdet har bestämts när den ackumulerade summan av ett taxons andelar har nått 25% av totalsumman och max-värdet när motsvarande andelar har utgjort 75%. Det kan också uttryckas som att 25e respektive 75e percentilerna av alkaliniteten bestämts med avseende på till 100 normerade andelssummor för varje taxon. I figurerna 14 och 15 har ett alkalinitetsfönster angivits med exempel på i figur 14 en art som till stor del har en utbredning då alkaliniteten  $<0,1$  mekv/l och i figur 15 en art med huvudsaklig utbredning i vatten med en alkalinitet  $>0,25$  mekv/l.

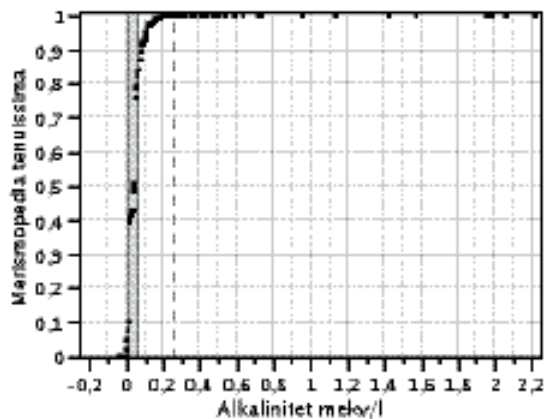
I tabell 1 finns fem arter angivna som har en god anpassning till mycket lågalkalina vatten ( $<0,05$  mekv/l). Dessa arter kan också betraktas som kännetecknade för mycket sura miljöer men finns också i mycket fosforfattiga vatten. Av här nämnda arter är bara en, *Merismopedia tenuissi-*

Tabell 1. Växtplankton i en alkalinitetsgradient rankad efter maxdata. Gränsvärden (horisontella linjer) för alkalinitet 0,05 (biologiskt kritiskt alkalinitetsvärde, 0,10 (kalkningsmål), 0,25 mekv) (ev överdosering). Vanliga taxa i alkaliska vatten (pH>7,6) efter Hörnström 2002.

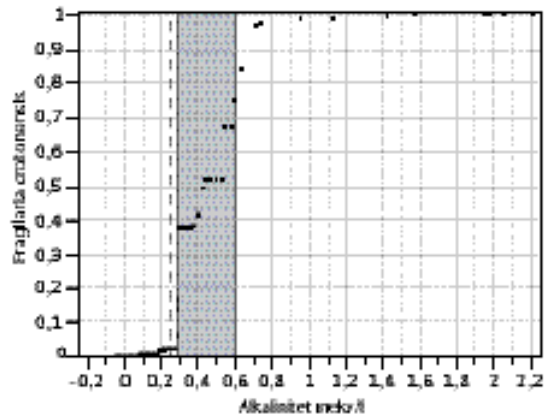
Sluttaxon	N stat	Min(data)	Max(data)	Range(data)	Bedömningar
<i>Pseudokephyrion taeniatum</i>	14	-0,037	-0,014	0,023	
<i>Bitrichia phaseolus/ollula</i>	10	-0,008	-0,001	0,007	
<i>Dinobryon cylindricum</i>	58	0,020	0,030	0,010	
<i>Kephyrion boreale</i>	67	0,000	0,041	0,041	
<i>Merismopedia tenuissima</i>	77	0,020	0,045	0,025	
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	24	0,028	0,052	0,024	maxdata 0,05
<i>Chrysolykos skujae</i>	58	0,002	0,055	0,053	
<i>Gonyostomum semen</i>	55	0,002	0,060	0,058	
<i>Elakatothrix spp.</i>	107	0,002	0,061	0,059	
<i>Gymnodinium fuscum</i>	37	0,026	0,071	0,045	
<i>Gloeotila sp</i>	44	0,025	0,071	0,046	
<i>Pseudokephyrion</i>	70	-0,001	0,086	0,087	
<i>Peridinium inconspicuum</i>	121	-0,022	0,089	0,111	Hörnström
<i>Mallomonas hamata</i>	22	0,026	0,092	0,066	
<i>Staurodesmus sellatus</i>	35	0,008	0,093	0,085	
<i>Monomastix</i>	101	0,040	0,095	0,055	
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	107	-0,001	0,097	0,098	
<i>Tetraedron caudatum</i>	17	0,095	0,100	0,005	maxdata 0,1
<i>Chrysostephanosphaera globulifera</i>	37	0,040	0,100	0,061	
<i>Chrysidiastrum catenatum</i>	67	0,034	0,100	0,066	
<i>Staurastrum anatinum</i>	16	0,071	0,104	0,033	
<i>Chrysophaerella longispina</i>	33	0,034	0,110	0,076	
<i>Dinobryon crenulatum</i>	144	0,020	0,110	0,090	
<i>Stichococcus</i>	10	0,010	0,110	0,100	
<i>Lepochromulina calyx</i>	11	-0,008	0,111	0,118	
<i>Cosmarium litem</i>	79	0,048	0,116	0,068	
<i>Spondylosium planum</i>	42	0,071	0,120	0,050	
<i>Chlorella</i>	36	0,040	0,120	0,080	
<i>Aulacoseira distans v. tenella</i>	33	0,026	0,120	0,094	
<i>Synedra tenera</i>	25	0,089	0,123	0,034	
<i>Koliella</i>	39	0,052	0,123	0,070	
<i>Gymnodinium medel</i>	174	0,020	0,128	0,108	
<i>Kephyrion ovale</i>	11	0,128	0,130	0,002	
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	34	0,092	0,130	0,039	
<i>Dinobryon sociale v. americanum</i>	57	0,097	0,137	0,040	
<i>Bicosoeca</i>	67	0,008	0,139	0,131	
<i>Dinobryon borgei</i>	100	0,057	0,139	0,082	
<i>Quadrigula korsikovii</i>	85	0,048	0,139	0,091	
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	121	0,030	0,139	0,109	
<i>Chroococcus minutus</i>	50	0,008	0,139	0,131	
<i>Sphaerocystis schroeterii</i>	62	0,035	0,140	0,105	
<i>Uroglena</i>	96	0,033	0,140	0,107	
<i>Mallomonas tonsurata</i>	66	0,060	0,141	0,081	
<i>Mallomonas punctifera</i>	49	0,055	0,141	0,086	
<i>Chrysococcus</i>	46	0,040	0,141	0,102	
<i>Synura</i>	55	0,027	0,141	0,114	
<i>Gymnodinium litem</i>	85	0,002	0,143	0,141	
<i>Mallomonas crassisquama</i>	64	0,055	0,143	0,088	
<i>Staurastrum pseudopelagicum</i>	16	0,048	0,143	0,095	
<i>Monoraphidium griffithii</i>	75	0,047	0,143	0,096	
<i>Tabellaria flocculosa</i>	85	0,057	0,150	0,092	
<i>Monader medel</i>	147	0,040	0,150	0,110	
<i>Peridinium cinctum</i>	11	0,024	0,150	0,126	
<i>Teilingia granulata</i>	12	0,008	0,150	0,142	
<i>Pediastrum privum</i>	46	0,103	0,155	0,052	
<i>Snowella lacustris</i>	31	0,092	0,155	0,064	Hörnström

Cosmarium stor	35	0,071	0,155	0,084	
Dinobryon suecicum	72	0,055	0,155	0,101	
Kephyrion	16	0,026	0,155	0,129	
Botryococcus	132	0,008	0,155	0,147	
Aulacoseira italica	14	0,111	0,158	0,047	
Mougeotia/Zygnema	12	0,093	0,158	0,064	
Chromulina	11	0,092	0,158	0,066	
Cryptomonas stor	19	0,092	0,158	0,066	
Gymnodinium	24	0,089	0,158	0,069	
Cosmarium medel	41	0,088	0,158	0,070	
Pseudopedinella	105	0,041	0,158	0,117	
Stichogloea doederleinii	76	0,041	0,158	0,117	
Telonema sp.	82	0,071	0,160	0,089	
Mallomonas caudata	106	0,083	0,162	0,079	
Monosigales	99	0,088	0,164	0,076	
Isthmochloron trispinatum	21	0,025	0,164	0,139	
Aulacoseira alpigena	78	0,070	0,170	0,100	
Aphanothece	41	0,106	0,172	0,065	
Aulacoseira islandica	15	0,041	0,172	0,131	
Oocystis	154	0,041	0,172	0,131	
Monader små	176	0,040	0,176	0,136	
Coelosphaerium kuetzingianum	22	0,100	0,177	0,077	
Protoblepharidineae	107	0,055	0,185	0,130	
Mallomonas	115	0,093	0,189	0,096	Hörnström
Monader stora	73	0,034	0,189	0,155	
Achnanthes	10	0,133	0,190	0,057	
Bitrichia chodatii	125	0,040	0,190	0,150	
Spiniferomonas	121	0,060	0,197	0,137	
Pseudokephyrion entzii	126	0,055	0,197	0,142	
Mallomonas akrokomos	96	0,035	0,197	0,162	
Rhodomonas lacustris	156	0,096	0,198	0,102	
Cryptomonas medel	172	0,070	0,198	0,128	
Staurodesmus triangularis	21	0,103	0,200	0,097	
Tabellaria fenestrata	14	0,092	0,200	0,109	
Paulschulzia pseudovolvox	18	0,164	0,217	0,053	
Synedra acus	40	0,111	0,217	0,106	
Snowella septentrionalis	61	0,083	0,225	0,142	
Snowella atomus	11	0,071	0,225	0,154	
Staurastrum	64	0,060	0,225	0,165	
Scenedesmus gr. scenedesmus	36	0,041	0,225	0,184	
Carteria/Chlamydomonas	153	0,035	0,232	0,197	
Katablepharis	127	0,088	0,240	0,152	
Polytoma	83	0,071	0,240	0,170	
Gymnodinium stor	78	0,040	0,240	0,200	
Dinobryon divergens	85	0,137	0,250	0,113	maxdata 0,25
Ankyra/Schroederia	35	0,092	0,250	0,158	
Mallomonas allorgei/lych.	23	0,041	0,250	0,209	
Picoplanktiska grönalger	34	0,099	0,260	0,161	
Chrysolykos planctonicus	47	0,040	0,265	0,226	
Cyclotella medel	112	0,116	0,275	0,159	Hörnström
Dictyosphaerium pulch/tetra	58	0,060	0,276	0,216	
Planktothrix mougeotii	22	0,111	0,290	0,179	
Tabellaria flocculosa v. ast.	75	0,093	0,290	0,197	
Rhizosolenia longiseta	95	0,092	0,290	0,199	
Asterionella formosa	89	0,123	0,290	0,167	Hörnström
Dinobryon bavaricum	103	0,096	0,290	0,194	
Chroococcus distans/plankt.	16	0,088	0,294	0,206	
Cryptomonas liten	158	0,064	0,296	0,232	
Chlorococcales	116	0,040	0,300	0,261	
Rhizosolenia eriensis	34	0,190	0,310	0,120	
Crucigeniella rectangularis	24	0,232	0,315	0,084	

