

# RAPPORT

15 • 2008

## Skogsmarkskalkning



Karin Hjerpe, Per Olsson, Hillevi Eriksson

© Skogsstyrelsen mars 2008

**Författare**

*Karin Hjerpe  
Per Olsson  
Hillevi Eriksson*

**Projektledare**

*Karin Hjerpe*

**Projektgrupp**

*Hillevi Eriksson  
Anna Wallstedt  
Stefan Anderson  
Hampus Holmström  
Anders Pollack  
Christer Kalén  
Per Olsson  
Johan Hagström*

**Fotograf**

© Per Olsson

**Papper**

*Colotech+*

**Tryck**

*SJV, Jönköping*

**Upplaga**

*120 ex*

ISSN 1100-0295  
BEST NR 1802

Skogsstyrelsens förlag  
551 83 Jönköping

# Innehåll

<b>Förord .....</b>	<b>1</b>
<b>1 Bakgrund .....</b>	<b>2</b>
1.1 Kort om försurning.....	2
1.2 Klassificering av försurningsstatus .....	2
1.3 Orsaker till försurning.....	4
1.4 Åtgärder mot försurning.....	4
1.5 Fastmarksåtgärder och dess syften.....	6
1.6 Syftet med rapporten.....	8
<b>2 Projektbeskrivning .....</b>	<b>9</b>
2.1 Projektbakgrund.....	9
2.2 Vågar för att ta fram kunskapsunderlag.....	10
<b>3 Försurningsläget i skog .....</b>	<b>17</b>
3.1 Skogsmarkens surhetsstatus.....	17
3.2 Oorganiskt aluminium och pH i ytvatten.....	18
<b>4 Skogsmarkskalkningens effekter på tillståndet i mark och vatten .....</b>	<b>23</b>
4.1 Kompensationsbehov.....	23
4.2 Effekter på mark och vatten.....	23
4.3 Effekter på bottenfauna.....	35
4.4 Marktypens inverkan.....	35
<b>5 Kostnader för skogsmarkskalkning .....</b>	<b>37</b>
5.1 Samhällsekonomiska konsekvenser av skogsmarkskalkning.....	37
<b>6 Övriga effekter av skogsmarkskalkning.....</b>	<b>39</b>
6.1 Surstöt.....	39
6.2 Flora och fauna.....	39
6.3 Kväveläckage.....	41
6.4 Skogsproduktion och sårbarhet.....	43
6.5 Rörlighet av tungmetaller.....	45
6.6 Utsläpp av växthusgaser.....	45
<b>7 Åtgärder för att begränsa negativa effekter.....</b>	<b>48</b>
7.1 Heltäckande hyggesvegetation vid risk för kväveläckage.....	48
7.2 Undanta områden med känslig flora och fauna .....	48
<b>8 Uppföljning av spridning .....</b>	<b>50</b>
8.1 Spridningsjämnhet .....	50
8.2 Siktanalys.....	52
8.3 Spridningskontroll.....	53
<b>9 Problem som kan uppkomma i samband med den praktiska spridningen.....</b>	<b>54</b>
9.1 Problem vid helikopterspridning.....	54
9.2 Problem vid markspridning.....	56
9.3 Jämförelse av pris för helikopter- och markspridning .....	57
<b>10 Slutsatser.....</b>	<b>58</b>

10.1 Är försurningsläget och återhämtningshastigheten i skogsmark sådant att det finns ett behov av åtgärder? .....	58
10.2 Ger skogsmarkskalkning önskad effekt på mark- och vattenkemin?.....	59
10.3 Är skogsmarkskalkning en kostnadseffektiv åtgärd?.....	61
10.4 Kan kalkningen ha negativa bieffekter som gör åtgärden olämplig?.....	62
10.5 Hur kan skogsmarkskalkning genomföras praktiskt? .....	63
<b>11 Litteratur/källförteckning.....</b>	<b>65</b>

# Förord

Skogsstyrelsen har bedrivit försöksverksamhet kring åtgärder mot markförsurning under drygt 15 år. Mot bakgrund av vunna insikter och erfarenheter presenterades år 2001 ett åtgärdsprogram ”Åtgärder mot markförsurning och för ett uthålligt brukande av skogsmarken” (Skogsstyrelsen, 2001a). Åtgärdsprogrammet inriktade sig på åtgärder mot försurning orsakad av luftföroreningar, kompensation för det näringsuttag som sker vid skörd av skogsbiomassa, främst grot-uttag, samt anpassade skogsbruksåtgärder för uthålligt brukande av skogsmarken. Genomförandet av åtgärdsprogrammet föreslogs omfatta en förberedelsefas på tre år och en påföljande åtgärdsfas på omkring tio år. Förberedelsefasen gick i åtgärdsprogrammet ut på att utreda och besvara de kvarstående frågeställningar som hade identifierats. Även en relativt omfattande praktisk verksamhet ingick i syfte att utveckla verktyg för det praktiska genomförandet.

Hösten 2004 beslutade regeringen att via Naturvårdsverkets kalkningsanslag avsätta högst 10 miljoner kronor till Skogsstyrelsens arbete med åtgärder mot skogsmarksförsurning. Skogsstyrelsen arbetade, i samråd med Naturvårdsverket, fram en projektplan för perioden 2005 till 2007. Denna baserades på förberedelsefasen i Skogsstyrelsens åtgärdsprogram men fokuserades mer på forskning och utvärdering och namnet ändrades från förberedelsefasen till utvecklingsfasen.

Ett av projektets syften var att ta fram ett underlag för ställningstagande om huruvida skogsmarkskalkning är en metod som bör användas, som ett komplement till ytvatten- och våtmarkskalkning, för att påskynda återhämtning från antropogen försurning i mark, mindre sjöar och vattendrag i sydvästra Sverige. Denna rapport utgör en sammanställning av de resultat som tagits fram i studier som finansierats inom projektet, de erfarenheter som vunnits genom den praktiska spridningen och de slutsatser som dragits under diskussioner med den expertgrupp som tillsattes. Tanken är därmed att rapporten ska utgöra det efterfrågade beslutsunderlaget.

Rapporten ingår i Skogsstyrelsens rapportserie där författarna står för innehåll och slutsatser.

Jönköping 2008



---

Karin Hjerpe  
Projektledare

# 1 Bakgrund

## 1.1 Kort om försurning

Försurning är ett viktigt och prioriterat miljöproblem vilket avspeglas i miljökvalitetsmålet ”Bara naturlig försurning” som fastställdes av Sveriges riksdag år 1999. Totalt har riksdagen antagit 16 miljökvalitetsmål i en strävan att lämna över ett samhälle till nästa generation där de stora miljöproblemen är lösta. I miljökvalitetsmålet definieras bara naturlig försurning som att de försurande effekterna av nedfall och markanvändning ska underskrida gränsen för vad mark och vatten tål samt att nedfallet av försurande ämnen inte heller ska öka korrosionshastigheten i tekniska material eller kulturföremål och byggnader (Miljömålsrådet, 2007). Även i ett europeiskt perspektiv lyfts försurning fram som ett problem (EEA, 2005). Påverkan av det sura nedfallet på ekosystemen beror i stor utsträckning på markens egenskaper och områden med tunna jordar och vittringsbeständig berggrund är betydligt känsligare än områden med bättre buffrande förmåga. Detta gör att de värsta skadorna återfinns i Skandinavien (EEA, 2005). Det sura nedfallet ligger dock över den kritiska nivån, det vill säga den mängd sur deposition systemen kan emotta utan långsiktiga skadliga effekter, i runt 10 % av Europas ekosystem (EEA, 2005). I syfte att minska utsläppen av försurande ämnen bedrivs internationellt arbete bland annat inom EU och luftvårdskonventionen (Naturvårdsverket, 2007).

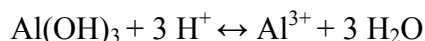
Även om satsningar på att minska det sura nedfallet blir framgångsrika finns en stor historisk försurningsskuld. En stor andel av Sveriges sjöar och marker är idag försurade. Dessa återfinns framförallt i sydvästra Sverige som drabbats hårdast av surt nedfall från Europa. Försurningen av mark och vatten utgör ett problem genom att den påverkar många djur och växter och därmed kan ha en negativ inverkan på den biologiska mångfalden (se litteratursammanställning i Johansson m.fl., 1999 och Pleijel m.fl., 2001). Försurning innebär förenklat att tillskottet av vätejoner ökar och höga koncentrationer av vätejoner kan skapa en obalans i jonsammansättningen hos mark- och vattenlevande organismer. Vidare ökar koncentrationen av oorganiskt aluminium vid låga pH-värden beroende på att koncentrationen av vätejoner påverkar aluminiumets löslighet. Oorganiskt aluminium är giftigt för många organismer, exempelvis genom att det sätter sig på fiskarnas gälar och stör deras syreupptagande förmåga. Även om försurningen ger tydligast effekt på vattenlevande organismer kan också marklevande organismer påverkas negativt. Bland annat kan förutsättningarna för vissa växter och svampar försämrats (se litteratursammanställning i Pleijel m.fl., 2001). Som en följd effekt av att enskilda funktionella nyckelarter i terrestra eller akvatiska system försvinner kan hela organismsamhällen påverkas (se litteratursammanställning i Pleijel m.fl., 2001).

## 1.2 Klassificering av försurningsstatus

Bedömningen av om en sjö är försurad eller inte baseras i uppföljningen av miljökvalitetsmålet ”Bara naturlig försurning” på pH-förändring (Naturvårdsverket, 2007). Om pH sjunkit med över 0,4 pH-enheter jämfört med ett förindustriellt referenstillstånd så anses sjön vara antropogent försurad (försurad av mänsklig aktivitet). Förändringar i pH över tid kan modelleras med hjälp av MAGIC, där

tillståndet år 1860 representerar det förindustriella referenstillståndet (för mer information, se hemsida för IVL Svenska Miljöinstitutet AB: [www.ivl.se](http://www.ivl.se)).

Bedömningen av om skogsmark är försurad eller inte är mer komplicerad. Det finns ett antal buffrande system i marken som på olika sätt förbrukar de tillförda vätejonerna och markens pH sjunker olika snabbt beroende på vilket buffringsområde marken befinner sig i. Initialt buffrar främst baskatjonerna i marken. De joner som kallas för baskatjoner är natrium ( $\text{Na}^+$ ), kalium ( $\text{K}^+$ ), kalcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) och magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ ). Tillförda vätejoner tränger bort baskatjonerna från markens utbytessystem vilket leder till att baskatjonerna hamnar i marklösningen och utläkas. Ju surare marken är desto mindre baskatjoner finns därför. Vid låga pH-värden utgörs ett viktigt buffertsystem av aluminiumhydroxid:



Några begrepp som är vanliga i samband då markförsurning diskuteras är pH i olika markhorisonter, utbytbar aluminium, oorganiskt aluminium, basmättnadsgrad och ANC (syranutraliserande förmåga). Utbytbar aluminium ger en indikation på hur mycket oorganiskt aluminium som finns bundet till markpartiklarna. Detta speglar dock inte direkt hur stort läckaget från marken blir. Halten oorganiskt aluminium och pH kan också mätas i avrinningsvattnet. Basmättnadsgraden utgör ett mått på hur stor andel av de negativt laddade ytorna på markens partiklar som upptas av baskatjoner. ANC, avslutningsvis, är ett mått på markens sammanlagda buffertkapacitet, alltså alla processer som motverkar pH-förändringar vid tillförsel av sura ämnen. De begrepp som presenteras ovan, samt deras för- och nackdelar som indikatorer på försurning, finns mer utförligt presenterade i Gustafsson m.fl. (2001) och Skyllberg m.fl. (2001).

I de bedömningsgrunder som Naturvårdsverket tagit fram för miljökvalitet i skogslandskapet används en kombination av pH, basmättnadsgrad och utbytbar aluminium i markens B-horisont för att bestämma markens surhetstillstånd (Naturvårdsverket, 1999). Tillståndsklasserna återfinns i Tabell 1. Detta ger dock endast ett mått på markens surhet och inte på försurningen. Områden kan exempelvis vara naturligt sura och i sådana fall utgör inte höga halter av vätejoner eller låga halter av baskatjoner ett tecken på antropogen försurning. Den metod som presenteras för att bedöma risken för försurningseffekter utgörs av en kombination av markens surhetsgrad och svaveldeposition (Naturvårdsverket, 1999). Urvalskriterier för marker som är försurade och där den naturliga återhämtningen kan befaras ta tid har även tagits fram av Gustafsson m.fl. (2001). Dessa baserades på pH på 5 eller 60 cm djup, svaveldeposition, bonitet, oorganiskt aluminium i ytvatten och markvatten i olika kombinationer beroende på vilken kostnad som kunde accepteras för analysen.

**Tabell 1. Tillståndsklasser för bedömning av skogsmarkens surhetsgrad enligt bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket, 1999). Värdena avser prov taget i de översta 5 cm av markens B-horisont.**

Klass	Surhetsgrad	pH (H <sub>2</sub> O)	Effektiv basmättnadsgrad (%)	Utbytbar aluminium (mmol per kg torrsbstans)
1-2	Låg	≥5,5	≥50	≤3
3	Måttlig	4,4-5,5	10-50	3-10
4	Hög	4,0-4,4	6-10	10-12
5	Mycket hög	<4,0	<6	≥12

### 1.3 Orsaker till försurning

Försurning av mark och vatten har i första hand orsakats av surt nedfall i form av svavel och kväve. Efter att problemet med försurning uppmärksammades har en kedja av händelser lett till att utsläppen i Europa minskat. Sedan 1990 har utsläppen av svaveldioxid reducerats med runt 65 %, kväveoxid med 30 % och ammoniak med 22 % (Naturvårdsverket, 2007). Utsläppsreduktionerna återspeglas även i depositions­mätningar och svaveldeposition har minskat med 65 % mellan 1990 och 2003 och kvävenedfallet under samma period med 29 % (Naturvårdsverket, 2007). Eftersom nedfallet av svavel minskat snabbare än kvävenedfallet har kväve fått större vikt för försurningen av mark, både genom direkta försurningseffekter och genom att träd­ tillväxten kan påverkas.