Chroomonas	32	0,133	0,315	0,182	
Fragilaria capucina	14	0,131	0,325	0,194	
Eudorina elegans	22	0,092	0,325	0,233	
Pennata kiselalger	83	0,225	0,326	0,101	Hörnström
Dinobryon sociale	31	0,225	0,350	0,125	
Tetraedron minimum	69	0,132	0,350	0,218	
Chrysochromulina	125	0,096	0,350	0,254	Hörnström
Dinobryon sertularia	10	0,071	0,350	0,279	
Picoplanktiska cyanobakterier	73	0,176	0,352	0,177	Hörnström
Oocystis submarina v. variabilis	30	0,052	0,352	0,300	
Anabaena lemmermannii	69	0,111	0,353	0,242	Hörnström
Pseudostaurastrum	16	0,296	0,363	0,067	
Centritractus belonophorus	13	0,128	0,363	0,235	
Crucigenia	45	0,103	0,363	0,261	
Pseudogoniochloris tripus	19	0,103	0,363	0,261	
Tetrastrum komarekii	45	0,071	0,363	0,292	
Acanthoceras zachariasii	35	0,290	0,380	0,090	
Synedra ulna	35	0,225	0,380	0,155	
Ceratium hirundinella	77	0,140	0,380	0,240	Hörnström
Trachelomonas	63	0,139	0,380	0,241	
Peridinium willei	66	0,009	0,405	0,396	
Anabaena nystan	29	0,218	0,425	0,207	Hörnström
Gymnodinium helveticum	39	0,198	0,470	0,272	
Ceratium furcoides	15	0,185	0,470	0,286	
Woronichinia naegeliana	48	0,092	0,470	0,378	
Cyclotella liten	116	0,086	0,471	0,385	Hörnström
Aphanizomenon bunt	16	0,471	0,531	0,060	
Anabaena rak	40	0,296	0,531	0,235	
Planktothrix agardhii	40	0,155	0,531	0,376	
Fragilaria crotonensis	30	0,300	0,587	0,287	
Cyclotella stor	20	0,176	0,587	0,412	
Closterium acutum v. variabile	57	0,380	0,595	0,215	
Aulacoseira	36	0,250	0,595	0,345	
Chroococcus	38	0,140	0,595	0,455	
Anabaena spiral	13	0,433	0,635	0,203	
Woronichinia compacta	24	0,232	0,635	0,404	
Monoraphidium contortum	22	0,111	0,635	0,525	
Aulacoseira subarctica	16	0,083	0,635	0,552	
Aulomonas purdyi	11	0,093	0,716	0,623	
Aphanizomenon solitära taxa	26	0,326	0,736	0,410	
Pediastrum tetras	37	0,246	0,736	0,490	
Aulacoseira granulata v. angust.	10	0,363	1,428	1,064	
Microcystis aeruginosa	25	0,363	1,428	1,064	
Pseudosphaerocystis neglecta	16	0,326	1,428	1,102	
Closterium	25	0,185	1,428	1,243	
Nephrocystium	29	0,140	1,428	1,287	
Monoraphidium minutum	15	0,103	1,428	1,325	
Pediastrum boryanum	24	0,086	1,428	1,342	
Aulacoseira granulata	23	0,716	1,574	0,857	
Cyanodictyon	32	0,716	1,574	0,857	
Euglena	37	0,716	1,574	0,857	
Microcystis wesenbergii	19	0,471	1,574	1,103	
Pediastrum duplex	32	0,380	1,574	1,194	
Scenedesmus gr. armati	52	0,176	1,574	1,398	
Coelastrum	27	0,141	1,574	1,433	
Aphanocapsa	35	1,574	1,958	0,384	Hörnström
Synedra nana	30	1,574	1,958	0,384	
Rhabdogloea smithii	28	0,150	1,958	1,808	
Radiocystis geminata	39	0,120	1,958	1,838	
Stephanodiscus	24	0,294	1,984	1,690	
Anabaena böjd	69	0,185	2,068	1,883	
Cyathomonas	12	0,064	2,068	2,003	



Figur 14. Merismopedia tenuissima med ett smalt toleransområde (25-75% percentil).



Figur 15. Fragilaria crotonensis med ett brett toleransområde (25-75% percentil).

ma, cyanobakterie medan övriga är guldalger. Samtliga av dessa fem arter är också mycket vanliga då fosforhalten är låga eller extremt låga.

Med stigande alkalinitet stiger antalet alggrupper och de taxa som angivits i tabellen mellan alkalinitet 0,05-0,1 tillhör grupperna grönalger (Chlorophyceae), okalger (Konjugatophyceae), nålflagellater (Raphidophyceae) och dinoflagellater (Dinophyceae) förutom guldalger (Chrysophyceae sensu lato). Det här är taxa som stimuleras av något högre närsalthalter än vad som finns i de mycket sura vattnen. I den internationella litteraturen betraktas dock en del taxa här som surhetsindikerande. Ett sådant exempel är Mallomonas hamata (Kristensen 2005).

Ett mycket stort arbete om kiselalgers preferenser i miljön har gjorts av Herman van Dam (vanDam et al. 1994) som beskrivit de preferenser som styr förekomsten av olika kiselalgstaxa i Europa, speciellt Nederländerna. Han beskrev enskilda taxas förekomst i relation till sju olika miljövariabler. En av dessa variabler var pH och sex olika responser på olika pH-nivåer beskrevs.

<i>Acidobiontic</i>	<i>Optimal occurrence at pH &lt;5,5</i>
<i>Acidophilous</i>	<i>Mainly occurring at pH&lt;7</i>
<i>Circumneutral</i>	<i>Mainly occurring at pH-values about 7</i>
<i>Alcaliphilous</i>	<i>Mainly occurring at pH&gt;7</i>
<i>Alcalibiontic</i>	<i>Exclusively occurring at pH&gt;7</i>
<i>Indifferent</i>	<i>No apparent optimum</i>

Dessa reaktioner på pH härstammar framför allt från Hustedt (1927–1966). Frånvaron av syrakänsliga arter och närvaron av syratoleranta arter i prov från sjöar och vattendrag har nyttjats för att påvisa låga pH-värden i algernas livsmiljö. Effektivast har detta gjorts med olika typer av index (se t.ex. Amrén & Jarlman 2006). Olika arters preferenser varierer emellertid även i det pH-område

som ligger över neutralpunkten. Van Dam gav ekologiska preferenser för 948 taxa eller 776 arter och bland dessa fanns 293 (30%) alkalifila taxa och 53 (6%) alkalibiontiska. Detta innebär att en stor mängd alkalifila arter kan förekomma i överdoserade vatten men i mindre utsträckning i vatten med  $\text{pH} < 7$ . Den alkalibionta gruppen antas förekomma exklusivt i överdoserade vatten ( $\text{pH} > 7$ ). Detta pekar på att hela sammansättningen av kiselalgsamhället kan förändras i området omkring  $\text{pH} 7,0$  som är typiskt för många överdoserade sjöar.

## Kalkningseffekter på makrofytfloran

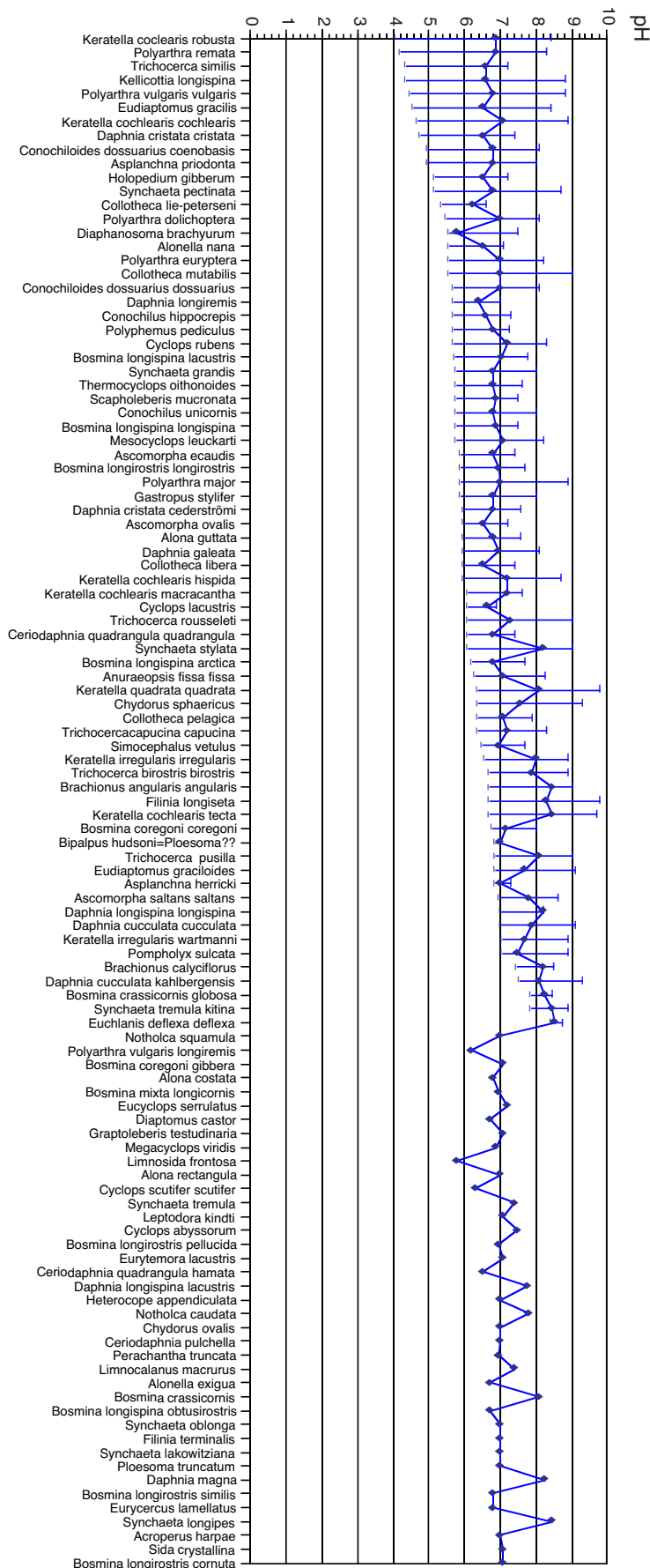
Den mycket sura sjön präglas av vitmossor (släktet *Sphagnum*), vissa trådformiga epifytiska konjugater (släktet *Mougeotia*) och löktåg (*Juncus bulbosus*) samt ett mycket litet antal isoetider om dessa över huvud taget finns kvar. Typiskt är också att sphagnum-mattor täcker bottenarna ned till stort djup ( $> 10$  m) speciellt i klara, försurade sjöar. De bentiska grön- och blågrönalger som breder ut sig i försurade sjöar bildar liksom *Sphagnum* mattor men täcker förutom bottenytan också isoetider som t.ex. *Isoetes* och *Lobelia* vilka då hämmas i sin tillväxt.

Kalkningseffekter visar sig först som upplösning och reduktion av *Sphagnum* och algmattor. Denna förändring kan ske fort och finns redovisad från flera svenska sjöar bl.a. Västra Skälsjön, Trehörningen och Långsjön inom IKEU-programmet (Eriksson 1988). Ofta tycks dock fragment av *Sphagnum*- eller algmattor bli kvar i kalkade sjöar. Vid extra hög kalkdosering kan man anta att sådana "refugier" kommer att försvinna helt.

Vid kalkning ökar vissa växtgrupper bland helofyterna (rotade övervattensväxter) som *Carex* (starr), flytbladsväxter och vissa undervattensväxter. Erfarenheter från Norge har visat på mer ensidig massutveckling av vissa *Potamogeton*-arter och *Myriophyllum alterniflorum* (hårslinga) (Brandrud 2002). Svenska erfarenheter visar också på återetablering av isoetider (Eriksson m.fl. 1983, Nyberg 1995).

Resultat av den vattenväxtinventering som gjorts de senaste ca 10 åren i IKEU-sjöarna visar att vegetationen där etablerats och visar stor likhet med den som finns i circumneutrala referenser med i medeltal 10 undervattens- och flytbladsarter per sjö (min-max: 7-14), vilket indikerar ganska artrika samhällen (Östlund 2005).

Vad innebär då en överkalkning i ett näringsfattigt vatten? Möjligen kan som tillägg till den övriga floran vissa kransalgsarter börja dyka upp och bland dessa är släktet *Nitella* mera kända från "mjukvattenssjöar". Näringsfattiga och mycket kalkrika sjöar kan, när det gäller makrofyter, helt präglas av kransalger av släktet *Chara*. Detta gäller dock extremt hög kalkhalt. I nu undersökta IKEU-sjöar har förutom *Nitella opaca/flexilis* också *Chara globularis* och *Chara virgata* noterats. Taxa som då skulle slås ut är *Sphagnum* medan däremot trådformiga konjugater är mer flexibla i sin alkalinitetstolerans och där kan också artväxlingar ske.



Figur 16.  
 Förekomst av olika zoo-  
 planktonarter i relation till  
 vattnets pH-värde. Median-  
 pH samt 25 och 75% per-  
 centiler anges.  
 Rangordning efter 25%  
 percentil. För sällan före-  
 kommande arter anges  
 bara median.  
 Data efter Berzins & Pejler  
 1987 och Berzins &  
 Bertilsson 1990.



# Påverkan på djur

## Mekanismer för djur

Bland djuren finns ett mer eller mindre stort behov av kalk.  $\text{Ca}^{2+}$  har både en fysiologisk och en strukturbbyggande funktion. Det varierande behovet anses oftast vara kopplat till uppbyggnaden av kalkrika skelett eller skal (Alstad & Hessen 1999, Alstad Rukke 2002). Arter med hög kalkifiering pekas ut som extra kalkkrävande bl.a. snäckor, musslor och kräftdjur.

I litteraturen rapporteras inga direkta skadeverkningar av höga kalkhalter. Möjligen kan utfällningar av kalcit skapa problem i mättade lösningar och på membraner, men detta problem drabbar främst vegetationen, ej djur.

Då djuren tar upp kalcium efter sina behov sker detta bara i mindre utsträckning från födan.  $\text{Ca}^{2+}$  tas i stället upp från vattnet via gälar eller liknande. För kräftdjur varierar upptaget starkt under uppväxten eftersom  $\text{Ca}^{2+}$  nettoupplagras vid varje skalömsning (Zanotto & Wheatly 2002, Graf 1978). I vatten med otillräcklig  $\text{Ca}^{2+}$  tillgång i relation till behovet kan kalkinlagringen minska och i förlängningen leda till att arter slås ut. Detta kan t.ex. ske i en inledande försurningsfas samt kan vara svårt att isolera från en pH-effekt. Man anser att detta i första hand drabbar arter med relativt högt kalkinnehåll. Dessa kan pekas ut eftersom organismerna har en mycket varierande kalkhalt (Waervågen et al. 2002, Mackie & Flippance 1983). Man anser också att arter med högt kalkbehov har högre "träskelkoncentration" än andra (Jeziorski & Yan 2006, Alstad Rukke 2002). Träskelkoncentration är dock bara experimentellt belagd för ett fåtal arter, vilket gör att man oftast är hänvisad till fältobservationer av olika arters förekomst i relation till  $\text{Ca}^{2+}$  halter och halter av andra ämnen och pH som kan samverka (Hessen et al 1995).

Vid ökande kalkhalt förbättras således livsmiljön för en grupp djur med höga krav på kalktillgång. I det följande görs ett försök att peka ut dessa. Framför allt rör det arter som förekommer i hårt vatten och vid höga pH. Samtidigt som dessa är potentiella invandrare finns en grupp av mjukvattensarter som kan få svårt att konkurrera med ev. invandrade hårdvattensarter både vad gäller föda, predation och livsutrymme. Tillsammans taget kan således organismsamhällena förändras av förhöjda kalciumkoncentrationer.

## In situ-undersökningar av zooplankton

Några planktondjur tycks vara mer vanligt förekommande i vissa typer av vatten medan andra uppträder i praktiskt taget alla typer av vatten. De med smala miljötoleranser har då utpekats som indikatorarter och kan användas för t.ex. karaktärisering av miljöer. De vanligaste indikatorarterna är eutrofi- och oligotrofiindikatorer. I detta sammanhang är framför allt Bruno Berzins indikatorer för "alkalina" arter och Birger Pejlers indikatorer för "kalkrika och oligotrofa" och "kalkrika och eutrofa" vatten av intresse. De utpekade arterna har visserligen sina optima i de saltrikaste vattnen i landet (konduktivitet > 300 mS/m) men kan börja uppträda i måttligt kalkrika sjöar. De alkalina

indikatorerna är: *Brachionus angularis*, *B. calyciflorus calyciflorus* (Berzins, kompendium). De kalkrika oligotrofa är: *Ploesoma hudsoni*, *Collotoca libera*, *Limnosida frontosa*, *Heterocope appendiculata*. De kalkrika eutrofa är: *Filinia longiseta*, *Trichocerca birostris*, *D. cucullata* (Pejler 1965).

Pejler sammanställde hela Berzins rotatoriematerial omfattande 227 arter för att finna deras preferenser för olika miljöförhållanden. De planktiska kräftdjuren fick samma behandling (Berzins & Bertilsson 1990). Bland de miljöfaktorer som då beaktats ingår vattnets hårdhet eller salthalt som en indikation på trofinivå tillsammans med totalfosfor och suspenderat material (Berzins & Pejler 1989, Berzins & Bertilsson 1989). pH finns med som fristående variabel (Berzins & Pejler 1987, Berzins & Bertilsson 1990) och pH-data har vidare behandlats här. Sammanställningen pekar ut 23 rotatoriearter med pH-optimum över 7,0 (figur 16). Det är emellertid inte säkert att deras relation till pH är primär d.v.s. styrs av pH. Möjligen är de flesta av dessa arter istället styrda av trofinivån. De kan i själva verket leva i mjukt vatten vars pH höjs p.g.a. att jämvikten i kolsyrasystemet förskjuts när mycket koldioxid assimileras. Utöver de tidigare nämnda indikatorarterna på kalkrikedom kan ytterligare några finnas bland Berzins & Pejlers 23 arter men författarna drar själv inga sådana slutsatser.