Trots att depositionen minskat påtagligt utsätts fortfarande 19 % av så väl sjö- som skogsmarksarealen i Sverige för en belastning som ligger över den kritiska, beräknat på depositionen år 2002-2004 (Naturvårdsverket, 2007). Kommande beslutade utsläppsminskningar beräknas innebära ytterligare minskningar av det sura nedfallet och år 2020 antas depositionen ligga under den kritiska nivån för skogsmark medan den kritiska belastningen fortfarande beräknas överskridas för 12 % av sjöarealen (Naturvårdsverket, 2007). Skillnaden beror på att den kritiska belastningen kopplar till ett kemiskt tillstånd i ekosystemet och därför varierar mellan olika system. Vi befinner oss därför numera i en situation där vittring och andra processer gör att mark och vatten börjat återhämta sig från försurningen (Likens m.fl., 1996; Moldan m.fl., 1999; Warfvinge och Bertills, 2000).

Även brukande av marken och uttag av biomassa påverkar markens försurningsstatus. I skog leder trädens näringsupptag till en anrikning av sura ämnen i marken och en anrikning av basiska ämnen i trädet. Dessutom är baskatjonerna (förutom natrium) näringsämnen som träden behöver. När biomassan sedan förs bort i samband med skörd förs därmed också baskatjoner och kalkverkan bort från systemet (för mer information om skogsbrukets försurande verkan se Skyllberg m.fl., 2001 och Akselsson m.fl., 2007). Detta innebär att skogsbruket kan minska möjligheterna till naturlig återhämtning.

### 1.4 Åtgärder mot försurning

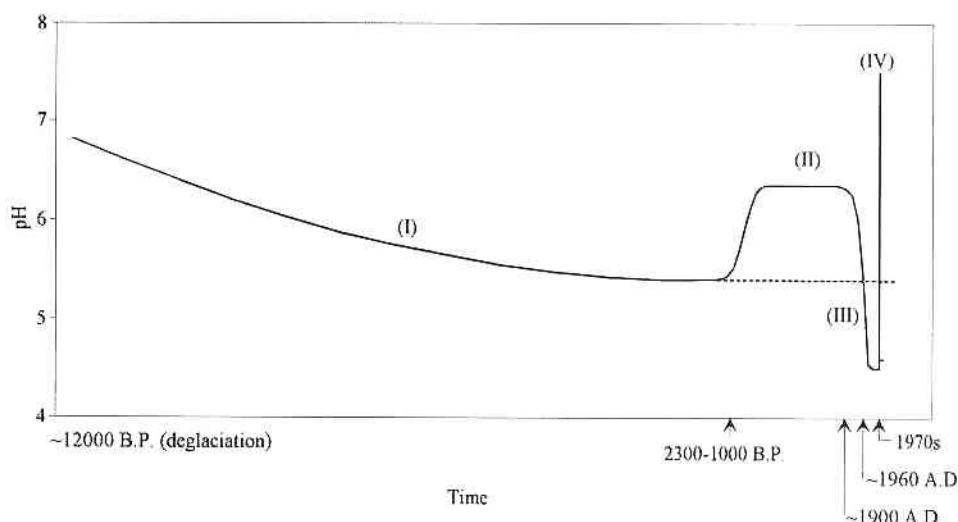
I Naturvårdsverkets regi har ytvatten i form av sjöar och vattendrag kalkats i syfte att bevara eller återskapa förutsättningarna för vattenlevande organismer i väntan på att försurningen minskar. Kalk har spridits i sjöar med hjälp av helikopter eller



pråmar och i vattendrag med hjälp av kalkdoserare. Vidare har ett antal våtmarker och sjöar kalkats för nedströms effekt. Under perioden 1983-2006 har sammanlagt över 4 miljoner ton kalk spridits, under 2005 med fördelningen 54 % i sjöar (varav runt hälften av dessa för nedströms effekt), 26 % i våtmarker och 20 % i vattendrag (Naturvårdsverket, 2007). Effekten av ytvattenkalkning är dock relativt kortsiktig och åtgärden måste upprepas med ett till fem års mellanrum (Naturvårdsverket, 2002). Anledningen till detta är att det vatten som tillkommer från ytvattnets avrinningsområde fortfarande är försurat genom att marken är sur. Även våtmarkskalkning ger en relativt kortvarig effekt och behandlingen ska normalt upprepas inom ett till två år (Naturvårdsverket, 2002). Våtmarkskalkning fungerar genom att våtmarken utgör ett filter för det sura avrinningsvattnet som når sjön eller vattendraget.

En alternativ metod för att åtgärda försurningen i ytvatten kan vara att kalka fastmarken i avrinningsområdena. Om fastmarken återgår till ett lägre surhetstillstånd möjliggörs även en lägre surhet på avrinningsvattnet. Fastmarkskalkning är tänkt som en långsiktig åtgärd och det tar tid innan effekten på ytvatten uppkommer. Teoretiskt sett kan dock återhämtningen av marken förr eller senare bli fullgod, vilket innebär att våtmarks- och ytvattenkalkningen på sikt kan fasa ut.

Inom ytvattenkalkningen inriktar man sig på att uppnå ett visst måltillstånd, och kalkdosen som behövs för att uppnå detta måltillstånd beräknas baserat på ursprungstillstånd och omsättningstid (Naturvårdsverket, 2002). Måltillståndet sätts till pH 5,6, 6,0 eller 6,3 beroende på vattendrag och tanken är att måltillståndet ska efterlikna det naturliga tillståndet (Naturvårdsverket, 2002). Som naturligt referenstillstånd används i miljö kvalitetsmålet Bara naturlig försurning pH år 1860 (Naturvårdsverket, 2007). År 1860 motsvarar dock inte ett tillstånd som är opåverkat av mänsklig aktivitet. Baserat på kiselalgsprover i sedimentproppar har pH-värden i sjöar i södra Sverige skattats för olika perioder sedan istiden (Renberg m.fl., 1993). Initialt skedde en naturlig försurning genom att baskatjoner togs upp av växtlighet och lakades ut (Figur 1). Därefter följde en stegring i pH som härrörde från att människan slutade jaga och samla och istället började svedja mark och odla grödor. År 1860 var därmed pH högre än vad det skulle ha varit utan mänsklig påverkan. En dramatisk reduktion i pH uppkom sedan i samband med industrialismen och det sura nedfallet 1950-1960. Från 1970-talets slut och framåt innebar kalkningen av vattendrag att pH åter höjts. De pågående kalkningsinsatserna kan dock i vissa fall utgöra en överkompensation i förhållande till ett referenstillstånd som är opåverkat av människan.



Figur 1. Schematiskt diagram över pH-förändringar i sura sjöar i södra Sverige från slutet av istiden till nutid, indelat i fyra perioder: I) den naturliga försurningsperioden II) den antropogena alkaliseringsperioden III) industrialismens försurningsperiod IV) kalkningsperioden. Figur från Renberg m.fl. (1993)

Inom fastmarkskalkning arbetar man inte med målvärden, exempelvis att marken ska ha ett pH  $\geq 5,5$  eller en effektiv basmättnadsgrad  $\geq 50\%$  eller att avrinningsvattnet ska ha ett visst pH. Istället har givan räknats ut så att den skulle kunna ge positiva effekter på avrinningsvattnet utan risk för skador på flora och fauna samt näringsutlakning (Skogsstyrelsen, 2001a).

## 1.5 Fastmarksåtgärder och dess syften

Eftersom produktiv skogsmark utgör drygt hälften (52 %) av Sveriges landareal är fastmarksåtgärder mot försurningen en viktig fråga för Skogsstyrelsen. Skogsbruk kan också bidra till försurningen (se stycke 1.3) men Skogsstyrelsen anser att olika åtgärder bör användas mot olika försurningsorsaker (Skogsstyrelsen, 2001a). I den fördjupade utvärderingen av miljö kvalitetsmålet "Bara naturlig försurning" som genomförts finns ett förslag på nytt delmål om skogsbrukets försurning. I detta anges att skogsbrukets försurningpåverkan i försurade områden inte ska överstiga det som kompenseras via naturliga processer (Naturvårdsverket, 2007). Generellt anses vittringen kunna kompensera för uttag av stamved. Även om det finns undantag från denna regel anses risken för att en nettoförsurning uppkommer betydligt större om även grenar och toppar tas ut i samband med avverkning. Skogsstyrelsen har därför rekommendationer som anger att uttag av grenar och toppar bör kompenseras genom askåterföring (Skogsstyrelsen, 2001b). Detta innebär att skogbruket bör ta ansvar för den försurning som orsakas av brukande av skogsmarken. Däremot bör eventuella åtgärder mot den försurning som orsakats av surt nedfall finansieras med statliga medel (Skogsstyrelsen, 2001a).

Skogsmarkskalkning har debatterats under en längre period och Skogsstyrelsen har bedrivit försöksverksamhet med skogsmarkskalkning sedan början av 90-talet (Skogsstyrelsen, 2001a; Mellblom, 2006). Då för drygt 15 år sedan, var syftet i första hand att förbättra skogens hälsotillstånd (den antropogena försurningen hade lett till förluster av baskatjoner i marken och det fanns en oro för att näringsobalanser skulle orsaka kronutglesning och träddöd). År 1999 finansierade Skogs-

styrelsen en miljökonsekvensbeskrivning av kalkning och vitalisering (Johansson m.fl., 1999) och 2001 gjordes en sammanställning av befintlig kunskap och ett åtgärdsprogram mot markförsurning utarbetades (Skogsstyrelsen, 2001a). Det fanns då inte några empiriska data som tydde på att trädens tillväxt och vitalitet skulle ha påverkats negativt av markförsurningen i Sverige och dessutom hade utsläppen av försurande ämnen minskat sedan början av 90-talet (se stycke 1.3). Därmed hade det förmodade behovet av skogsmarkskalkning i syfte att minska risken för omfattande skador på skogen försvunnit. Kvarstod gjorde dock problemet med försurning av ytvatten och att skogsmarken bidrog med surt vatten rikt på oorganiskt aluminium. Den återhämtning av skogsmarken som påbörjats ansågs vara långsam och otillräcklig och därmed antogs de negativa effekterna på den biologiska mångfalden i vatten bestå under en lång tid. Med anledning av detta ansåg Skogsstyrelsen att det var angeläget att åtgärda skogsmarker med ofullständig naturlig återhämtning vilka framförallt fanns i sydvästra Sverige (Skogsstyrelsen, 2001a). Målet för åtgärden uttrycktes:

- Skogsmarkens läckage av aluminium och vätejoner till yt- och grundvatten skall långsiktigt minska till nivåer som inte ger upphov till skador på den biologiska mångfalden i vattenekosystemet.

Sedan åtgärdsprogrammet skrevs har arbete pågått med att definiera de nivåer av sura joner som kan ge upphov till skador på den biologiska mångfalden i vattenekosystemet. Olika kemiska surhetsindikatorer har jämförts med avseende på koppling till biologisk effekt och den slutsats som drogs var att pH var den faktor som visade störst samvariation med biota i sjöar och vattendrag (Fölster, 2007). Antropogen försurning av ytvatten baseras i miljö kvalitetsmålet ”Bara naturlig försurning” på förändring i pH och gränsen går vid en pH-sänkning på 0,4 enheter (se stycke 1.2). Vidare har en klassning av halterna oorganiskt aluminium genomförts och i denna räknas halter i ytvatten på 50-100 µg per liter som höga, halter på 100-150 µg per liter som mycket höga och halter >150 µg per liter som extremt höga (Fölster, 2007). De skador som förhöjda genomsnittshalter av oorganiskt aluminium kan medföra är korrelerade med haltökningen. Bottenfaunan påverkas vid halter över 20 µg per liter och detta är också den lägsta kritiska nivån för påverkan på fisk (Fölster, 2007). Vid halter över 150 µg per liter har undersökningar visat på akuta toxiska effekter (Fölster, 2007). Liksom pH varierar halten oorganiskt aluminium naturligt i viss mån och det är enbart antropogent orsakade haltökningar som bör motverkas.

Fastmarkskalkning som åtgärd är inte direkt jämförbar med ytvatten- och våtmarkskalkning. Till skillnad från ytvatten- och våtmarkskalkning innebär fastmarkskalkning exempelvis att även alla mindre vattendrag inom avrinningsområdet, vilka är viktiga för många vandringsfiskars reproduktion, påverkas och inte bara målvattendraget. Vidare ökar markens motståndskraft mot försurning via deposition och skogsbruk framförallt genom att basmättnadsgraden ökar. En återgång till en lägre surhetsgrad i marken kan också vara positivt för försurningskänslig flora och fauna (se stycke 1.1). Även om trädens vitalitet inte hotas kan således en återhämtning av markens kemiska status vara positivt ur andra aspekter än att påverka avrinningsvattnets kemi. När beslut år 2005 fattades om att en ny satsning skulle göras för att öka kunskapen om skogsmarkskalkning enades Skogsstyrelsen och Naturvårdsverket om att projektet skulle utmynna i ett underlag för ställningstagande för huruvida skogsmarkskalkning är en metod som bör

användas, som ett komplement till ytvatten- och våtmarkskalkning, för att påskynda återhämtning från antropogen försurning i sydvästra Sverige (se stycke 2.1).

När syftet med skogsmarkskalkning diskuteras i denna rapport handlar det om att minska sur avrinning från skogsmark till ytvatten. Dock används två olika ambitionsnivåer. Den första innebär en icke preciserad förbättring medan den andra innebär en sänkning av koncentrationerna av oorganiskt aluminium under skadliga nivåer (vilket i rapporten definieras som 50 µg per liter).

## **1.6 Syftet med rapporten**

En ny kalkningsplan ska tas fram till år 2010. Inför denna bör man ha tagit ställning till om huruvida ytvatten- och våtmarkskalkning bör kompletteras med fastmarkskalkning. De viktigaste frågorna som bör ha besvarats innan beslut fattas om en eventuell storskalig skogsmarkskalkning kan delas in i fem olika områden:

1. Är försurningsläget och återhämtningshastigheten i skogsmarken sådant att det finns ett behov av åtgärder?
2. Ger skogsmarkskalkning önskad effekt på mark- och vattenkemin?
3. Är skogsmarkskalkning en kostnadseffektiv åtgärd?
4. Kan kalkningen ha negativa bieffekter som gör åtgärden olämplig?
5. Hur kan skogsmarkskalkning genomföras praktiskt?

För att få mer kunskap om detta finansierade Naturvårdsverket ett projekt som drivits i Skogsstyrelsens regi under år 2005-2007 (se stycke 2.1). Syftet med denna rapport är att presentera resultaten från försöksperioden och samla kunskapsunderlag för att besvara de olika frågeställningarna.