Motsvarande genomgång av de planktiska kräftdjurens optima i relation till pH visar att 19 av 44 cladocerarter förekommer med den största tätheten vid pH över 7,0 (Berzins & Bertilsson 1990). Bland 14 copepodarter finns 8 st med pH-optima >7,0 (Berzins & Bertilsson 1990). Bland cladocererna finns 5 arter med optima över eller strax under 8,0 medan bara en copepod har så högt optimum. De 5 cladocererna är: *Daphnia cucullata cucullata*, *Daphnia cucullata kahlbergensis*, *Bosmina crassicornis*, *Bosmina crassicornis globosa* och *Daphnia magna*. Även för alla kräftdjur gäller troligen att deras förekomst inte alltid primärt styrs av salthalt och pH. Bl.a. kan en hög trofinivå vara av större betydelse.

På Gotland finns flera kalkträsk som både är oligotrofa och kalkrika samt har klart vatten. Denna sjötyp benämndes "alkalitrof" av Nauman (1932), ett begrepp som bl.a. behållits av Berzins. Typiskt för sjötypen var enligt Nauman "a demobilization of P and Fe ions by an overabundance of Ca-ions". Överkalkade sjöar kan troligen bäst jämföras med dessa kalkträsk men det är oklart om humusämnen och fosfor fälls ut på samma sätt i överkalkade sjöar som i gotlandssjöarna. Överkalkade sjöar får antagligen betydligt högre vattenfärg.

Zooplanktonundersökningar i gotländska sjöar har framför allt rapporterats av Birger Pejler (1965). De arter som förekom där var oligotrofiindikatorer och arter vanliga i oligotrofa sjöar med lägre hårdhet. De oligotrofiindikatorer som påträffas där var: *Ploesoma hudsoni*, *Collotoca libera*, *Limnosida frontosa* och *Heterocope appendiculata*. De indikatorer som saknades jämfört med oligotrofa sjöar med mjukare vatten var: *Diffugia pelagica*, *Ophrydium naumanni*, *Synchaeta grandis*, *Holopedium gibberum*, *Daphnia galeata* och *D. cristata*. Om hög vattenhårdhet verkligen slår mot dessa arter bör de på sikt försvinna i överkalkade vatten. I de gotländska sjöarna fanns också

två arter som indikerar eutrofi: *Trichocerca birostris* och *Daphnia cucullata*. I dessa fall kan således vattnets hårdhet vara viktigare än trofinivån.

I Pejlers material finns bara sjöar från södra och mellersta Sverige och han betonar att resultaten bara är giltiga för det området. Om sjöar med liknande förutsättningar finns på andra håll kan sannolikt hans slutsatser ha bredare geografisk giltighet.

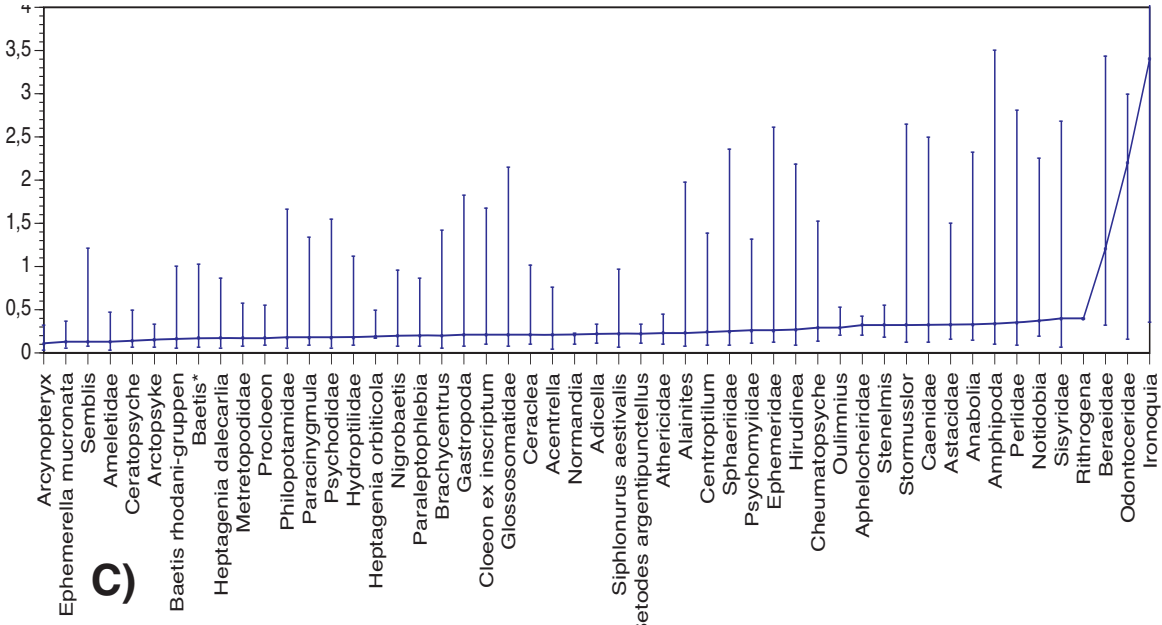
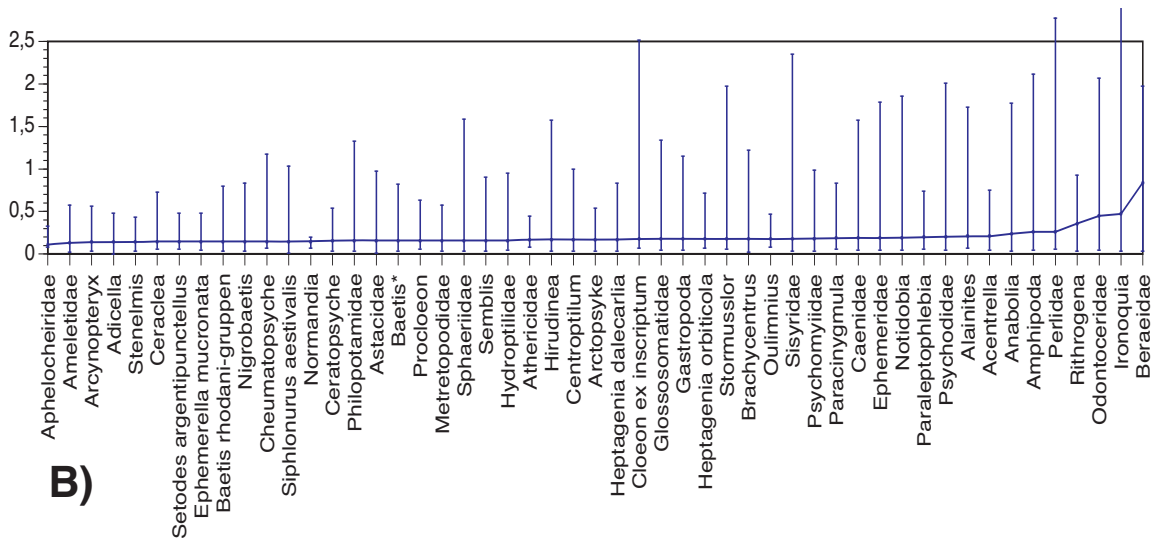
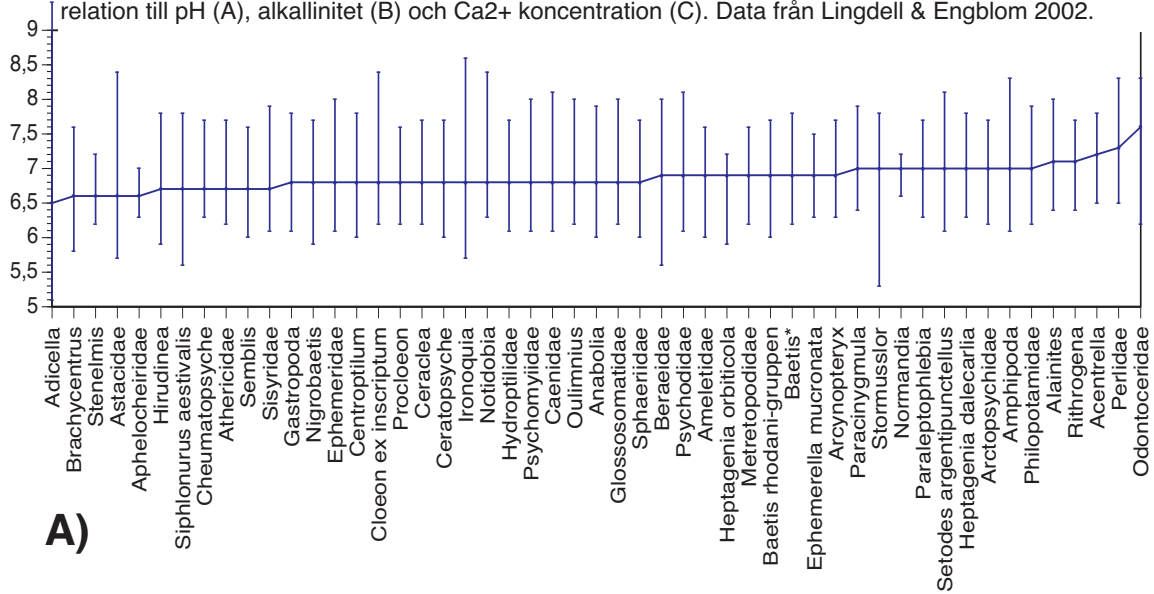
## Strand- och vattendragsfauna

Provtagningar och analys av strandfauna inklusive vattendragsfauna är en viktig del av kalknings-effektuppföljningen. Strandfaunan provtas i regel med sparkning och håvning med relativt grovmaskig håv ( $\geq 0,5$  mm). Specialprovtagningar av mollusker på stenar, vattenväxter och mjukbotten kan förekomma liksom fångst av mikrokräftdjur med finmaskig håv på olika substrat. Till strandfaunan hör också kräftor som provfiskas med standardiserad metodik. Flodpärlmussla inventeras också med standardiserad metodik. Vid bedömningen av faunasammansättningen konstateras speciellt om surhets känsliga arter finns i proven. Indifferent taxa ägnas mindre uppmärksamhet. Tyvärr ägnas inte heller ”kalkälskande” eller kalkkrävande arter så stor uppmärksamhet.