## 2 Projektbeskrivning

### 2.1 Projektbakgrund

I början av 1980-talet inledde Naturvårdsverket ett forsknings- och utvecklingsarbete kring skogsmarkskalkning i syfte att pröva olika åtgärder för att motverka försurningens effekter på skog, mark, i grundvatten samt på flora och fauna. År 1989 uppdrog dåvarande Miljö- och energidepartementet åt Skogsstyrelsen att under en treårig försöksperiod planera och utveckla beredskap för kalknings- och vitaliseringsinsatser i skogsmark. Försöksperioden förlängdes därefter med ett år i taget.

År 1997 presenterade Skogsstyrelsen ett förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering av skogsmark. En miljökonsekvensbeskrivning över förslaget togs fram år 1999 (Johansson m.fl., 1999). Samma år gav regeringen Skogsstyrelsen, Naturvårdsverket och länsstyrelserna i uppdrag att beskriva hur ett kalknings- och vitaliseringsprogram för mark och vatten i sydvästra Sverige bör utformas. Uppdraget redovisades som en del i den nationella planen för kalkning av sjöar och vattendrag 2000-2009.

Under år 2000 påbörjade Skogsstyrelsen en revidering av 1997 års förslag till åtgärdsprogram. Revideringen utmynnade i ett åtgärdsprogram - Åtgärder mot markförsurning och för ett uthålligt brukande av skogsmarken (Skogsstyrelsen, 2001a). Åtgärdsprogrammet inriktade sig såväl på åtgärder mot försurning orsakad av luftföroreningar som på kompensation för det näringsuttag som sker vid skörd av skogsbiomassa, främst grot-uttag, samt anpassade skogsbruksåtgärder för uthålligt brukande av skogsmarken.

Genomförandet av åtgärdsprogrammet föreslogs omfatta en förberedelsefas på tre år och en påföljande åtgärdsfas på omkring tio år. Förberedelsefasen gick i åtgärdsprogrammet ut på att utreda och besvara de kvarstående frågeställningar som hade identifierats. Även en relativt omfattande praktisk verksamhet var tänkt att bedrivas under förberedelsefasen för att utveckla verktyg för det praktiska genomförandet.

Åtgärdsprogrammet presenterades för regeringen år 2002. Av statsfinansiella skäl fick programmet dock inget gehör. Under 2003 beslutade därför Skogsstyrelsen att avbryta försöksverksamheten kring skogsmarkskalkning.

År 2004 startade istället Mark och vatten i balans (Movib). Projektets huvudsakliga inriktning var grot-uttag och den försurande effekt uttaget förväntas ha samt åtgärder för att motverka denna försurning. Projektet finansierades av Skogsstyrelsen.

Hösten 2004 beslutade regeringen via Naturvårdsverkets kalkningsanslag avsätta högst 10 miljoner kronor till Skogsstyrelsens arbete med åtgärder mot försurning. Skogsstyrelsen arbetade då, i samråd med Naturvårdsverket, fram en projektplan för perioden 2005 till 2007. Den av Skogsstyrelsen föreslagna förberedelsefasen i åtgärdsprogrammet reviderades och fokuserades mer på forskning och utvärdering

och namnet ändrades till utvecklingsfasen. Den projektplan som man enades om angav två övergripande syften med projektet:

- Ge ett underlag för ställningstagande om skogsmarkskalkning är en metod som bör användas, som ett komplement till ytvatten- och våtmarkskalkning, för att påskynda återhämtning från antropogen försurning i mark, mindre sjöar och vattendrag i sydvästra Sverige.
- Ge ökad kunskap och rekommendationer om anpassade skogsskötselmetoder för uthålligt brukande av skogsmarken.

## 2.2 Vägar för att ta fram kunskapsunderlag

För att få fram bästa möjliga kunskapsunderlag för bedömning av huruvida skogsmarkskalkning bör användas som en storskalig åtgärd i syfte att påskynda återhämtningen från antropogen försurning har projektet tillsatt en expertgrupp, kalkat ett antal områden, sammanställt resultat från tidigare studier samt finansierat nya studier.

### 2.2.1 Expertgrupp

En expertgrupp tillsattes inom Movib i syfte att diskutera kunskapsläget för skogsmarkskalkning. Gruppen, som bestod av tretton personer (Tabell 2), bereddes möjlighet att ge synpunkter på arbetet inom Movib men även på hur en eventuell framtida storskalig kalkningsverksamhet skulle kunna bedrivas.

**Tabell 2. Medlemmar i projektets expertgrupp.**

Namn	Organisation
Ulf Sikström	Skogforsk
Lars Högbom	Skogforsk
Fredrik Nilsson	Länsstyrelsen Västra Götaland
Anders Dahlberg	Artdatabanken
Tomas Hallingbäck	Artdatabanken
Hjalmar Laudon	Umeå universitet
Lars-Ove Lång	SGU
Olle Westling och Therese Zetterberg	IVL
Stefan Löfgren	SLU
Ulf Skyllberg	SLU
Stefan Anderson	Skogsstyrelsen
Gunnar Thelin	Lunds tekniska högskola
Ulla Bertills	Naturvårdsverket

### 2.2.2 Praktisk kalkning

Inom Movib kalkades totalt 4 500 hektar. Kalkningen genomfördes i syfte att få bättre kunskap om problem och kostnader i samband med en mer storskalig spridning. Vidare så genomfördes flera av de studier som finansierades i anslutning till de nya kalkade områdena. De nya kalkade områdena presenteras mer detaljerat i en annan rapport (Hjerpe m.fl., 2008).

### 2.2.3 Erfarenhet från tidigare studier

Inom Movib sammanställdes den information som tagits fram i samband med tidigare studier om kalkning. En hel del av de försök som bidragit till den ökade kunskapen om kalkning har genomförts inom ett fåtal kalkade områden.

#### Gamla kalkningsförsök

Mellan år 1913 och 1980 anlades 21 kalkningsförsök i Sverige, varav merparten i södra och mellersta Sverige. Mängden tillförd kalk varierade mellan 2 och 20 ton per hektar och även kalkningsmedlet varierade med avseende på sammansättning och kornstorlek. En översiktlig sammanställning av äldre svenska kalkningsförsök finns i Bertills (1996). Dessa försök kommer hädanefter att refereras till som gamla kalkningsförsök. I områdena har mark- och markvattenkemin följts upp (Nihlgård m.fl., 1996b; Larsson m.fl., 2003a). Även markens organiska material (Nilsson m.fl., 1996) och kvävekoncentrationer i markvatten (Persson och Wirén, 1996) har studerats i vissa av områdena. Vidare har effekten på trädens närings-tillstånd (Nihlgård m.fl., 1996a), tillväxt (Andersson m.fl., 1996) samt markfloran (Hallbäcken m.fl., 1996) och -faunan (Persson m.fl., 1996) studeras i en del av områdena. Även en rottröteinventering har genomförts i vissa av områdena (Stenlid och Bendz-Hellgren, 1996).

#### Parcellförsök

Under åttiotalet anlades nya skogsmarkskalkningsförsök, främst i syfte att komplettera gamla försök med ett bättre statistiskt upplägg. Totalt 17 parcellförsök etablerades i gran-, tall- och bokskog åren 1984-1990 i vilka olika kalkmedel och doser testades (Bertills, 1996). Av dessa ligger 11 i södra Sverige och kalkdosen varierade mellan 0,5 och 14 ton per hektar. Försöksområdena kommer att omnämnas som parcellförsök. I vissa av områdena har kalkningens effekt på omsättning av organiskt material (Nilsson m.fl., 1996), kväveläckage (Persson och Wirén, 1996) samt ektomykorrhiza (Erland och Andersson, 1996) och markorganismer (Persson m.fl., 1996) studerats. Vidare har effekten på trädens näringstillstånd (Nihlgård m.fl., 1996a) och tillväxt (Andersson m.fl., 1996) studerats samt en rottröteinventering genomförts (Stenlid och Bendz-Hellgren, 1996) i några av parcellförsöken.

I Skogforsks regi etablerades i början av 1980-talet till början av 1990-talet nio stycken parcellförsök där behandling med kalk ingick. Dessa kommer hädanefter att benämnas Skogforsks parcellförsök. De kalkgivor som ingår varierar från 0,5 till 6 ton per hektar. Tre av försöksområdena ligger i tallskog och sex i granskog. För samtliga områden finns data redovisade för effekter på tillväxt (Sikström, 2001). I vissa områden finns även studier redovisade för barrkemi (Sikström 2001) och markkemi (Sikström, 2001; Nohrstedt, 2002). Även en rottröteinventering har genomförts i vissa av försöksområdena (Stenlid och Bendz-Hellgren, 1996).

#### SKOKAL-områden

I början av 1990-talet spreds kalk, 3 ton per hektar, i försökssyfte i Skogsstyrelsens regi. Områdena brukar ibland refereras till som SKOKAL-områden och kommer härefter att kallas så även i denna rapport. Ett flertal rapporter har getts ut där effekten av kalkningen presenteras (Larsson och Westling, 1997; Akselsson m.fl., 1998; Ugglå m.fl., 2003). Mer information om de olika områdena återfinns i

dessa rapporter. Kort så sker effektuppföljning i fem olika län: Skåne, tidigare Kristianstads (L), Blekinge (K), Halland (N), Kronoberg (G) och Västra Götaland, tidigare Älvsborgs (P) och Skaraborgs (R) samt Göteborg och Bohus län (O), och områdena har getts namn efter läns-koder. Sedan försökets början har vissa områden utgått av olika skäl. De som ingick i den senaste effektuppföljningen (Löfgren m.fl., 2008b) återfinns i Tabell 3. I anslutning till fem av områdena finns även referensområden. Endast ett fåtal mätningar genomfördes dock före kalkningen och det går därför inte att med säkerhet säga att dessa referensområden speglar hur de kalkade områdena skulle ha varit om de inte kalkats. Inom områdena finns permanenta provytor för olika typer av undersökningar, vanligtvis 30 x 30 m stora (Larsson och Westling, 1997). Provytorna används för registrering av markkemi och skogliga effekter av kalkningen, främst studier av tillväxt och kronutglesning. Inom dessa ytor är även undertryckslysimetrar för markvattenprovtagning placerade.

I SKOKAL-områdena har markkemi (Ugglå m.fl., 2003), markvattenkemi (Akselsson m.fl., 1998) och ytvattenkemi (Larsson och Westling, 1997) följts upp och i vissa av dem (G1, G2, L1, L2, P2, R2, G2R, L2R, P2R och R2R) också bottenfauna och påväxtalger (Larsson m.fl., 1999). Även effekterna på träd-tillväxt och -vitalitet har studerats (Anderson och Hildingsson, 2004).

**Tabell 3. Beskrivning av SKOKAL-områdena.**

Kalkade områden	Referensområden	Lokal	Kalkad
G1		Furuby	apr - maj 1991
G2	G2R	Asa	aug 1991
K2		Hallaryd	aug - okt 1991
L1		Skeinge	okt 1990- jan 1991
L2	L2R	Östad	aug - okt 1991
N1		Fröslida	apr 1991
O2	O2R	Munkedal	aug 1991
P1		Örby	apr 1992
P2	P2R	Bäckefors	okt nov 1991
R2	R2R	Mullsjö	nov 1991 – apr 1992

### Dosförsök

Ett försök där olika sorter och mängder kalk tillförts (3, 6 och 12 ton per hektar) har anlagts. Kalk spreds våren 1992. Detta kommer här efter att refereras till som dosförsöket. I dosförsöket har markvattenkemi följts upp (Zetterberg m.fl., 2006a). Även effekterna på träd-tillväxt och näringsinnehåll i barr har studerats (Akselsson m.fl., 2000).

### Nissadalen

Tolv delavrinningsområden i Nissadalen har ingått i ett försök där olika kombinationer av kalk och aska tillförts (Larsson m.fl., 2003b). Åtgärden genomfördes under hösten 1998 och våren 1999. Vissa delavrinningsområden lämnades obehandlade och utgjorde referenser. I andra behandlades endast fastmarken genom en tillförsel av både kalk och aska, en så kallad grunddos med 4 ton kalk + 2 ton aska per hektar. I övriga områden tillfördes grunddosen kalk och aska på både fast- och våtmark och i vissa av dessa tillfördes också en extra dos (6 eller 12 ton



kalk) på utströmningsområdet. Detta försöksområde kommer hädanefter att omnämnas som Nissadalen. I området har diverse studier genomförts (Wickström m.fl., 2003), bland annat har ytvattenkemi följts upp (Zetterberg, 2008). Även bottenfaunan har följts upp årligen i två bäckar, en som ligger i ett avrinningsområde som behandlats med kalk och aska och en som ligger i ett obehandlat område (Ekologgruppen 1998; 2000; 2001; 2003 och 2004). Också effekter på vegetationen, både direkt i samband med kalkningen och mer långsiktiga, har studerats (Aronsson, 2003).

## 2.2.4 Nya studier

Inom Movib finansierades ett antal studier. Dessa redovisas i enskilda rapporter, de flesta i Skogsstyrelsens rapportserie men vissa i IVLs rapportserie. I denna sammanställning presenteras endast de studier som rör kalkning medan de som rör skogsbruk ur andra aspekter, exempelvis kväve, läckage av kvicksilver från markskador eller askåterföring, presenteras i en annan rapport (Hjerpe och Olsson, 2008).

### Försurningsstatusen i mindre skogsbäckar

Koncentrationen av oorganiskt aluminium mättes i skogsbäckar över Sverige Löfgren m.fl. (2008a). Mätningar i befintliga övervaknings- eller forskningsprogram kompletterades med utökad provtagning i två intilliggande bäckar med mindre eller större avrinningsområden under vårflöde, basflöde samt två höstflöden. Vattenproverna, som analyserades med avseende på baskemi och oorganiskt aluminium, samlades in från 114 vattendrag. De flesta vattendragen låg i södra Sverige men även områden i norra Sverige ingick i studien. Detta för att mer påtagliga gradienter skulle erhållas för exempelvis deposition och klimat.

Halterna av oorganiskt aluminium relaterades till andra parametrar, så som andel myrmark, trädslag, trädålder och virkesförråd, i ett försök att finna egenskaper som kan användas för att identifiera avrinningsområden där risken är stor för att halterna är höga (Löfgren m.fl., 2008a).