Omfattande regionala undersökningar av strand- och vattendragsfauna har i Sverige framför allt gjorts av Eva Engblom och Pär-Erik Lingdell. Mer än 5000 lokaler har inventerats och ca 1000 taxa har bedömts och klassats med avseende på känslighet. Som kritisk gräns har använts att 98% av alla fynd av en art ska ha gjorts vid högre pH än 5.5. Arten, eller ett helt släkte, bedöms då som surhets känsligt och används som indikator (Engblom & Lingdell 2002). I samband med att den nuvarande Kalkningshandboken publicerades gjordes en bearbetning av denna databas så att 54 surhets känsliga, vanliga och lättidentifierade arter eller grupper valdes ut och presenterades på faktablad (Lingdell & Engblom 2002). Där anges förekomstfrekvens även vid högre pH, konduktivitet, alkalinitet, Ca, Mg, Cl och vattenfärg. Det gör det möjligt att avläsa i vilka intervall arter eller grupper har sina optima och vid hur höga  $\text{Ca}^{2+}$ -halter etc. som de kan påträffas. Arter som har sina optima över t.ex. pH 7,0 är sannolikt gynnade av att pH och kalkhalt höjs mot ett sådant värde och högre. Här finns således möjlighet att klassa vilka bottenorganismer som är kalkgynnade och som kan väntas expandera vid en ev. överkalkning. Som nämnts används ofta hela artgrupper av Engblom och Lingdell. Detta är en nackdel (som författarna beklagar) men det kan tyvärr inte åtgärdas nu.

Enligt figur 17A förekommer få av de bedömda taxa vid  $\text{pH} < 6,0$  (ca 7 st) och bara stormusslor har noterats under pH 5,5. De flesta av dessa taxa tycks ha sitt optimum-pH  $< 7,0$ . I intervallet mellan 7,0 och 7,5 finns fyra arter som försvinner, medan de flesta andra försvinner mellan 7,5 och 8,0. Bland alla mindre surhets känsliga taxa som inte ingår i materialet finns sannolikt många med höga optima och toleransgränser och som kan invandra om pH höjs.

Figur 17. Toleransområden (5%, %50% och 95% percentil) för strand- och vattendragslevande taxa i relation till pH (A), alkalinitet (B) och Ca<sup>2+</sup> koncentration (C). Data från Lingdell & Engblom 2002.



Två alkalinitetsgränser, 0,3 och 0,5 mekv/l, kan i figur 17B testats som gränser för överdosering. Alkaliniteten 0,5 mekv/l är övre toleransgräns för ca 13 taxa medan ett taxa har övre toleransgräns vid 0,3 mekv/l. Detta indikerar att biologiska effekter är möjliga redan vid alkalinitet lägre än 0,5 mekv/l.

Görs samma bedömning i relation till  $\text{Ca}^{2+}$  visar sig 14 taxa inte tolerera högre halt än 0,5 mekv/l och ca fyra taxa tolererar högst 0,3 mekv/l.

Ett annat regionalt dataset över bottenfauna på 708 vattendrags- och 680 sjöstationer har också använts för att beräkna optimum och toleransvärden för enskilda arter (Dahl 2002). Detta dataset täcker också hela Sverige eftersom det baseras på Riksinventeringen 2000. Analysen görs här på 2 delområden i Sverige och sjöar separerades från vattendrag. Undersökningen gjordes med artupplösning där så var möjligt och bara taxa som påträffades på minst 10 lokaler togs med. Totalt kom 239 taxas preferanser att undersökas. pH-optimum och toleransområden beräknades och jämfördes med olika surhetsindex. Ofta tycks surhetsindexen peka på att lägre pH förekommit än vad som uppmätts och det betonas att kemiproven tagits vid samma tillfälle som bottenfaunaproven och bara på grund av Dahls bearbetning och Lingdells aggregering av data kan en direkt jämförelse inte göras.

Vid en kvantitativ undersökning av sju norrländska kalkade vattendrag fann McKie et al (2006) att faunan nedströms kalkdoserare förändrades så att bl.a. gruppen "schredders" med stora nattsländor minskade och små bäcksländor ökade. Liknande faunaförändringar har tidigare visats bl. a. av Engblom & Lingdell (1985) men i detta fall påvisades också att förändringen starkt minskade lövfragmentering och nedbrytning. Författarna betonar att kalktillsatsen i detta fall överkompenserar för antropogen syradeposition och att detta får allvarliga konsekvenser för ekosystemet. Det måste betonas att dessa "överkalkningar" har givit pH <5,75 och alkalinitet <0,19 vilket skall jämföras med de betydligt mer alkalina förhållanden vi arbetar med.

## **Sublittoral- och profundalfauna**

De mjuka bottenarnas fauna lever till en del på sedimentytan, till en del nere i sedimentet. En del av de arter som lever nedgrävda (t.ex. stora fjädermygglarver) pumpar vatten från sedimentytan och utsätts då för bottenvattnets pH och metallhalter medan andra (t.ex. fåborstmaskar) utsätts främst för sedimentens interstitialvatten. Detta brukar vara väsentligt bättre buffrat än sjövattnet (Andersson 1985). Faunan, speciellt i profundalen, påverkas därigenom inte lika starkt av surt eller alkalint vatten som strandfaunan.

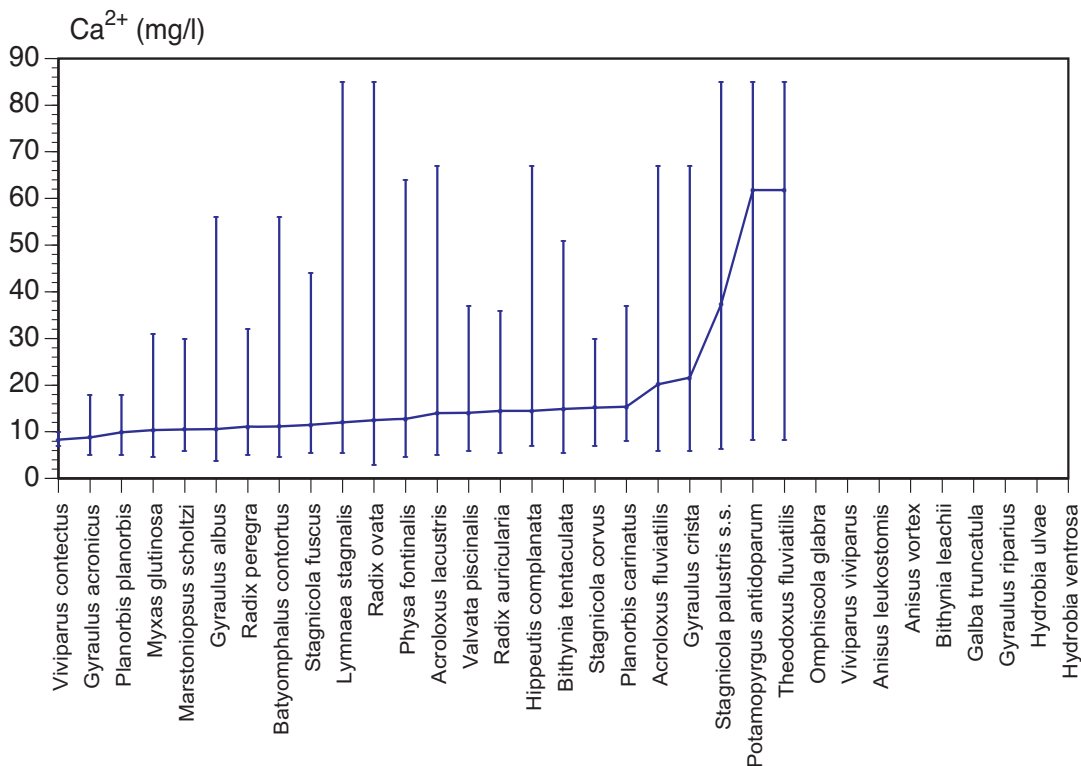
Däremot påverkas denna fauna starkt av regnet av näringspartiklar från ytvattnet. Den svarar därmed på produktionen i ytvattnet och blir trofiindikerande. I profundalen, där vattnet inte byts ut mer än vår och höst bryts det sedimentterande materialet ned och konsumerar syrgas. Halterna sjunker därigenom och arter känsliga för låg syrgashalt minskar eller slås ut. Faunans sammansättning kommer därigenom att spegla både näringstillförsel och syrgashalt. Index med skalor för bedöm-

ning av trofinivå finns tillgängliga däremot ej för pH-bedömning. I sublittoralen finns samma typ av fauna som i profundalen men den påverkas inte av låga syrgashalter, däremot till större del av pH.

## Snäckor

Snäckförekomsten i södra och mellersta Sverige har specialstuderats. Bengt Hubendick gjorde 1943-45 snäckinventeringar i över 600 sjöar och vattendrag i ost-västligt bälte tvärs över landet från N. Skåne upp till Vättern (Hubendick 1947. Han kopplade snäckförekomsten till vattenmiljön och kom fram till att vattnets hårdhet (Ca+Mg) var den viktigaste ekologiska faktorn. Vid låg hårdhet var dock vattnets surhet (pH) mest betydelsefull. Relateringen till vattenkemi baserades på 70 vattenkemiska prover.

Återinventering av ca hälften av lokalerna gjordes 1994-97, då med vattenkemi från alla provlokaler (Nilsson et al. 1998, Nilsson & Medin 1998). Av denna framgår att snäckor saknas vid pH <6 och antalet snäckarter är signifikant lägre vid alkalinitet <0,1 mekv/l än vid högre alkalinitet. Hubendick urskiljde en grupp arter som ”kalkkrävande” och när dessa nu kan bättre jämföras med vattenkemin framgår att vid Ca<sup>2+</sup> halter i intervallet <0,25 mekv/l förekommer nästan enbart mindre kalkkrävande arter samt få snäckarter överhuvudtaget. I intervallet >0,6 mekv/l finns till 80% kalkkrävande arter och i mellan-intervallet 0,25-0,6 finns till hälften kalkkrävande och till hälften



Figur 18. Toleransområden (min, medel och max) för snäckor i relation till Ca<sup>2+</sup> koncentration. Arter med enstaka fynd längst t.h. De kan ofta vara kalkkrävande.

mindre kalkkrävande arter. För varje art i undersökningen finns också uppgifter om lägsta  $\text{Ca}^{2+}$  halt och alkalinitet där den påträffats. Av dessa uppgifter kan slutsatser dras om tänkbara invandrare om kalkhalten skulle stiga genom överkalkning. Det står klart att i intervallet omkring 0,25 mekv/l och högre öppnas potentiella möjligheter för många snäckarter som inte förekommer vid lägre alkalinitet.

Information om snäckors miljökrav kan också inhämtas från de omfattande snäckinventeringar som gjorts i Norge (Økland 1990). Där har snäckförekomsten på 1500 lokaler i sjöar, dammar och floder redovisats tillsammans med försurningsvariabler.

Ett antal speciellt surhets känsliga snäckor redovisas också i den katalog över surhets känsliga bottenorganismer som Lingdell & Engblom (2002) redovisat och som kan användas för att bedöma djurens preferenser (se sid 25).

### **Substratbundna mikrokräftdjur**

Små kräftdjur inom grupperna Copepoda, Cladocera och Ostracoda som lever bundna till botten och vegetation omfattar i Norden flera hundra arter. De har inte studerats i någon större omfattning i Sverige men har i norska undersökningar använts som surhetsindikatorer. Bland ett hundratal arter finns sådana som tolererar olika pH och Ca-koncentrationer. (Valseng et al. 2003, Valseng & Schartau 2001, Valseng & Karlsen 2001). Inom gruppen finns dock bara ett fåtal arter med optimum över pH 7, där vi nu söker indikatorarter. De flesta har optimum mellan 5,0 och 6,6 och gruppen som sådan gör bäst tjänst för surhetsbedömningar i det lägre pH-intervallet. En större kalkdos skulle knappast förbättra förutsättningarna för arter i denna grupp potentiella invandrare torde därför saknas.

## **"Överdoseringsjöar" i IKEU-programmet**

Det delprogram som startats inom IKEU-programmet har nu varit i drift från våren 2006. Sjöarna har i första hand valts ut bland kalkade sjöar med hög registrerad buffertförmåga (alkalinitet > 0,3 mekv/l) och hög arealspecifik kalkdosering (i mån av datatillgång). Eftersom överdoserade åtgärdssjöar ofta är små och används för att utjämna kalktillförsel till nedströms liggande målobjekt har sjöar mindre än genomsnittet accepterats i denna grupp. Detta motiveras också av att inget provfiske ska ske i programmet. Bland sjöar med hög alkalinitet valdes 25 st ut för slutligt val, Bland dessa nedprioriterades sådana med extremt hög vattenfärg, snabb vattenomsättning och/eller mycket variabelt pH (i mån av datatillgång). Därigenom bör risken för ”surstötter” minska. Sjöar som sannolikt varit försurade före kalkning prioriterades upp liksom sådana med tidigare mätdata och god tillgänglighet.

De valda sjöarnas storlek i förhållande till övriga delprogramms sjöar framgår av tabell 3. Sjöarnas vattenfärg framgår av tabell 4.

Tabell 3. Jämförelse mellan sjötytor inom IKEU:s olika delprogram.

Sjötytor	IKEU-intensiv	Referens intensiv	IKEU-extensiv	IKEU-överdos	Alla sjöar
Medelvärde (ha)	99	67	35	10	58
Stand.dev. (ha)	124	77	46	6	88
Median (ha)	42	31	20	10	24
Minimum (ha)	19	4	1	4	1
Antal/grupp	15	17	26	10	72

Tabell 4. Jämförelse mellan sjöarnas vattenfärg inom IKEU:s olika delprogram. Medelvärden för ett år i "överdoseringsprogrammet", övriga 5 år.

Vattenfärg	IKEU-intensiv	Referens intensiv	IKEU-extensiv	IKEU-överdos	Alla sjöar
Medelvärde (mgPt/l)	76	64	146	45	95
Stand.dev. (mgPt/l)	52	58	112	35	87
Median (mgPt/l)	75	40	123	43	68
Minimum (mgPt/l)	5	6	7	10	5
Maximum (mgPt/l)	160	205	545	135	545

Efter inledande kemiprovtagningar visade sig en sjö inte uppfylla kraven och ersattes med en annan sjö (V. Hultasjön, tab 5).

I skrivande stund är 2006 års kemianalyser nästan färdiga. De visar att medelalkalinitet i delprogrammets sjöar varierade mellan 0,3-1,1 mekv/l (tabell 5). Data visar således att alkalinitetskraven uppfylls av sjöarna.

I tabell 4 har även två sjöar ur IKEU:s ordinarie intensivuppföljningsprogram tagits med. De visar alkalinitet 0,29-0,48 mekv/l. Dessa sjöar (Stora Härsjön och Blanksjön) uppfyller de krav på hög alkalinitet som uppställts för överkalkningssjöar. Ytterligare en sjö (Ejgdesjön) kunde ha tagits med dels för att pH är förhållandevis högt, dels för att sjön tidigare i sin kalkningshistoria haft betydligt högre värden.

Ca<sup>2+</sup> -halten i hela sjögruppen varierade mellan 0,32 och 1,05 mekv/l, vilket motsvarar 8 -21 mg Ca<sup>2+</sup>/l. Konduktiviteten var 5,7-19,5 mS/m och pH 7,2 - 7,6. Vattenfärgen, slutligen, var låg i sjöarna med Hagsjön högst (135 mg Pt/) samt resten under 50 mg Pt/l.

## Effektrelaterad gräns för överdosering

I rapportens första del görs ett försök att utgående från 3 olika datamaterial beskriva överdoseringens omfattning både vad gäller koncentrationer och antal objekt. Direkta mätdata från MMU och länens kalkeffektuppföljning (ca 2400 sjöar) pekar på att 10-20% av sjöarna kan ha pH>7,0, med maximum strax under 8,5.

Uppmätt alkalinitet når upp till 3,4 mekv/l och andelen sjöar med max alkalinitet >0,5 mekv/l kan ligga högre än 1/3.



Tabell 5. Län, sjökoordinater, sjötytor samt karaktäristiska data (årsmedelvärden) för 10 "överdoseringssjöar" samt 2 intensivprovtagna sjöar i ordinarie IKEU-program.

Överdoseringsjöar	Län	GisKoord1	GisKoord2	Area (ha)	Maxdjup (m)	Vattenfärg (mg Pt/l)	Fisk
Lillasjön	K	6233040	1458880	10,4	4	20	Abb, Mört, Sut
Västra Hultasjön	K	6247180	1415900	7,0	7	25	
Hagsjön	F	6350720	1372170	23,8	14	135	Abb, Gä, Mört
Härbillingen	N	6320230	1313450	13,3	19,8	10	Abb
Gärsjön	O	6433610	1303710	8,1	8,5	45	
Motjärn	O	6568040	1280270	11,3	11	40	
Stora Silevatten	O	6449640	1280880	5,2	16	25	
Stora Vrångstjärnet	O	6545080	1272190	9,4	12	45	
Kånkåstjärnen	Y	6944110	1556130	11,4	11	50	
Stora Ålagylet	K	6240150	1431870	4,0	6	50	Sign-kr, Sutare
<b>Ordinarie sjöar</b>							
Blanksjön	K	6231450	1461110	18,5	16,7	34	Abb,Gä,Mört,Sign-kr
Stora Härsjön	O	6403640	1292400	257	42	25	Abb, Mört, Gä,

Överdoseringsjöar	Mål/åtg-sjö	pH	Kond (mS/m)	Ca2+ (mekv/l)	Alk (mekv/l)	Start-Alk (mekv/l)	Ca-dos (kg/ha)
Lillasjön	Mål	7,37	8,755	0,4815	0,4135	0,55	43
Västra Hultasjön	Åtg	7,56	13,7	1,053	1,054	1,00	142
Hagsjön		7,2	6,92	0,454	0,314	0,32	102
Härbillingen		7,64	12,1	0,665	0,573	0,57	130
Gärsjön		7,84	12,3	0,968	0,886	1,00	251
Motjärn		7,7	9,215	0,6345	0,691	0,56	193
Stora Silevatten		7,44	8,94	0,484	0,407	0,42	174
Stora Vrångstjärnet		7,54	8,345	0,5075	0,568	0,33	264
Kånkåstjärnen		7,36	5,67	0,444	0,455	0,53	-
Stora Ålagylet	Åtg	7,01	14,2	0,581	0,44	0,43	
<b>Ordinarie sjöar</b>							
Blanksjön	Mål	7,46	19,45	0,763	0,48	0,47	
Stora Härsjön	Mål	7,32	8,345	0,4045	0,287	0,3	

Mycket överskottkalk blir kvar i sjöarna efter kalkning. Halter upp mot 4 mekv Ca<sup>2+</sup>/l har registrerats 2004. Det motsvarar 80 mg Ca/l. 90% av värdena ligger dock under 0,6 mekv/l (12mg Ca/l). Överdoseringsen är således betydande, framför allt vad gäller antalet sjöar.

Genomgången av ev. vattenkemisk påverkan pekar på att pH-effekter på jämvikter ofta inträder mellan pH 7,5 och 8, och framför allt över 8,0. Vid så höga pH kan giftiga metallkomplex uppträda. Med tanke på de fåtaliga sjöarna med så höga pH bör dock problemen med giftiga metaller vara begränsade.