### Effekter av kalkning på mark- och vattenkemi samt bottenfauna

#### *Fortsatt uppföljning av SKOKAL-områden och Nissadalen*

I SKOKAL-områdena och Nissadalen genomfördes fortsatt uppföljning av ytvattenkemi inom Movib. Även nya vattenkemidata från SKOKAL-områdena ingick i den fördjupade utvärderingen av SKOKAL-data (se nedan) och redovisades därmed i Löfgren m.fl. (2008b). Resultaten från Nissadalen redovisas i Westling och Zetterberg (2007) samt Zetterberg (2008). Flera av SKOKAL-områdena och även Nissadalen låg inom det område som drabbades av stormen Gudrun i januari 2005. Inom Movib genomfördes en inventering av skogstillståndet för att se i hur stor utsträckning områdena var stormskadade (Erlandsson och Anderson, 2005). Resultaten från inventeringen har utgjort ett underlag till en särskild delstudie där effekter av stormen på vattenkvalitet i Nissadalen studerats (Zetterberg, 2008).

#### *Fördjupad utvärdering av SKOKAL-data*

En fördjupad utvärdering av skogsmarkskalkningens effekter på kemin i mark, markvatten, grundvatten och ytvatten från SKOKAL-områdena genomfördes inom Movib (Löfgren m.fl., 2008b). Ett syfte med den fördjupade utvärdering var

att undersöka hur vattenkemin påverkas under olika flödesförhållanden. Eftersom områdena kalkades för runt 16 år sedan är det möjligt att kalken ännu inte nått så långt ned i marken att den påverkar vattenkemin vid basflöde men att man däremot skulle kunna se en effekt under högflöde. Baserat på de provtagningstillfällena för vilka vattenföring fanns härleddes varje tillfälle till olika flödessituationer (basflöde eller högflöde). Därefter analyserades varje dataset för sig med avseende på trender för att urskilja om det förelåg vattenkemiska skillnader mellan bäckar i kalkade och okalkade områden. Motsvarande analys gjordes sedan på hela dataunderlaget, utan indelning mellan olika flöden. Markprover samlades också in från kalkade SKOKAL-områden samt okalkade referensområden i syfte att studera kalkningseffekten.

Ett annat syfte med den fördjupade utvärderingen var att undersöka om vattenkemin i bäckar i kalkade områden skiljer sig från den som kan ses i bäckar som inte påverkats av kalkning (Löfgren m.fl., 2008b). Ett tredje syfte var att med hjälp av modellering analysera huruvida skogsmarkskalkning i kombination med framtida utsläppsminskningar kan förväntas påverka bäckarnas försurningsstatus i sådan omfattning att halterna av oorganiskt aluminium i bäckvattnet kommer att understiga 50 µg per liter (vilket är det gränsvärde som satts för hög halt, se stycke 1.5). Markvattenkemiska tidsserier utvärderades också med samma syfte.

#### *Transektstudie i SKOKAL-områdena*

En transektstudie genomfördes inom projektet i vilken grundvatten- och markkemin analyserades i sluttningar inom fyra av SKOKAL-områdena (G2, L2, O2 och R2) (Löfgren m.fl., 2008b). Syftet var att bestämma hur stor inverkan kalkningen har på det ytliga grundvattnets kvalitet idag samt om en större effekt är att vänta i framtiden.

Sluttningar valdes inom områdena och i dessa placerades tre mätstationer ut i en transekt (utströmningsområde, intermediär zon och inströmningsområde) (Löfgren m.fl., 2008b). Från mätstationerna samlades grundvattenprover in genom att piezometrar placerades på tre olika djup. Ambitionen var 30, 50 och 70 cm från markytan men provtagningdjupen modifierades efter förhållandena i fält. Grundvatten samlades in tre gånger under 2007. Insamlingen genomfördes vid flödesepisoder under vår och höst. Ytvattenprover samlades också in i anslutning till transekterna i samband med markvattenprovtagning. I samband med höstprovtagningen samlades även jordprover in inom en meter från varje mätstation.

#### *Områdeskaraktistik i SKOKAL-områdena*

En studie av områdesfaktorer genomfördes i nio SKOKAL-områden (G2, K2, L1, L2, N1, O2, P1, P2 och R2). Inom områdena har vattenkemin följts upp och i september, oktober och november 2007 utökades provtagningen med en eller två utvalda provpunkter utmed huvudbäcken eller i tillrinnande bäckar inom avrinningsområdet (Lång m.fl., 2008). Resultat av vattenkemiska data jämfördes med information om jordart och jorddjup.

#### *Effekten av integrerad våt- och fastmarksbehandling*

Förutom att vattenkemin i Nissadalen följdes upp bidrog Movib till finansieringen av en uppföljning av vattenkemin som länsstyrelsen i Västra Götaland gjorde. I regionen kalkades hösten till våren 1999/2000 och 2000/2001 Fagerhultsbäckens

avrinningsområde. Konceptet var samordnade åtgärder och skogsmarken så väl som utströmningsområdet behandlades. För skogsmarken användes, precis som i Nissadalen, en giva på 4 ton kalk + 2 ton aska per hektar. På våtmarker användes dock en lägre giva på 2 ton kalk per hektar. Före kalkningen togs vattenprover från Fagerhultsbäcken samt från ett vattendrag i ett referensområde. Vattenkemin följdes sedan upp (Abrahamsson, 2003), med finansiering från Movib 2005-2007 (Abrahamsson, 2007).

#### *Effekter på bottenfauna*

Bottenfaunan inventerades i två bäckar i Nissadalen, en kalkad och en okalkad (Ekologgruppen, 2006). I dessa bäckar har bottenfaunan inventerats årligen sedan kalkningen genomfördes (se stycke 2.2.3 Nissadalen).

#### Övriga effekter av kalkning

##### *Vegetation*

Markvegetationen i Nissadalen inventerades i syfte att kartlägga långsiktiga förändringar på artsammansättningen (Jan-Anders Aronson, Miljötjänst, pers. komm.). Inventeringen genomfördes i samma områden och med samma metodik som tidigare uppföljningar (se stycke 2.2.3 Nissadalen).

Även de mer akuta effekterna på markvegetationen studerades (Ekologgruppen, 2007). Detta utfördes i tre av områdena som kalkades inom Movib och vegetationen inventeras före spridningen och direkt efter. Transekter lades ut inom varje område och längs dessa placerades 10 småtytor med en area på 0,25 m<sup>2</sup> ut (10 per transekt). Inom varje småtyta inventerades vegetationen med avseende på art och täckningsgrad. Även en översiktlig vegetationsbeskrivning, inklusive grov frekvensskattning, gjordes av området längs linjerna (ca fem meter på båda sidor om linjen).

##### *Mykorrhiza*

Påverkan av kalkning på ektomykorrhiza studerades mer utförligt med finansiering från Movib (Kjøller och Clemmensen, 2008). Jordprover ned till 15 cm djup (96 stycken per yta) samlades in från tre SKOKAL-områden och dess referenser (O2, P2, R2, O2R, P2R och R2R). Ett av områdena var talldominerat (O2) medan de andra två var grandominerade (P2 och R2). Jorden separerades i organisk och oorganisk horisont. Två rottoppar från varje jordprov valdes slumpmässigt ut och artbestämdes med hjälp av DNA-analys.

##### *Metylkviksilver*

Påverkan av skogsmarkskalkning på läckage av metylkvicksilver studerades (Bishop m.fl., 2008). Koncentrationerna av metylkvicksilver mättes före kalkning i områden som senare kalkades inom Skogsstyrelsens försöksverksamhet samt referensområden till dessa. Sedan kalkningen genomförts fortsatte mätningarna och kommer att fortsätta även under 2008. Områdena som valdes ut för uppföljning låg i Västra Götalands, Hallands och Jönköpings län (för mer information om områdena se Hjerpe m.fl., 2008).

##### *Omsättning av markkol*

En studie om kalkningens inverkan på omsättningen av markens organiska material finansierades (Högbom m.fl., 2008). Markprovtagning genomfördes i nio av

parcellförsöken (inklusive vissa av Skogforsks parcellförsök) och i totalt 79 provytor. Försöken representerade en rad varierande ståndortsförhållanden som exempelvis klimat, C/N-kvot och kvävenedfall (aktuellt och historiskt). Mellan försöken varierar också doser (1,75 till 8,75 ton per hektar), kalkmedel och tidpunkten kalkning (14 till 37 år). På varje provyta identifierades nio provpunkter enligt ett förutbestämt schema. I varje provpunkt provtogs fyra horisonter: humuslager (L- och H-skikt) och mineraljord (0-10 cm och 10-20 cm). Proverna från samma yta och horisont slogs samman till ett generalprov. Generalproverna analyseras med avseende på torrsvikt, total-kväve och total-kol och markens kol- och kväveförråd beräknades.

Från två av parcellförsöken (Hasslöv och Öringe) båda belägna i Halland, samlades även jordprover in för respirationsmätning (Högbom m.fl., 2008).

#### Samhällsekonomisk konsekvensanalys

I syfte att bedöma om kalkning är ett kostnadseffektivt alternativ för att motverka försurningen i ytvatten genomfördes en kostnadseffektivitetsanalys (Bostedt m.fl., 2007). Denna utgjorde en jämförelse av kostnaden för att uppnå ett visst mål genom att kalka ytvatten och vad motsvarande kostnad skulle bli om skogsmarken istället kalkades. I analysen inkluderades dock inte andra effekter som att även mindre skogsvattendrag åtgärdas genom skogsmarkskalkning. Inom Movib finansierades därför en mer omfattande samhällsekonomisk konsekvensanalys (Bostedt m.fl., 2008).

## 3 Förurningsläget i skog

### *Slutsats:*

*Mätningar och modelleringar visar att surhetstillståndet i skogsmark har förbättrats betydligt sedan mitten av 80-talet. 900 000 hektar skogsmark i sydvästra Sverige uppskattas fortfarande ha hög surhetsgrad, men hög surhetsgrad är inte det samma som försurad. Den naturliga återhämtningen förväntas emellertid gå långsammare framöver och motverkas om skogsbruk bedrivs.*

*I sydvästra Sverige är också många sjöar och vattendrag försurade och flera vattendrag, främst mindre, innehåller höga halter av oorganiskt aluminium. Mätningar och modelleringar har visat att den naturliga återhämtningen inte blir fullständig men att halterna oorganiskt aluminium kommer att sjunka under skadliga nivåer. Detta gäller så länge ett försurande skogsbruk inte bedrivs.*

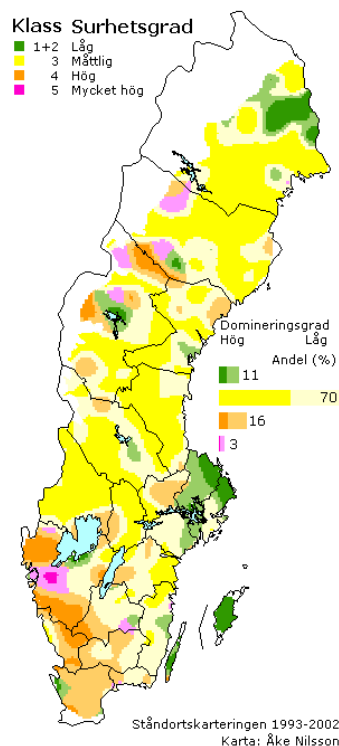
### 3.1 Skogsmarkens surhetsstatus

Resultat från undersökningar av basmättnadsgraden i skogsmark indikerar att det utbytbara förrådet av baskatjoner minskat med mellan 30 och 50 % under den senare hälften av 1900-talet, vilket förklaras av den antropogena försurningen (se litteratursammanställningar i Johansson m.fl., 1999 och Akselsson m.fl., 2007). En bedömning av skogsmarkens surhetstillstånd baserat på data från markinventeringen gjordes i samband med den fördjupade utvärderingen av miljö kvalitetsmålet "Bara naturlig försurning" (Stendahl, 2007). Analysen visar att de suraste markerna finns i sydvästra Sverige (Figur 2), där 21 % av arealen tillhör klassen med hög eller mycket hög surhetsgrad baserat på data från år 1999-2003. Totalt finns därmed uppskattningsvis drygt 900 000 hektar skogsmark i sydvästra Sverige som klassas ha hög eller mycket hög surhetsgrad (Johan Stendahl, Institutionen för skoglig marklära, SLU, pers. komm.).

En av anledningarna till att behovet av skogsmarkskalkning ifrågasatts är att återhämtningen från försurningen påbörjats, i och med att utsläppen av försurande ämnen reducerats (se stycke 1.3) och att behovet av långsiktiga åtgärder därmed minskat. Återhämtningen avspeglas i att det har skett en stor förbättring i markens surhetsgrad mellan 1985-1987 och 1999-2003 (Stendahl, 2007). I sydvästra Sverige, där förurningsläget har varit och är sämst, har också den största förbättringen skett. Arealen som klassificerades ha hög eller mycket hög surhetsgrad har minskat med drygt 55 % sedan 1985-1987 (Stendahl, 2007). Mängden utbytbar kalium har minskat i området medan det för övriga baskatjoner finns en tendens mot minskad surhetsstatus.

Förändringen i mineraljordens pH-värde och titrerbara aciditet visar på en trend mot mindre surhet i hela landet, med undantag för nordligaste Sverige och nordvästra Götaland där inga förändringar har påvisats (Stendahl, 2007). Norrland har inte varit utsatt för försurning i någon större utsträckning och därmed kan inte heller någon återhämtning förväntas. I nordvästra Götaland kan avsaknaden av förändring bero på svagare återhämtning samt att det i området förekommer mar-

ker med god motståndskraft som inte påverkats av försurningen (Naturvårdsverket, 2007).



Figur 2. Tillståndet i skogsmarken avseende dominerande tillståndsklass enligt bedömningsgrunderna för markens surhetstillstånd. Kartan baseras på data för B-horisonten från markinventeringen 1993-2002. Från Stendahl (2007).

Data från Krondroppsnetet visar att halten sulfatsvavel i markvattnet har minskat kraftigt i takt med att svavelnedfallet minskat, framför allt i södra Sverige (Nettelblatt m.fl., 2006). Effekten på de försurningsrelaterade parametrarna pH, oorganiskt aluminium och ANC är inte lika tydliga. I södra och i viss mån mellersta Sverige är dock något ökande pH och ANC, samt minskande halter av oorganiskt aluminium, vanligt förekommande, medan markkemin i ytorna i norra Sverige oftast är oförändrad (Nettelblatt m.fl., 2006).