Mycket av överskottskalken hamnar i sjösedimenten och sjunker ned något. Där kan lokala pH-höjningar i interstitialvattnet omkring kalkkornen bidra till att kalken löser sig dåligt vilket sänker

kalkningseffektiviteten. Överbliven kalk ansamlas också nedströms doserare. Där har djur setts uppehålla sig på kalken men det är inte känt hur kalk i sjösediment påverkar djur som lever där.

pH-förändringen har sannolikt störst betydelse genom att värekarbonat- och karbonathalterna ökar relativt koldioxidhalten vilket missgynnar framför allt mossor men gynnar många kärlväxter som framför allt assimilerar vätekarbonat. Även planktonalger påverkas av förhållandet mellan  $\text{CO}_2$  och  $\text{HCO}_3^-$ . Vegetationsförändringar är således att vänta både vad gäller alger och makrofyter inklusive mossor. Sannolikt krävs långvarig överdosering för att makrofytfloran ska förändras, medan algfloran förändras snabbt.

pH har också direkt fysiologisk inverkan på organismer, men ofta är det svårt att finna den metaboliskt verksamma faktorn bland pH, alkalinitet och kalciumhalt. Dessa parametrar har ofta blandats allt efter vad som funnits att tillgå för att beskriva olika taxa's toleransområden. Trots att dessa parametrar inte ersätter varandra kan man ändå få en sannanfattande bild av hur olika taxa's toleransområden befinner sig i relation till de haltnivåer av alkalinitet, kalciumhalt och pH som uppnås vid överdosering. Exempelvis kan de halter överdoseringen ger upphov till vara högre än en arts toleransområde. Den bör då på sikt försvinna. Å andra sidan kan den höga kalkdoseringen leda till att en art med höga kalkkrav kan invandra när halten stigit i nivå med dess lägsta kalkkrav. Tabell 6 har baserats på detta resonemang och sammanfattar vad som samlats i förekomsttabeller och figurer. Den omfattar data om fytoplankton, zooplankton, strand- och vattendragsfauna samt snäckor. För fytoplankton framgår att när alkaliniteten höjs in i intervallet 0,05–0,10 blir denna nivå för hög för 12 taxa medan den blir tillräckligt hög för att 54 arter ska kunna tolerera miljön och potentiellt etablera sig. Av tabellen framgår att en ännu större förändring kan ske när man kommer in i alkalinitetsintervallet 0,10–0,25. Förändringarna är sedan något mindre i nästa koncentrationsintervall. För zooplankton är redovisningen gjord i form av kvartiler men en skattning

Tabell 6. Sammanställning av antal taxa som potentiellt kan tänkas försvinna ("taxa ut") och antal taxa som kan tänkas invandra ("taxa in") om kalkhalt, alkalinitet och pH höjs till angivna intervall. Data från tab 1, fig 16, 17 och 18 där min och max-värden, samt 5 och 95% percentil använts för att ange toleransområden och bedöma sannolik invandring eller försvinnande.

Grupp	Variabel	Intervall (mekv/l)	Antal taxa ut	Antal taxa in
Fytoplankton	Alkalinitet	0,05–0,10	12	54
Fytoplankton	Alkalinitet	0,10–0,25	83	45
Fytoplankton	Alkalinitet	0,25–	79	20
Zooplankton	pH	7–7,5	4*	5–10*
Strandfauna	pH	7–7,5	4	–
Strandfauna	Alkalinitet	0,10–0,30	1	–
Strandfauna	Alkalinitet	0,30–0,50	13	–
Strandfauna	$\text{Ca}^{2+}$ halt	0,10–0,30	4	–
Strandfauna	$\text{Ca}^{2+}$ halt	0,30–0,50	10	–
Snäckor	$\text{Ca}^{2+}$ halt	0,10–0,25	0	2
Snäckor	$\text{Ca}^{2+}$ halt	0,10–0,25	0	22

\*Baserat på min-värden skattade från 25%-percentil.

pekar på små förändringar. Detsamma är fallet för strandfaunan men man måste komma ihåg att bara surhetskänsliga taxa ingår i dataunderlaget (Lingdell & Engblom 2002) och att ett taxa kan innehålla flera arter. Emellertid framgår att de stora förändringarna i antal taxa ligger i koncentrationsintervallet 0,30–0,50 mekv/l, alltså högre än för fytoplankton.

Snäckor ger ytterligare en bild av kalciumberoende förändringar. Där finns knappt någon art vid alkalinitet under 0,05 mekv/l och få tillkommer upp till 0,25 mekv/l men däröver tillkommer 22 taxa samt ytterligare fler (fig 18).

Sammantaget ger sammanställningen ett intryck av att överdosering framför allt kan i stor utsträckning förändra fytoplanktonfloran. Detta tycks också ske vid förhållandevis små alkalinitetsökningar. Både för snäckor och strandfauna tycks inga stora potentiella artförändringar ske förrän vid halten 0,25-0,30 mekv/l. Någon form av kritisk koncentration bör därför ligga i denna nivå eller lägre, vilket fytoplanktonförändringarna kan tala för.

## Hur motverka överdoseringsskador?

Högt pH, samt höga halter av  $\text{Ca}^{2+}$  och alkalinitet/vätekarbonat är oftast en direkt effekt av hög kalkdosering. Kalkhalten kan dock variera vid ett givet pH beroende på start-pH och hur mycket kalk som förbrukats för att nå det högre pH-värdet. Det dataunderlag som samlats här (jfr Tabell 6) omfattar de tre nämnda variablerna som alla är användbara för de növärdiga avgörandena. pH med surrogatvariabeln alkalinitet är vanligast bland insamlade data och får bli primärt vägledande vid bedömningar. Kalkhalt ( $\text{Ca}^{2+}$ ) eller vattenhårdhet kan vara starkt reglerande när det gäller många djurs förekomst, och bör vägas in när data så medger. Variabeln ANC (Acid Neutralizing Capacity) kan också vara en möjlig styrvariabel, men den förekommer inte i detta dataunderlag.

*En minskad kalkdosering är den naturliga åtgärden för att reglera och sänka halter som stigit till nivåer där biologiska förändringar kan bli påtagliga och oönskade.* Någon form av riktvärde eller gränsvärde bör fastställas för att markera lämpliga "högstahalter eller "högsta-pH". Det bör inte vara direkt relaterat till dosering eller till "naturliga halter" i enskilda objekt (se kap. Bakgrund, sid. 5) utan just till *halter i sjövattnet*. Detta ger en enkel och robust hantering av problemet.

Vid fastställandet av gränser finns också en konflikt mellan biologiskt önskvärt och praktiskt nyttigt vid kalkning som gör att gränsen bör sättas så högt som möjligt ifall den blir normerande för kalkningsverksamheten. *En alkalinitetsgräns vid 0,25 mekv/l* föreslås därför preliminärt. Redan en så låg gräns torde leda till omprövning av "förrådskalkning" med höga givor i småsjöar och leda till en omstrukturering av kalkningen. Någon form av konsekvensanalys är därför påkallad. Dessutom bör data från IKEU-programmets 10 "överdoseringssjöar" kunna ge ytterligare vägledning om vad som sker *in situ* i ekosystemen. En utvärdering av undersökningarna som startade 2006 bör därför eftersträvas redan efter två år.

# Referenser

## Vattenkemi

- Engblom, E. and Lingdell, P. E. 1985. Hur påverkar kalkdoserare bottenfaunan? Naturvårdsverket Rapport PM 1994.
- Hörnström E., Harbom, A., Edberg, F., and Andren, C. 1995. The influence of pH on aluminium toxicity in the phytoplankton species *Monoraphidium dybowskii* and *M-griffithii*. *Water Air and Soil Pollution* 85: 817-822.
- Mushak, P. 1985. Potential Impact of acid precipitation on arsenic and selenium. *Environmental Health Perspectives* 63: 105-113.
- Pierce, M.L. and Moore, C.B. 1982. Adsorption of arsenite and arsenate on amorphous iron hydroxide. *Water Research* 16: 1247-1253.
- Rognerud, S. and Fjeld, E. 2001. Trace element contamination of Norwegian lake sediments. *Ambio* 30: 11-19.
- Stumm, W. and Morgan, J.J. 1996. *Aquatic chemistry*. John Wiley & Sons, Inc..

## Växter

- Andrén, C. och Jarlman, A. 2006. Bentiska kiselalger som surhetsindikatorer i rinnande vatten. ITM-rapport 149, Inst. för tillämpad miljövetenskap, Stockholm.
- Brandrud, T.E. 2002. Effects of liming on aquatic macrophytes, with emphasis on Scandinavia. *Aquatic Botany* 73: 395-404.
- Brook, A. 1965. Planktonic algae as indicators of lake types, with special reference to the desmidiaceae. *Limnology and Oceanography* 10: 403-411.
- Brunberg, A., Nilsson, E. & Blomqvist, P. 2002. Characteristics of oligotrophic hardwater lakes in a postglacial land-rise area in mid-Sweden. *Freshwater Biology* 47: 1451-1462.
- Eriksson, F. 1988. Makrofytvegetation i kalkade sjöar. *Information* 1988:9, Sötvattenslaboratoriet.
- Eriksson, F., Hörnström, E., Mossberg, P. & Nyberg, P. 1983. Ecological effects of lime treatment of acidified lakes and rivers in Sweden. *Hydrobiologia* 101: 145-164.
- Hustedt, F. 1927-1936. *Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz*. 1-3 Akademische Verlagsgesellschaft, Geest und Portig, Leipzig
- Hörnström, E. 2002. Phytoplankton long term changes in acid and limed lakes in SW Sweden. *Hydrobiologia* 394: 93-102.
- Kleiven, S. 1991. An analysis of allelopathic effects of *Chara* on phytoplankton development. *Acta universitatis upsaliensis* 313. Uppsala.
- Moss, B. 1998. *Ecology of freshwaters. Man and medium, past to future*. Blackwell Science Ltd. Oxford, pp. 1-557.
- Moss, B. 1972. The influence of experimental factors on the distribution of freshwater algae: an experimental study. I. Introduction and the influence of calcium concentrations. *Journal of Ecology* 60: 917-932.
- Moss, B. 1973. The influence of environmental factors on the distribution of freshwater algae: an experimental approach. IV. Growth of test species in natural lake waters, and conclusions. *Journal of Ecology* 61: 193-211.
- Nyberg, P. 1995. Liming strategies and effects: the Lake Västra Skälsjön case study. I Henrikson, L. & Brodin, Y. Red. *Liming of acidified surface waters. A Swedish synthesis*. Springer Verlag. Berlin.
- Persson, G. & Appelberg, M. 2001. Evidence of lower productivity in long term limed lakes as compared to unlimed lakes of similar pH. *Water, Air and Soil Pollution* 130: 1769-1774.
- Persson, G. & Wilander, A. 2002. Allmän vattenkemi före och efter kalkning i sjöar inom Integrerad KalkningsEffektUppföljning. SLU, Institutionen för Miljöanalys. Rapport 8.
- Talling, J.F. & I.B. 1965. The chemical composition of African lake waters. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 50: 421-463.
- Talling, J.F. 1975. The depletion of carbon dioxide from lake water by phytoplankton. *Journal of Ecology* 64: 79-121.