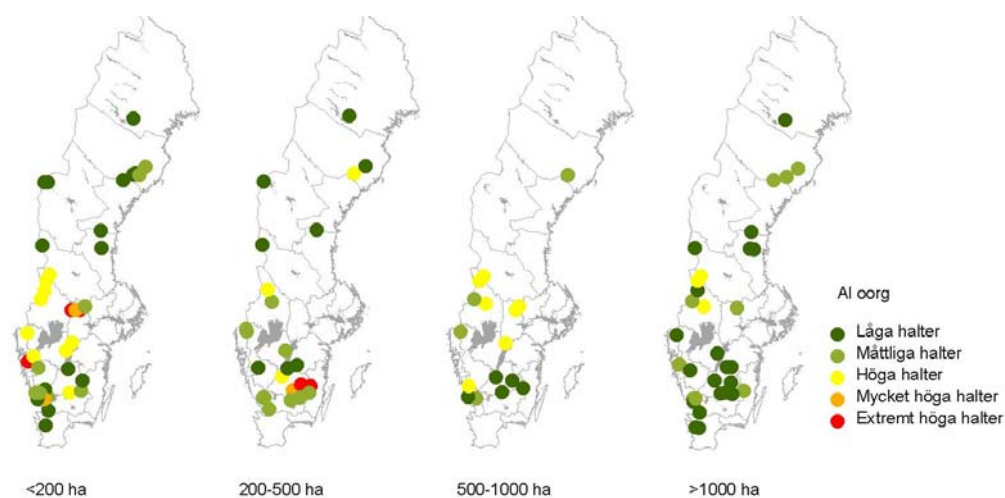
Återhämtningen från försurningen i skogsmark har modellerats fram till år 2020 (Moldan m.fl., 1999). Modellresultaten indikerar att markkemin inte kommer att återgå till förindustriella nivåer, utan att återhämtningen stagnerar och ett nytt jämviktstillstånd uppstår på en nivå under den förindustriella (Moldan m.fl., 1999). Modelleringar av återhämtningen i markkemin har även gjorts av Belyazid m.fl. (2006) för 16 områden spridda över Sverige. Basmättnadsgraden och pH, som båda minskat betydligt jämfört med bakgrundsnivån i mitten av 1800-talet, ökade i simuleringarna som ett resultat av minskad deposition. Återhämtningen motverkades dock enligt modellberäkningarna av skogsbruk i form av stamvedsuttag och blev därmed inte fullständig.

### 3.2 Oorganiskt aluminium och pH i ytvatten

I den fördjupade utvärderingen av miljö kvalitetsmålet ”Bara naturlig försurning” anges att runt 1 500 av Sveriges drygt 50 000 sjöar större än 4 hektar var försura-

de år 2005 (Naturvårdsverket, 2007). Detta motsvarar ungefär 3 % av sjöarna. Om de kalkade sjöar som skulle vara försurade om de inte kalkades läggs till ökar antalet till 5,5 %. Sträckan rinnande vatten som är försurad uppskattades till runt 5 %. En jämförelse med data från 1990, då runt 5 000 sjöar med en areal över 4 hektar beräknades vara försurade, visar att återhämtningen av sjöarna gått relativt snabbt (Naturvårdsverket, 2007). Prognosen till 2010 visar därtill på en ytterligare minskning med några tiondels procent (Naturvårdsverket, 2007). En återhämtning kan även ses i rinnande vattendrag. I den fördjupade utvärderingen av data från SKOKAL-områdena uppvisade ytvattnet i referensområdena tecken på naturlig återhämtning (Tabell 5). I åtta av tio vattendrag hade pH ökat signifikant under perioden 1990 till 2006 (Löfgren m.fl., 2008b). Detta gällde för områden där skogsbruk bedrevs såväl som referensområden utan skogsbruk. Även i fyra av åtta andra vattendrag där vattenkemin analyserats från mitten av 90-talet och framåt hade en signifikant återhämtning skett utan att åtgärder vidtagits (Löfgren m.fl., 2008b).

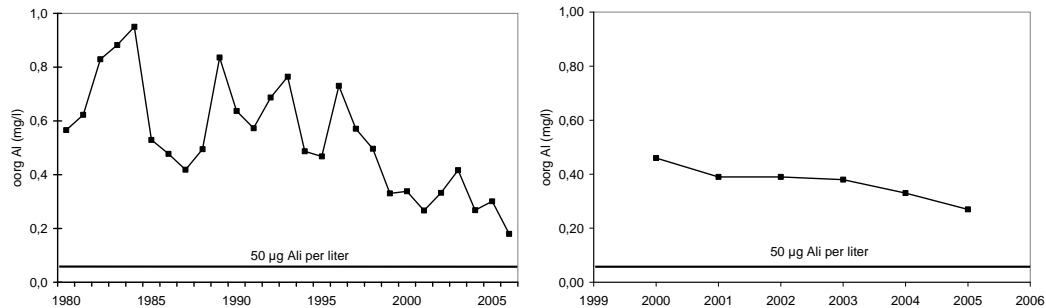
Den inventering av oorganiskt aluminium i vattendrag som genomfördes inom Movib visade att halterna var höga (över 50 µg per liter) i många vattendrag, i huvudsak i skogsbäckar med avrinningsområden som var mindre än 500 ha (Löfgren m.fl., 2008a). Det förelåg inget samband mellan Ali-halterna och dagens svavel- eller kvävedeposition. Resultaten indikerade istället att höga Ali-halter främst förekommer i granskog med hög trädålder och stor virkesvolym. Höga halter kan därmed sannolikt förekomma i sura, basfattiga områden var som helst i landet.



Figur 3. Koncentrationen av oorganiskt aluminium i de undersökta bäckarna baserat på vattenprover insamlade hösten 2006. Varje prick motsvarar ett vattendrag, totalt 114 stycken, och redovisningen görs för avrinningsområden av olika storlek. Tillståndsklasser enligt Naturvårdsverkets förslag på nya bedömningsgrunder: låga halter (<20 µg per liter), måttliga halter (20-50 µg per liter), höga halter (50-100 µg per liter), mycket höga halter (100-150 µg per liter) och extremt höga halter (>150 µg per liter). Från Löfgren m.fl. (2008a).

På samma sätt som pH verkar halterna av oorganiskt aluminium i ytvattnet ha minskat över tiden. I den fördjupade utvärderingen av data från SKOKAL-områdena visades att modellerade halter av oorganiskt aluminium minskat signifikant under perioden 1990 till 2006 i fem av tio obehandlade referensvattendrag (Tabell 5) och i ett av åtta referensvattendrag där vattenkemin följts sedan mitten av 90-

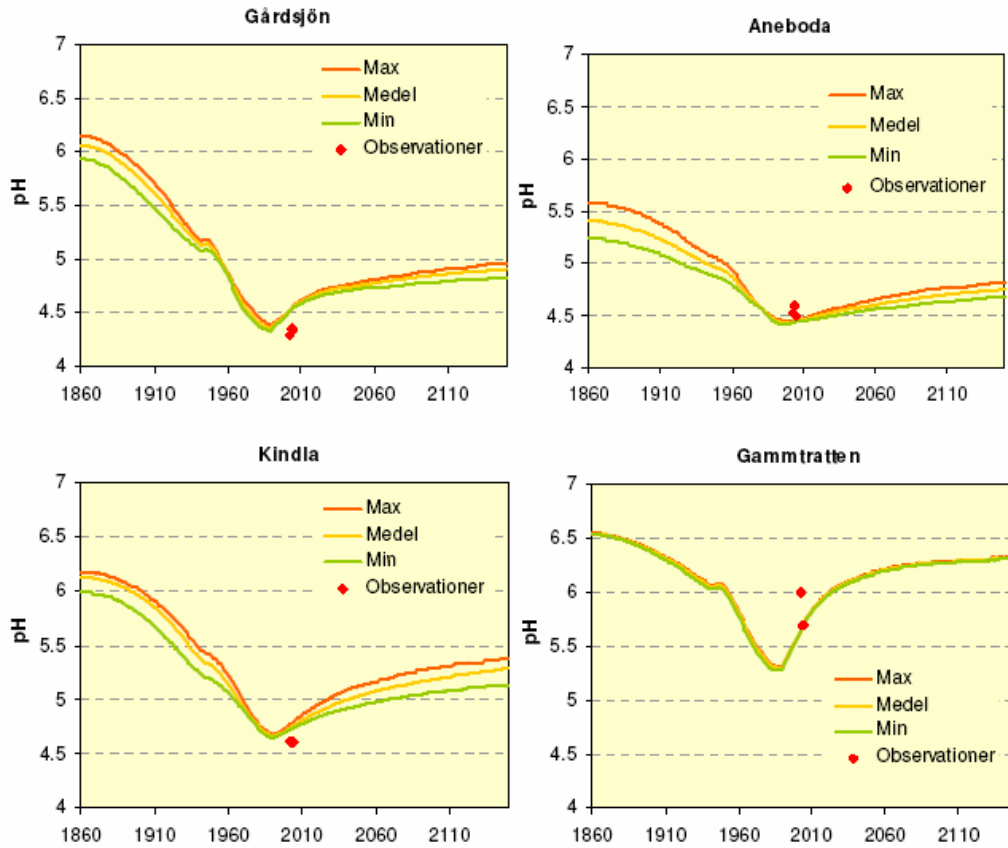
talet (Löfgren m.fl., 2008b). Referensvattendragen representerar både avrinningsområden där skogen brukas och avrinningsområden utan skogsbruk. Bland de områden där de snabbaste minskningarna i aluminiumhalter förekom återfanns två av områdena utan skogsbruk, Gårdsjön och Kindla (Tabell 5, Löfgren m.fl., 2008b). För dessa finns också uppmätta värden som visar på en tydlig förbättring (Figur 4).



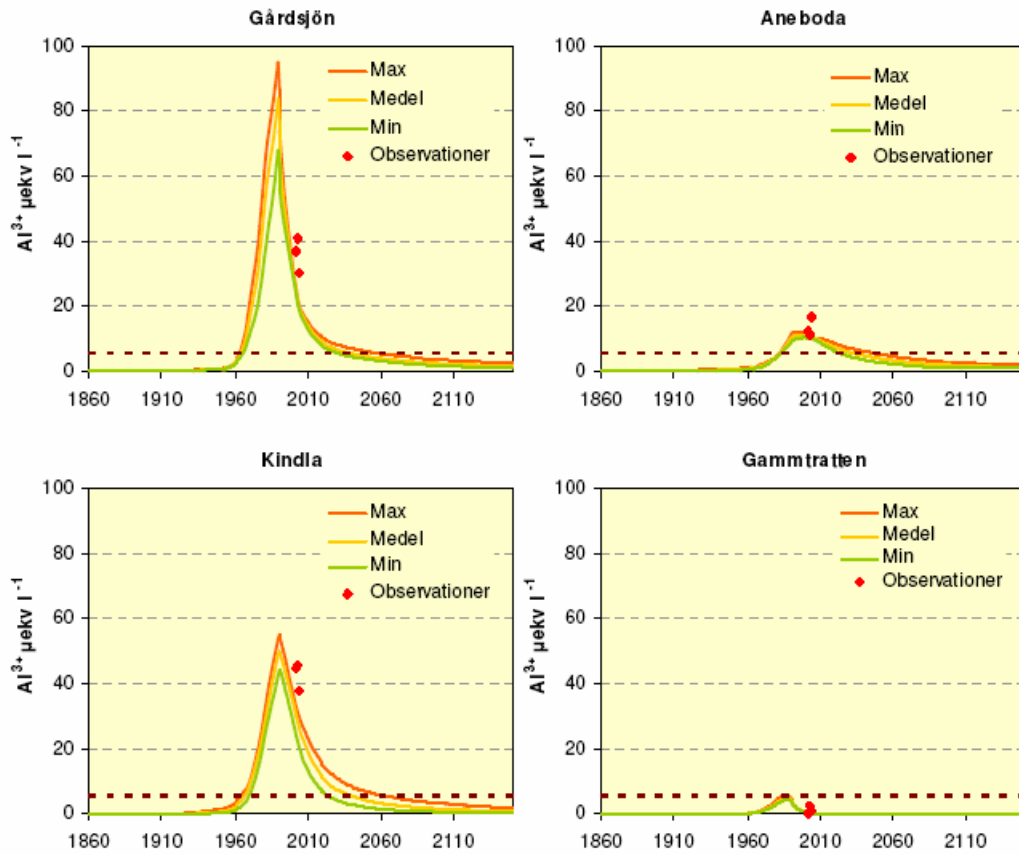
Figur 4. Uppmätta koncentrationer av oorganiskt aluminium i två vattendrag i områden där skogen inte brukas, dvs. Gårdsjön till vänster (figur från Naturvårdsverket, 2007) och Kindla till höger (figur från Löfgren m.fl., 2008b).

Utvecklingen i pH och halten oorganiskt aluminium i ytvatten har även modellerats för fyra områden där skogsbruk inte bedrivs, inklusive Gårdsjön och Kindla (Löfgren m.fl., 2008b). Resultaten visar att pH har ökat men fortfarande är, och kommer att förbli, betydligt lägre än år 1860 (Figur 5). För oorganiskt aluminium är återhämtningen påtaglig och relativt snabb och modelleringarna indikerar att koncentrationerna kommer att ligga under 50 µg per liter inom loppet av 25-30 år även inom de mest försurade områdena, dvs. Gårdsjön och Kindla (Figur 6).





Figur 5. Historisk och framtida utveckling i pH i fyra områden där skogsbruk inte bedrivs, modellerad med MAGIC (version 7.77). Gårdsjön, Aneboda och Kindla ligger i södra och mellersta Sverige medan Gammtratten ligger i Norrland. Från Löfgren m.fl. (2008b).



Figur 6. Historisk och framtida utveckling i halterna av oorganiskt aluminium i fyra områden där skogsbruk inte bedrivs, modellerad med MAGIC (version 7.77). Den streckade linjen motsvarar halten 50  $\mu g$  per liter. För mer information om områdena se text till Figur 5. Från Löfgren m.fl. (2008b).

## 4 Skogsmarkskalkningens effekter på tillståndet i mark och vatten

### *Slutsats:*

*En tillsats av 3 ton kalk per hektar beräknas teoretiskt räcka för att kompensera för det sura nedfall som nått marken sedan början av 1960-talet. Denna giva har visat sig öka basmättnadsgraden och pH, främst i de övre markskikten. Fältförsök indikerar dock att påverkan på ytvatten är relativt liten om avrinningsområdet behandlas med 3 ton kalk per hektar. Kalkmängden är otillräcklig för att reducera halterna oorganiskt aluminium i ytvatten till under 50 µg per liter.*

### 4.1 Kompensationsbehov

Mängden kalk som behöver tillsättas för att kompensera för det sura nedfallet har beräknats baserat på den icke-marina svaveldepositionen (både våt- och torrdeposition). Den stora påverkan kom i början av 60-talet. Innan dess var skorstenarna låga och därmed påverkan av utsläpp av försurande ämnen lokal. Därför valdes år 1960 som utgångsår och den ackumulerade svavelmängden i depositionen beräknades för avrinningsområden till 135 tidsseriesjöar utspridda över hela Sverige (Filip Moldan, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, pers. komm.).