- Van Dam, H., Mertens, A. & Sinkeldam, J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of aquatic Ecology* 28:117–133.
- Willén, E., Hajdu, S. & Persson, G. Storeklaren - Hornborgasjön. *Limnologiska undersökningar 1981-1985*. Naturvårdsverket, rapport 3063, Hornborga-dokument 12.
- Östlund, M. 2005. Vattenvegetation i kalkade sjöar - tillstånd och utveckling i IKEU-sjöar. SLU, Institutionen för Miljöanalys, rapport 2005:25.

## Djur

- Alstad, N. E.W., Skardal, I. And Hessen, D.O. 1999. The effect of calcium concentration on the calcification of *Daphnia magna*. *Limnol. Oceanogr.* 44.2011-2017.2002.
- Alstad Rukke, N. 2002. Tolerance to low ambient calcium shows inter-population differences in *Daphnia galeata*. *J.Plankt. Res* 24: 527-531.
- Alstad Rukke, N. 2002. Effects of low calcium concentrations on two common freshwater crustaceans *Gammarus lacustris* and *astacus astacus*. *Funct. Biol.* In print.
- Andersson, B.I. 1985: Chemical composition of water across the sediment-water interface in the acidified Lake Gårdsjön, SW Sweden. *Ecol.Bull.* 37:263-275, Stockholm.
- Berzins, B. & J. Bertilsson, 1990. Occurrence of limnic micro-crustaceans in relation to pH and humic content in Swedish water bodies. *Hydrobiologia* 199: 65-71.
- Berzins, B. & Bertilsson, J. 1989. On microcrustaceans and trophic degree. *Hydrobiologia* 185: 95-100.
- Berzins, B. & Pejler, B. 1989. Rotifer occurrence and trophic degree. *Hydrobiologia* 182: 171-180.
- Berzins, B. & B. Pejler, 1987. Rotifer occurrence in relation to pH. *Hydrobiologia* 147:107-116.
- Engblom, E. & Lingdell, P.E. 1985. Hur påverkar kalkdoserare bottenfaunan? Rapport 1994, Naturvårdsverket.
- Graf, F. 1978. Calcium sources for freshly moulted crustaceans. *Lab., Arch. Zool. Exp. Gen.*, 119:143-161.
- Hessen, D.O., Faafeng, B.A., B.a. and Andersen, T. 1995. Competition or niche segregation between *Holopedium* and *Daphnia*; empirical light on abiotic key parameters. *Hydrobiologia* 397: 253-261.
- Hubendick, B. 1947. Die verbreitungsverhältnisse der limnischen Gastropoden in Südschweden. *Zool. Bidr. Upps.* 24.
- Jeziorski, A. and Yan, N.D. 2006. Species identity and aqueous calcium concentrations as determinants of calcium concentrations of freshwater crustacean zooplankton. *Can. J. Fish Aquat Sci.* 63: 1007-1013.
- Lingdell, P.-E. & Engblom, E. 2002. Bottendjur som indikator på kalkningseffekter. Naturvårdsverket, Rapport 5235.
- Mackie, G.L., Flippance, L.A 1983. Intra- and interspecific variations in calcium content of freshwater Mollusca in relation to calcium content of the water. *J. Molluscan Stud.* 49:204-212.
- McKie, B.G., Petrin, Z. & Malmqvist, B. 2006. Mitigation or disturbance? Effects of liming on macroinvertebrate assemblage structure and leaf-litter decomposition in the humic streams of northern Sweden. *J. Applied Ecol.* 43:780-791.
- Naumann, E. 1932.
- Nilsson, C. & Medin, M. 1998. Snäckor i försurningssverige - en jämförelse mellan 1940 och 1990-tal. *Sötvatten, årsskrift från miljöövervakningen 1997*, pp 40-49
- Nilsson, C., Eriksson, U., Medin, M. And Sundberg, I. 1998 *Sötvattenssnäckor i södra Sverige - en jämförelse med 1940-talet*. Rapport 4903, Naturvårdsverket.
- Pejler, B. 1965. Regional-ecological studies of Swedish fresh-water zooplankton. *Zool. Bidrag, Uppsala* 36:407-515.
- Waervågen, S., Rukke, N.A. Rukke and Hessen, D.O. 2002. Calcium content of crustacean zooplankton and its potential role in species distribution. *Freshwat. Biol.* 47: 1866-1878.

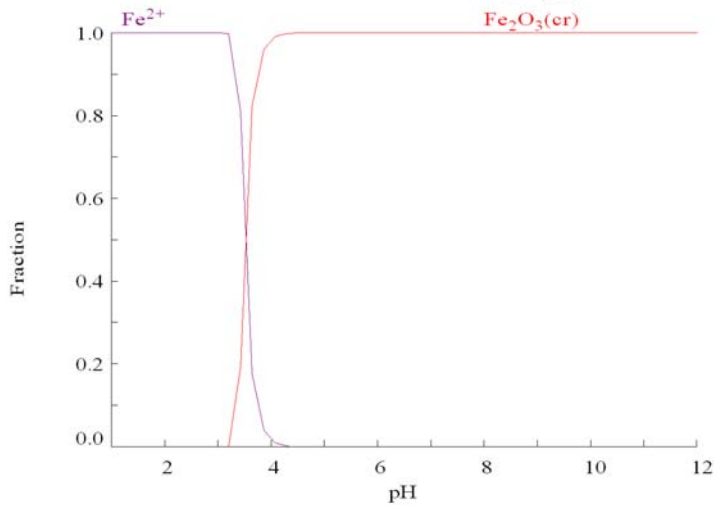
- Walseng, B., Yan, N.D. and Shartau, A.K. 2003. Littoral microcrustacean (Cladocera and Copepoda) indicators of acidification in Canadian shield lakes. *Ambio* 32: 208-213.
- Walseng, B. & Karlsen, L.F. 2001. Planktonic and littoral microcrustaceans as indices of recovery in limed lakes in SE Norway. *Water Air. Soil Pollut* 130: 1313-1318.
- Walseng, B. & Schartau, A.K. 2001. Crustacean communities in Canada and Norway: comparison of species along a pH gradient. *Water Air. Soil Pollut* 130: 1319-1324.
- Zanotto & Wheatly (2002). Calcium balance in crustaceans: nutritional aspects of physiological regulation. *Comp. Biochem. Physiol., A* 133:645-660.
- Økland, J. 1990. Lakes and snails. *Environment and Gastropoda in 1500 Norwegian lakes, ponds and rivers*. Universal Book Services, Dr. W. Backhuys, Oegstgeest.

# Appendix:

## Fraktioner av Fe, Mn, Zn, Cu och Cd. Modellering med "MEDUSA"-modellen".

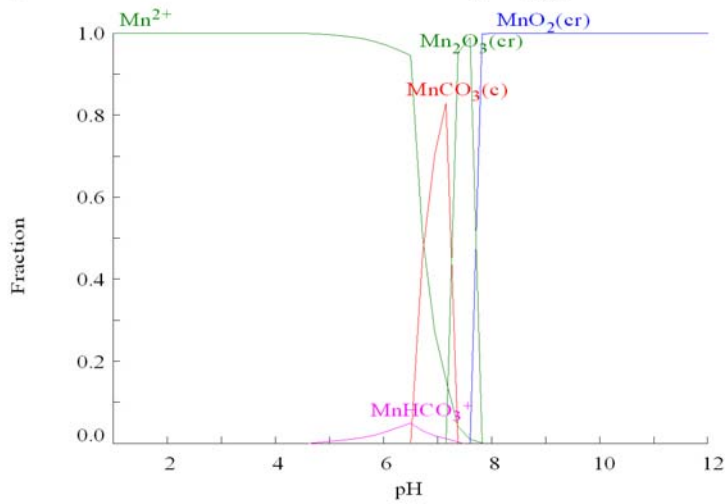
$[Ca^{2+}]_{TOT} = 0.50 \text{ mM}$   
 $pe = 8.50$

$[Fe^{3+}]_{TOT} = 3.60 \text{ }\mu\text{M}$   
 $[CO_3^{2-}]_{TOT} = 1.00 \text{ mM}$



$[CO_3^{2-}]_{TOT} = 1.00 \text{ mM}$   
 $pe = 8.50$

$[Mn^{2+}]_{TOT} = 90.00 \text{ }\mu\text{M}$   
 $[Ca^{2+}]_{TOT} = 0.50 \text{ mM}$



$[CO_3^{2-}]_{TOT} = 1.00 \text{ mM}$   
 $pe = 8.50$

$[Zn^{2+}]_{TOT} = 0.15 \text{ }\mu\text{M}$   
 $[Ca^{2+}]_{TOT} = 0.50 \text{ mM}$