Kalkbehovet varierade mellan 0,3 och 4,5 ton kalk per hektar för hela Sverige och mellan 0,7 och 4,5 ton per hektar i Skåne, Blekinge, Halland, Kronoberg, Jönköping och Västra Götalands län (Filip Moldan, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, pers. komm.). Medel för de senare länen låg på 2,1 ton per hektar och kalkbehovet överskred 3 ton per hektar i 5 av 36 avrinningsområden (1 av 4 i Skåne, 2 av 10 i Västra Götaland och 2 av 4 i Halland).

En giva motsvarande 3 ton kalkverkan per hektar har förordats eftersom den skulle kunna ge positiva effekter på avrinningsvattnet utan påtaglig risk för skador (se stycke 1.4). Denna giva torde därmed också teoretiskt vara tillräcklig för att kompensera för det sura nedfallet i de flesta områden i sydvästra Sverige.

### 4.2 Effekter på mark och vatten

#### 4.2.1 Mark- och vattenkemi

Initialt leder kalkning till en höjning av pH i humusskiktet (se litteratursammanställning i Johansson m.fl., 1999), vilket också visas i de gamla kalkningsförsöken (Nihlgård m.fl., 1996b) så väl som i SKOKAL-områdena (Löfgren m.fl., 2008b). Effekten på pH i humusskiktet är dos-beroende och vid låga givor (1-2 ton per hektar) visade sig pH-förändringen i humuslagret knappt vara mätbar i en studie (Nihlgård m.fl., 1996b). Om kalkgivan överstiger 2 ton per hektar brukar dock pH i de översta delarna av humuslagret påverkas relativt snabbt (se litteratursammanställning i Johansson m.fl., 1999). I Skogforsks parcellförsök orsakade en tillförsel av 3 ton kalk per hektar en signifikant effekt i humuslagret och pH hade ökat med mellan 0,6 och 0,7 pH-enheter efter fyra år (Nohrstedt, 2002). Sexton år efter en tillförsel av 3 ton kalk per hektar var pH i humuslagret i SKOKAL-områdena i

medeltal 1,2 pH-enheter (intervall 0,2-1,5) högre jämfört med tillståndet före kalkning (Löfgren m.fl., 2008b). I fem av områdena hade pH ökat successivt under hela perioden, i fyra endast under de första fem åren och i fyra var pH-förändringarna obetydliga jämfört med referensområdena (Löfgren m.fl., 2008b). Också katjonsbyteskapaciteten i humusskiktet hade ökat (Löfgren m.fl., 2008b).

Effekten i humuslagret kvarstår under en lång tid och en del av kalciumjonerna kommer att binda hårt till det organiska materialet (Nihlgård m.fl., 1996b) men resten rör sig ned i markprofilen. Ju tjockare humusskiktet är desto längre tid tar det innan effekter uppstår i mineraljorden (se litteratursammanställning i Johansson m.fl., 1999; Löfgren m.fl., 2008b). I Skogforsks parcellförsök hade pH ökat, i de flesta fall signifikant, med runt 0,1 pH-enheter i de översta 10 cm av mineraljorden fyra år efter en tillförsel av 3 ton kalk (Nohrstedt, 2002). Sexton år efter en tillförsel av 3 ton kalk per hektar i SKOKAL-områdena var basmättnadsgraden ned till 10 cm djup i medeltal 30-40 % högre än före åtgärden och pH på 0-5 cm djup i mineraljorden i medeltal 0,3 pH-enheter högre (Löfgren m.fl., 2008b). I de okalkade referensområdena hade pH tvärt om sjunkit med i medeltal 0,2 pH-enheter. Ökningar i pH på 5-10 cm djup förekom i knappt hälften av de kalkade områdena och förändringen låg på i medeltal 0,1 pH-enheter, med en spridning på -0,2 till 0,5 pH-enheter (Löfgren m.fl., 2008b). Även på detta djup hade pH sjunkit i tre av fyra referensområden, och förändringen var i medeltal 0,2 enheter. Trots den förbättring som skett bedömdes över hälften av de kalkade SKOKAL-områdena fortfarande ha ett högt eller mycket högt surhetstillstånd (baserat på det översta 5-10 cm av mineraljorden) 16 år efter kalkningen (Löfgren m.fl., 2008b). Förändringar i markens surhetsgrad varierade över tiden. Ökningen i basmättnadsgrad på 0-5 cm djup hade klingat av eller helt stannat upp i alla utom tre av SKOKAL-områdena 16 år efter kalkningen och runt hälften av områdena hade högre basmättnadsgrad på 5-20 cm djup 16 år efter kalktillförseln jämfört med efter 10 år medan effekten avtagit i övriga (Löfgren m.fl., 2008b).

I två försöksområden i södra Sverige (Horröd och Hasslöv) studerades effekter ned till 30 cm djup (Geibe m.fl., 2003). I Horröd, fyra år efter tillförsel av 3,25 ton kalk per hektar, uppvisades en tendens till lägre pH och högre halter av oorganiskt aluminium i mineraljorden i behandlade områden jämfört med referenser (Geibe m.fl., 2003). I Hasslöv, där uppföljningen gjordes runt 15 år efter kalktillförseln, var däremot pH signifikant högre och halterna av oorganiskt aluminium signifikant lägre ned till 30 cm djup i de områden som kalkats med 3,45 och 8,75 ton per hektar (Geibe m.fl., 2003). I SKOKAL-områdena kunde inga tydliga skillnader mellan kalkade områden och referensområden observeras på 20-30 cm djup 16 år efter kalktillförseln (Löfgren m.fl., 2008b).

I de gamla kalkningsförsöken hade basmättnadsgraden i mineraljorden ökat på 30-50 cm djup 20-90 år efter kalkning (Larsson m.fl., 2003a). Detta gällde oavsett kalkdos (3 till 10 ton per hektar) och tid sedan kalkning. Det enda undantaget var ett område där 8 ton kalk tillförts knappt 90 år tidigare. Ökningen i basmättnadsgrad berodde snarare på att mängden utbytbart kalcium på markpartiklarna ökat än att mängden väte- och aluminiumjoner minskat. Skillnader kunde dock också ses i pH, och merparten av de behandlade områdena hade ett högre pH-värde än sina referenser. Undantagen var området som kalkats knappt 90 år före uppföljningen, där två av tre använda kalkdoser (3 och 8 ton kalk per hektar) inte höjt pH jämfört med referenser, och ett område där 10 ton kalk tillförts drygt 30 år före

uppföljningen. Även om en effekt uppkommer också vid låga kalkdoser har mängden kalk visat sig påverka hur stor effekten på djupare marklager blir (Nihlgård m.fl., 1996b). Vid en uppföljning i två av de gamla kalkningsförsöken, där olika doser använts, hade en kalkmängd på 3 ton per hektar orsakat en ökning på 0,1-0,2 pH-enheter 40 år efter tillförseln medan dosen 18 ton per hektar orsakat en pH-ökning på 0,5 enheter på 40-50 cm djup (Nihlgård m.fl., 1996b).

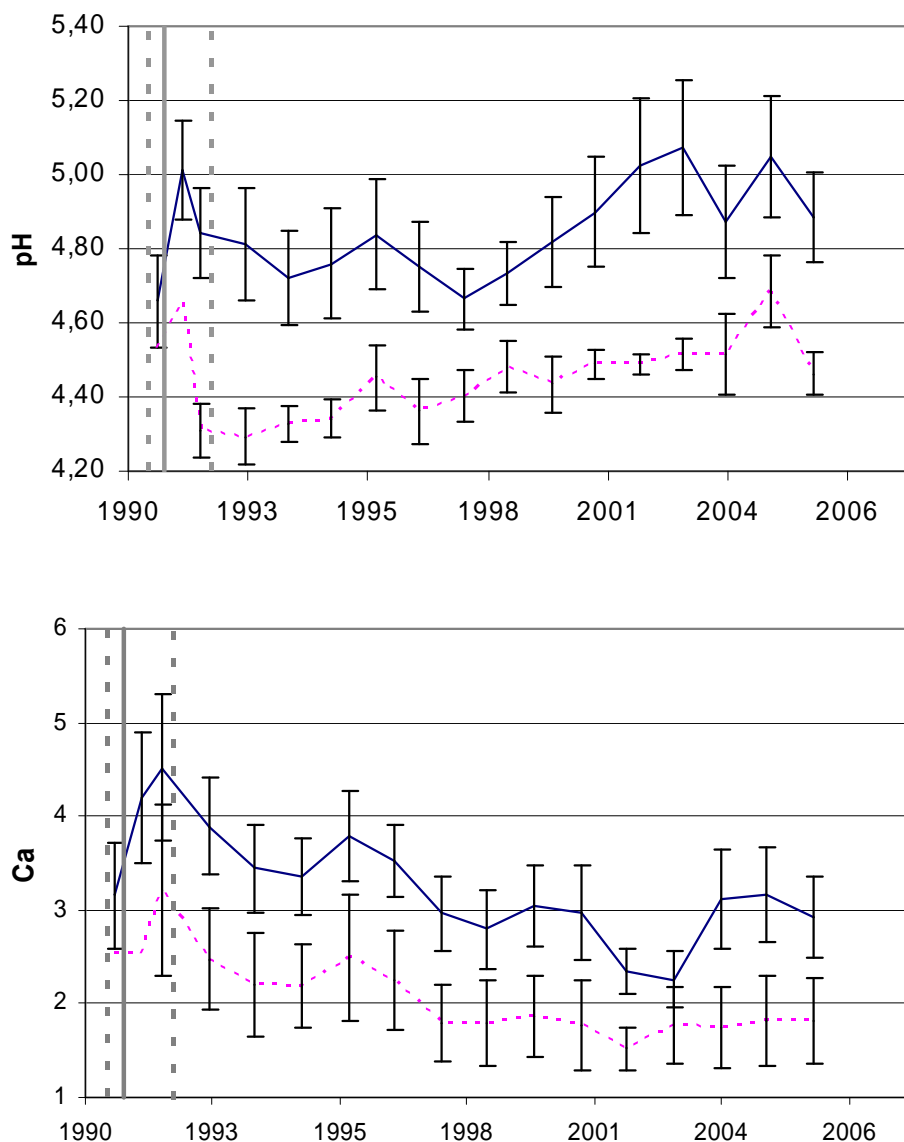
Även effekter av kalkningen på markvatten på 50 cm djup och grundvatten har påvisats. I dosförsöken uppvisades förhöjda kalciumkoncentrationer i markvattnet direkt efter kalkning oavsett dos (Zetterberg m.fl., 2006a). Effekten stabiliserades efter 1-2 år och höll på att klinga av efter 12 år. Kalciumkoncentrationerna ökade med dos och påverkades även av kalksort. Också halterna av totalaluminium och vätejoner minskade i de flesta fall som ett resultat av kalkningen och effekten ökade generellt med dosen (Zetterberg m.fl., 2006a). I SKOKAL-områdena hade en tillförsel av 3 ton per hektar orsakat små effekter på markvattnet på 50 cm djup fem år efter kalktillförseln och då främst i form av ökning av kalciumhalten (Akselsson m.fl., 1998). Tolv år efter kalkningen skilde sig inte pH i markvattnet på 50 cm djup från värdena före kalkning och de förändringar i markvattenkemi som ändå noterades förklarades av sjunkande svavelnedfall och inte av kalkningen (Löfgren m.fl., 2008b). I de gamla kalkningsförsöken (20 år eller mer efter kalkning) återfanns effekter på markvattnet på 50 cm djup genom att kalkade områden hade signifikant högre kalciumhalter samt högre pH och ANC jämfört med okalkade referensområden (Larsson m.fl., 2003a). Trenden i pH, med högre värden i de kalkade områdena än i referensområdena, återfanns i alla områden oavsett tid sedan kalkning (23 till 45 år) och kalkgiva (5 till 10 ton per hektar). För ANC fanns två undantag från den generella trenden där ANC var lägre i behandlade områden. Ett av dessa var ett område som behandlats med 5 ton kalk runt 50 år före undersökningen och det andra ett som behandlats med 10 ton kalk runt 40 år före undersökningen. Inte heller i detta fall verkar kalkgivan (3 till 10 ton per hektar) eller tiden som passerat sedan kalkningen (23 till 87 år) spela en avgörande roll. I de områden där halten oorganiskt aluminium i markvattnet mättes (områden som behandlats med 6 till 10 ton kalk 23 till 45 år före uppföljningen) fanns tendenser till lägre halter av detta i de kalkade områdena än i referensområdena, med ett undantag (ett område där 10 ton kalk per hektar tillförts runt 40 år före uppföljningen) (Larsson m.fl., 2003a). Skillnaden mellan behandlade områden och referensområden var dock inte signifikant.

Effekter på grundvattenkemin, i form av signifikant högre pH (0,5-enheter) och signifikant lägre aluminiumhalter, har uppvisats i ett område drygt två år efter tillförsel av 5 ton kalk per hektar medan ingen tydlig effekt uppstod på grundvattnet 5-7 år efter en tillförsel av 1,5 till 6 ton kalk per hektar i ett annat område (Eriksson, 1996). Transektstudien som genomfördes i fyra SKOKAL-områden 16 år efter tillförseln av 3 ton kalk per hektar visade att effekterna av kalkning på grundvattenkemin ned till 70 cm var små och inte entydiga eftersom olika effekter uppkom i olika områden, delar av områden och under olika årstider (Löfgren m.fl., 2008b).

Syftet är ju dock att kalkningen även ska ge effekt på ytvattenkemin. I teorin kan kalkningen ge en första snabb initial effekt på ytvatten genom att en del av kalken hamnar i utströmningsområden och den bäcknära zonen. Därefter antas kalkningseffekten avta för att sedan återkomma när kalken trängt ned genom markpro-

filen och påverkat grundvattnet. Ett annat mönster har dock uppvisats i de studier som har gjorts av ytvattenkvalitet efter fastmarksbehandling, både i SKOKAL-områdena (Figur 7-9) och i Nissadalen (Figur 12-13). Trots att mängden kalkverkan som tillförts varierar mellan områdena visar en jämförelse av medelvärden från kalkade områden och okalkade referensområden i båda fallen en snabb initial effekt som sedan håller i sig (Figur 7, 12 och 13). En jämförelse av medelvärden bör emellertid inte göras okritiskt. Även för enskilda områden kan en skillnad i pH mellan perioden före och efter kalkning ses, medan motsvarande effekt saknas i referensområdena (Figur 8 och 9). Den initiala snabba effekten tros vara ett resultat av kalken som hamnat direkt i vattnet och i den bäcknära zonen. Det krävs dock även en kontinuerligt högre uttransport för att upprätthålla ett högre pH-värde i det avrinnande vattnet. En liknande effekt rapporterades från Gårdsjön där 1,5 ton kalk per hektar tillfördes och sedan två år senare kompletterades med ytterligare 4,5 ton på halva området (Warfvinge m.fl., 1996). Utflödet av oorganiskt aluminium minskade med 40-50 % relativt kontrollytan i samband med den andra kalkningen och effekten höll i sig under de fem år som mätningarna fortsatte.

Storleken på pH-ökningen i ytvatten vid första observationen efter kalkningen, alltså den initiala effekten som troligtvis orsakas av kalk som hamnar i utströmningsområdena, skattades för de kalkade SKOKAL-områdena samt referenserna (Claudia von Brömssen, Enheten för tillämpad statistik och matematik, SLU, pers. komm.). En tidsseriemodell (ARIMA) med en intervention för kalkningseffekt användes. I modellen skattades korrelationen mellan intilliggande observationer för att beskriva serien. Kalkningseffekten modellerades genom en extern förklarande variabel som antog värdet 1 vid tidpunkten av första observationen efter kalkningen och 0 alla andra tidpunkter. ARIMA-modellen var inte optimal i modelleringen av SKOKAL-data eftersom provtagningen skett med varierande tidsavstånd. Detta problem bedömdes dock vara försumbart eftersom skattningen av effekten vanligtvis är robust och inte påverkas av att observationerna inte har exakt lika tidsavstånd. P-värdet beräknades för effektskattningarna med hjälp av normalfördelningsantagande, som håller för pH-serier men kan vara tveksamt för andra vattenkemiska variabler. Före användning av tidseriemodellen hade säsongsvariation rensats bort genom att säsongsmedelvärden drogs av. Modellen kunde inte anpassas till alla områden och applicerades därför inte på G1, K2, P1 och P2. En signifikant effekt ( $p < 0,05$ ) återfanns för område G2, L2, O2 och R2. Ökningen i pH jämfört med perioden före kalkning låg i dessa fyra områden på mellan 0,3 och 1,0 pH-enheter. Inga motsvarande ökningarna återfanns för de okalkade referensområdena. Hur länge effekten håller i sig kunde inte utvärderas med hjälp av modellen.

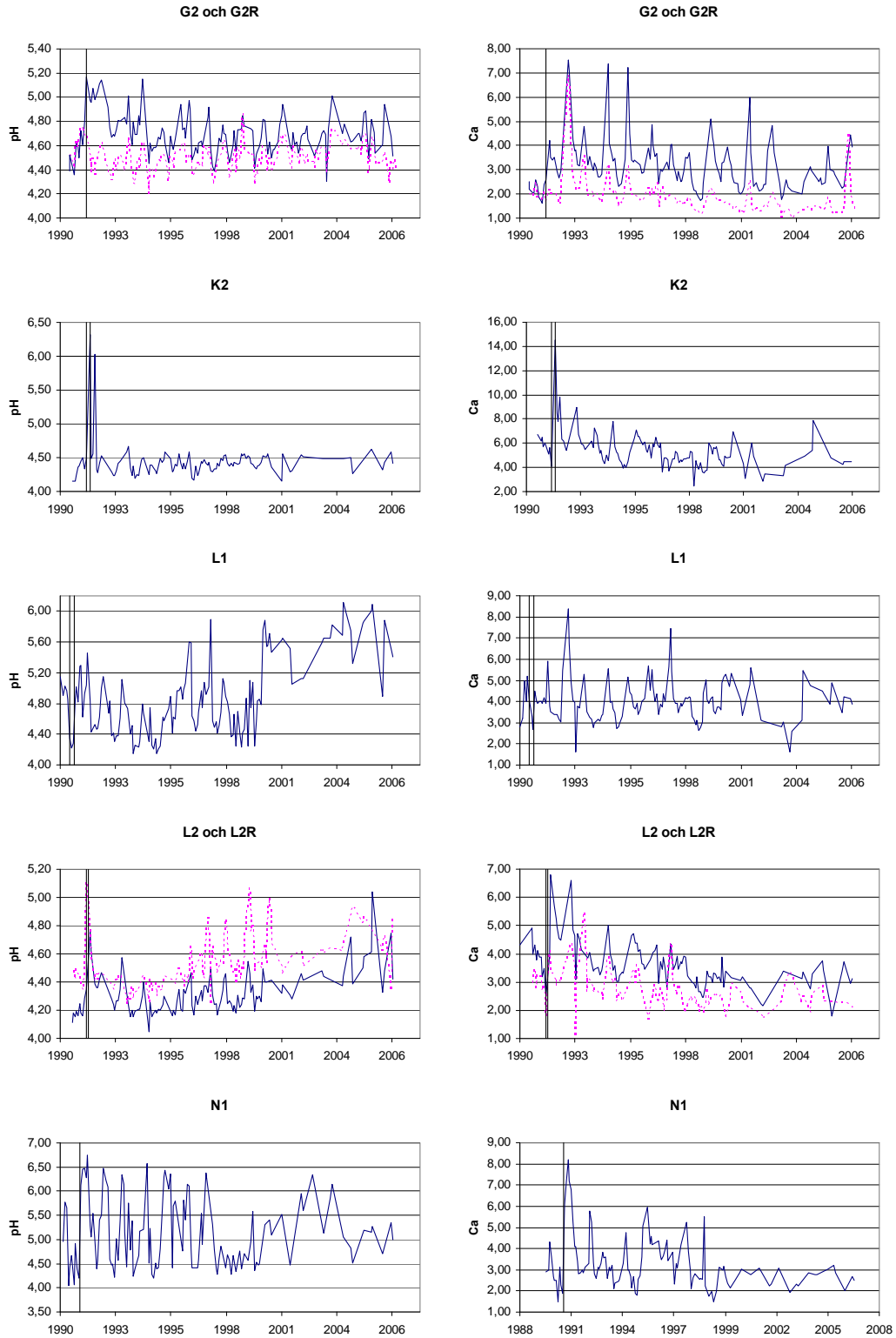


Figur 7. Medelvärden för pH och kalcium i ytvatten i kalkade områden (blå, heldragen linje) och referensområden (rosa, streckad linje). I de kalkade områdena ingår alla SKOKAL-områdena utom G14 som påverkats av våtmarkskalkning (se Löfgren m.fl., 2008b för mer information). I referensområdena ingår alla områden utom P2R som enligt uppgift påverkats av rensning eller nygrävning av ett dike (Per-Erik Larsson, Asa försökspark, SLU, pers. komm.). I två av referensområdena påbörjades mätningarna först under 1992 vilket innebär att de första två datapunkterna är medelvärden av vattenkemin i två referensområden. Den första datapunkten i tidsserierna visar medelvärden för pH och kalcium under perioden januari till augusti 1991. Detta värde får representera tillståndet före kalkning. Två av områdena hade emellertid redan kalkats före augusti (Tabell 3) vilket innebär att förevärdet överskattar pH och kalciumhalten före kalkning i de kalkade områdena. Vidare påbörjades provtagningen i ett av de kalkade områdena först i juni 1991. Den heldragna linjen visar tidpunkten för kalkningen baserat på indelningen av 1991 i en före- och en efterperiod medan de streckade vertikala linjerna visar den första och sista tidpunkten för den verkliga kalkningen (se Tabell 3). Staplar visar på medelfelet för årsmedelvärdena för de olika områdena. Data från Therese Zetterberg, IVL Svenska Miljöinstitutet AB.

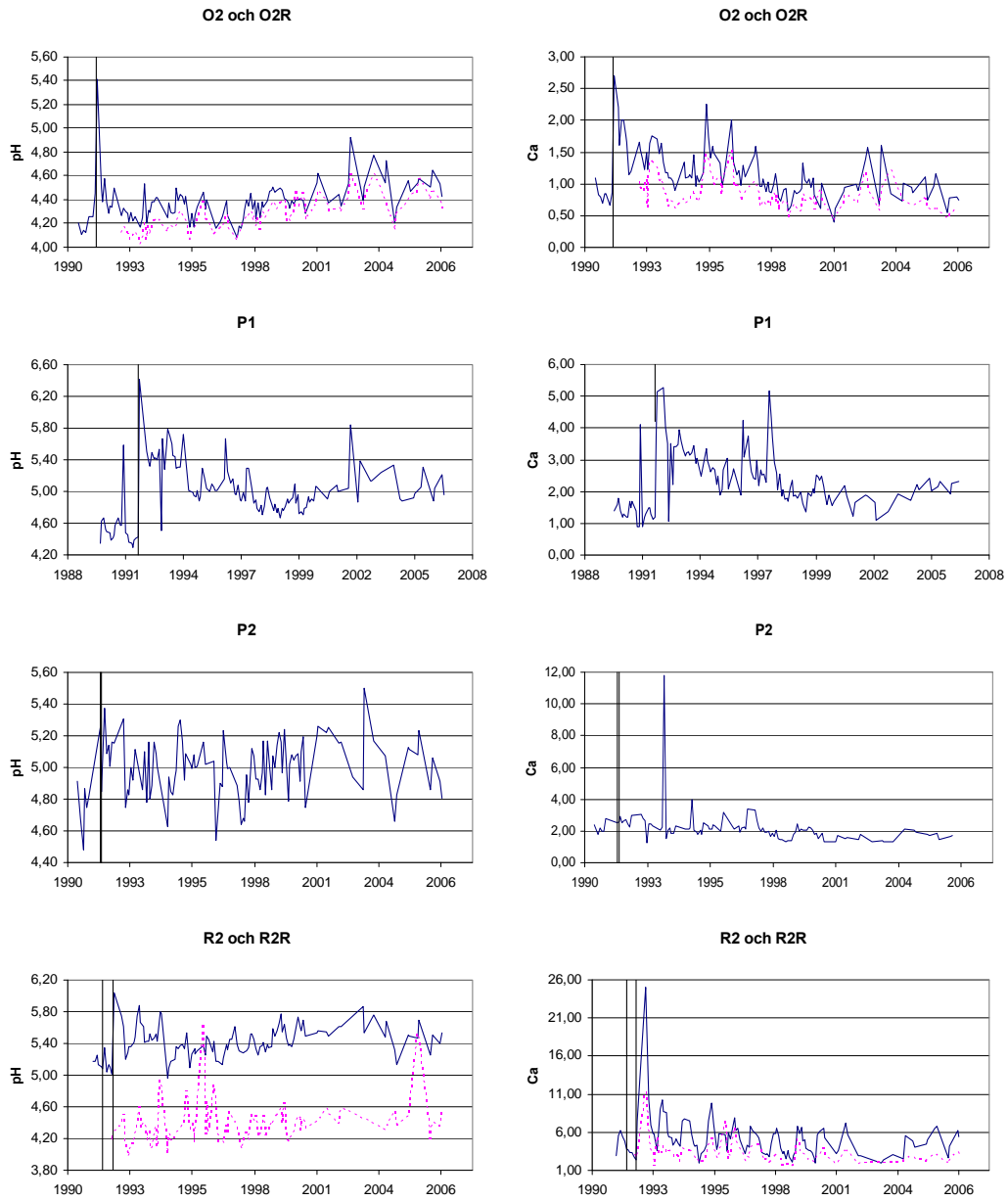
I den fördjupade utvärderingen av data från SKOKAL-områdena genomfördes en analys av ytvattenkemiska effekter (Löfgren m.fl., 2008b). Samma analys genomfördes för okalkade områden och då inte bara referensområdena till de behandlade SKOKAL-områdena utan även andra. Signifikanta monotona ökningar i pH återfanns i tre av nio kalkade områden (Tabell 4) och i åtta av tio okalkade (Tabell 5). Vare sig områdena kalkats eller inte hade alltså pH ökat i de studerade vattendragen. Ökningstakten var 0,01 till 0,02 pH-enheter per år för de okalkade och 0,01-0,06 för de kalkade områdena (Tabell 4 och 5). Två av bäckarna i okalkade områden och en i kalkade uppvisade signifikanta minskningar i halterna av oorganiskt aluminium, 30-39 µg per liter och år i de okalkade och 49 i den kalkade. Dessutom förekom sjunkande trender oorganiskt aluminium i ytterligare tre okalkade och sex kalkade bäckar, men det är osäkert om dessa trender är monotona (Tabell 4 och 5). Kemin i ytterligare åtta okalkade vattendrag analyserades för perioden 1993-1997 fram till och med 2006 och även för hälften av dessa förekom en signifikant pH-ökning på 0,01 till 0,02 enheter och i ett av dem en statistiskt signifikant minskning i halten oorganiskt aluminium (Löfgren m.fl., 2008b). För de kalkade vattendragen genomfördes analysen också på vattenkemidata under enbart högfloden men detta påverkade inte nivåerna eller riktningen på trenderna (Löfgren m.fl., 2008b). Slutsatsen som drogs var att de eventuella effekter på ytvatten som kan uppkomma vid en tillförsel av 3 ton kalk är otillräckliga för att påverka vattenkemin i någon större utsträckning (Löfgren m.fl., 2008b).

I ett område där 1,5 ton kalk per hektar tillförts fastmarken i avrinningsområdet, och kompletterats med en tillförsel av ytterligare 4,5 ton i halva området två år senare, hade pH i ytvattnet ökat med 0,1-0,2 enheter under de fem år som följde efter åtgärden (Warfvinge m.fl., 1996). I andra områden, där 0,5 till 1,5 respektive 5 ton kalk tillförts per hektar, sågs dock inga påtagliga effekter efter upp till nio år. Slutsatsen som drogs var även i detta fall att effekterna på ytvatten av skogsmarkskalkning med låga givor var små (Warfvinge m.fl., 1996).





Figur 8. Utveckling i pH (till vänster) och kalcium (till höger) över tiden i SKOKAL-områdena (G2, G2R, K2, L1, L2, L2R och N1). Data från de kalkade områdena visas med heldragna, mörkblå linjer och data från referensområdena med streckade, rosa linjer. Perioden när kalkningen utfördes är markerad med vertikala linjer. Data från Therese Zetterberg, IVL Svenska Miljöinstitutet AB.



Figur 9. Utveckling i pH (till vänster) och kalcium (till höger) över tiden i SKOKAL-områdena (O2, O2R, P1, P2, R2 och R2R). Data från de kalkade områden visas med heldragna, mörkblå linjer och data från referensområdena med streckade, rosa linjer. Perioden när kalkningen utfördes är markerad med vertikala linjer. Data från Therese Zetterberg, IVL Svenska Miljöinstitutet AB.

Tabell 4. Statistiskt signifikanta trender ( $p < 0,05$ , Seasonal Kendall, Tiels slope) i ytvatten 1990-2006 (april, maj, september och oktober) i kalkade SKOKAL-områden.  $H^+$ , ANC, Ca, Mg, Na, K,  $SO_4$ , Cl,  $NO_3$  och BC i  $\mu\text{ekv}$  per liter samt TOC i mg per liter. Total aluminium (tot Al), organiskt aluminium (org Al), oorganiskt aluminium (oorg Al) i  $\mu\text{g}$  per liter (org Al och oorg Al modellerade med WHAM-modellen). För varje parameter är det den årliga förändringen som anges. Blått fält = statistiskt signifikant ökning, gult fält = statistiskt signifikant minskning, grått fält = osäkert om monoton trend. Även antalet observationer anges (n). Från Löfgren m.fl. (2008b).

	G2 (n=55)	K2 (n=50)	L1 (n=63)	L2 (n=48)	N1 (n=50)	O2 (n=53)	P1 (n=61)	P2 (n=50)	R2 (n=55)
pH			0,06	0,01		0,02			
$H^+$			-0,9	-1,6		-1,5			
ANC	3,1	5,8	13,3	7,8	3,3	5,9	3,2	4,2	
Ca	-3,0	-7,6		-4,8	-3,5	-1,7		-3,1	-8,2
Mg		-3,3		-2,4	-2,3		-1,2	-1,9	
Na		-4,3		-6,3	-3,0	-7,0		-4,1	-3,8
K			0,8					0,3	
$SO_4$	-4,8	-14,5	-5,2	-12,6	-6,3	-8,6	-5,8	-8,7	-7,6
Cl		-5,2	-5,1		-5,4	-8,0			-3,3
$NO_3$				0,4		0,2			
TOC				0,2			0,2	0,2	0,6
tot Al				-38		-20			
org Al				5			6	5	
oorg Al	-6		-7	-49		-19	-4	-4	-1
BC		-14,3		-13,1	-10,7	-10,4		-9,9	-13,1
Ca/Mg									
Ca/ANC	-0,04	-0,20		-0,15		0,36		-0,27	-0,04

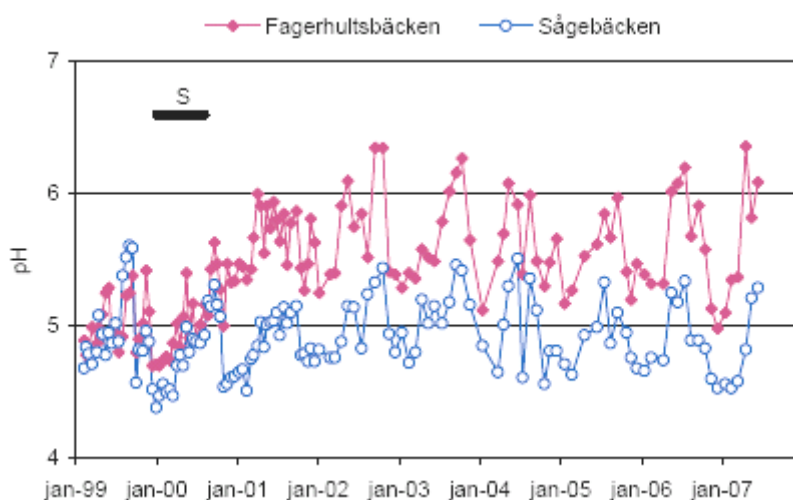
**Tabell 5. Statistiskt signifikanta trender ( $p < 0,05$ , Seasonal Kendall, Tiels slope) i bäckvatten 1990-2006 (april, maj, september och oktober) i okalkade områden. Förutom SKOKAL-områdenas referenser ingår IM-områden (där skogsbruk inte bedrivs) samt referensområden inom IKEU. För mer utförlig beskrivning se Tabell 4. Från Löfgren m.fl. (2008b).**

	Gårdsjön IM (n=61)	Pip- bäcken nedre (n=92)	Lomma- bäcken nedre (n=89)	Bråtängs- bäcken IM (n=89)	Ringsmo- bäcken (n=81)	G2R (n=56)	L2R (n=48)	O2R (n=47)	P2R (n=57)	R2R (n=48)
pH	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01		0,02	0,02		0,01
H <sup>+</sup>	-1,9	-1,0	-1,8	-0,9	-0,6		-1,5	-2,6		-1,4
ANC	11,4	1,9	2,5	1,9	1,6	4,1	8,1	6,2	6,2	6,5
Ca	-2,1	-1,3	-2,0	-2,5		-3,1	-3,2			-4,7
Mg	-5,5	-1,1	-1,2	-1,3	-0,5	-2,5	-2,8	-1,3		-3,2
Na			-1,1			-3,1	-6,1		-4,4	-5,0
K										
SO <sub>4</sub>	-12,6	-3,8	-5,7	-5,6	-3,4	-7,6	-11,5	-7,6	-8,3	-8,7
Cl						-4,2	-8,2		-6,0	-6,6
NO <sub>3</sub>			-0,04					0,2		
TOC	0,5	0,2	0,2	0,2	0,1	0,3				0,5
tot Al	-19						-39	-21		
org Al	15									
oorg Al	-30					-7	-39	-22		-9
BC	-16,7		-4,0	-5,0		-8,4	-11,2	-9,9		-12,9
Ca/Mg		-0,01	-0,01							
Ca/ANC			0,26	-0,13		-0,10	-0,11	0,14	-0,06	-0,12

Inom Movib studerades även möjligheterna att genom en tillförsel av 3 ton kalk per hektar till skogsmark sänka halterna av oorganiskt aluminium till måttliga nivåer, dvs.  $\leq 50 \mu\text{g}$  per liter. Resultaten av mark-, grundvatten- och ytvattenkemiska analyser i SKOKAL-områdena 16 år efter kalkning indikerade att detta inte är möjligt (Löfgren m.fl., 2008b). Mängden utbytbar aluminium ökar påtagligt vid pH-värden under runt 5-5,5 (Löfgren m.fl., 2008b). Så länge marken har ett pH under 5,5 finns det därmed en risk för läckage av oorganiskt aluminium och en tillförsel av 3 ton kalk kan antagligen inte höja pH i marken till denna nivå. Kalkningen medförde en tillförsel av ANC som motsvarade 60-150 % av den utbytbara aciditeten ned till 10 cm djup i mineraljorden i SKOKAL-områdena och efter 16 år kvarstod en hel del av den utbytbara aciditeten ned till 30 cm djup (Löfgren m.fl., 2008b). I samtliga SKOKAL-områden var pH fortfarande lägre än 5 i mineraljorden på 0-30 cm djup vilket indikerar aluminiumbuffring. I många fall kan marken ha varit surare än så även före den antropogena depositionsbetingade försurningen. Även i andra fall, när marken hade ett pH över 5,5 före utsläppen av försurande ämnen och en kalkgiva på 3 ton per hektar teoretiskt skulle räcka till för att kompensera för det sura nedfallet, kan kalkmängden vara otillräcklig. Detta beror på att en stor andel av kalken inte når djupare marklager utan går åt till att öka katjonsutbyteskapaciteten eller neutralisera humussyror i markens översta skikt (Löfgren m.fl., 2008b). Vidare kan kalk inaktiveras genom kemiska processer. Undersökningen i SKOKAL-områdena indikerar dock att mängden kalk som inaktiverats var liten (Löfgren m.fl., 2008b).

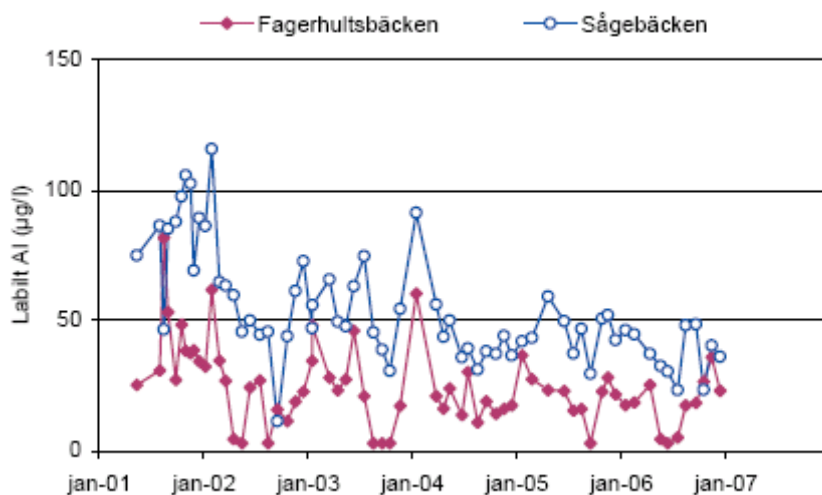
#### 4.2.2 Integrerad skogs- och våtmarkskalkning

När aska och kalk tillförs hela avrinningsområden, inklusive utströmningsområden, blir effekten på avrinningsvattnet både snabb och påtaglig (se Warfvinge m.fl., 1996 och litteratursammanställning i Johansson m.fl., 1999). Detta visas i resultat från Fagerhultsbäcken där en integrerad strategi, med behandling av både våtmark och fastmark, gav en snabb initial effekt på ytvattenkvaliteten (Abrahamsson, 2007). Dosen som användes var 4 ton kalk + 2 ton aska på fastmarken och 2 ton kalk på våtmarken (se stycke 2.2.4). Medan pH ökat med en halv enhet, från 4,5-5,5 till 5-6, i bäcken i det behandlade området sågs inte samma effekt i referensbäcken (Figur 10). Det syns inga tecken på att effekten är på väg att avta (Abrahamsson, 2007).



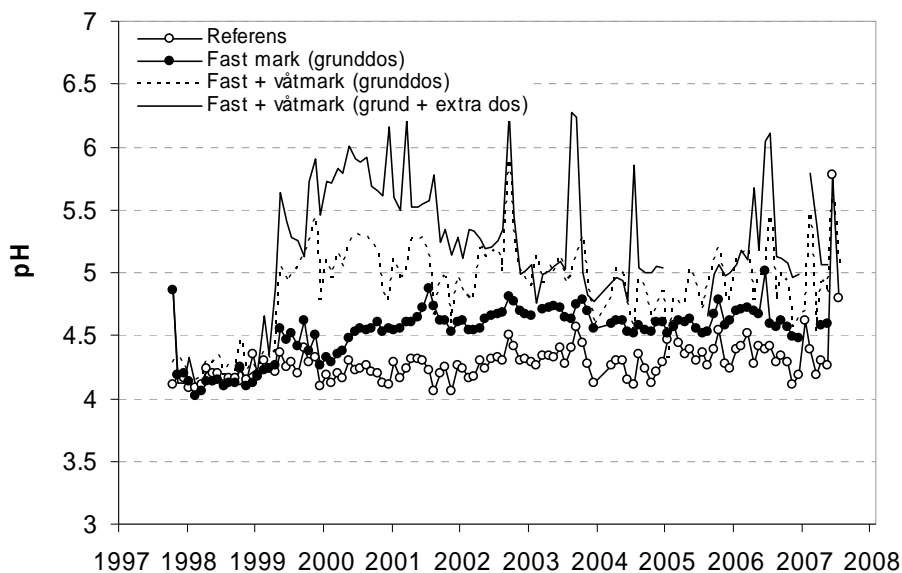
Figur 10. Variation i pH-värden i Fagerhultsbäcken (behandlad) och Sågebäcken (obehandlad) sedan 1999. Den tidsperiod under vilken behandlingen utfördes i Fagerhultsbäcken är markerad (S). Från Abrahamsson (2007).

Mätningar av oorganiskt aluminium började inte göras förrän ett år efter behandlingen. Även halterna av oorganiskt aluminium är dock lägre i den behandlade bäcken än i referensbäcken (Figur 11) och det är troligt att detta är en effekt av behandlingen (Abrahamsson, 2007). Också halterna kalcium och magnesium samt alkaliniteten ökade i Fagerhultsbäcken efter behandlingen (Abrahamsson, 2007).

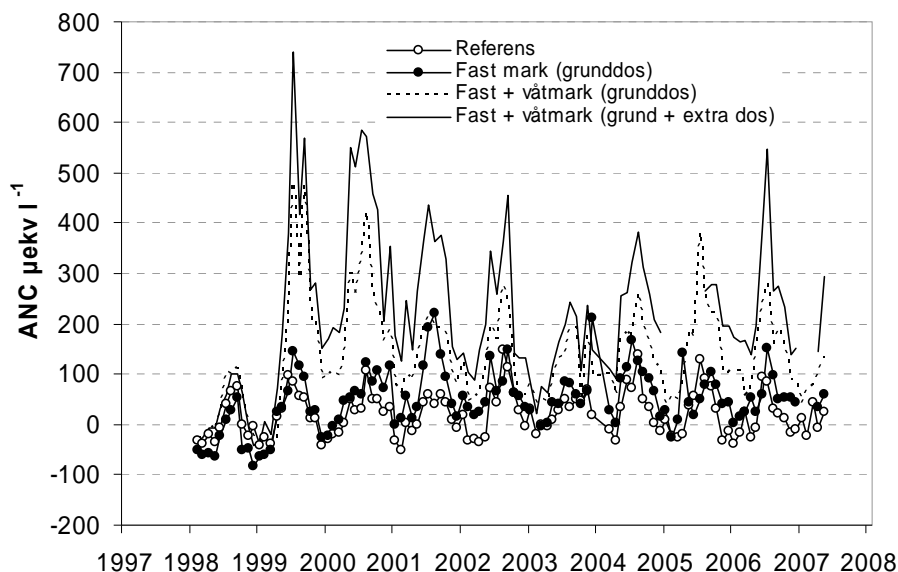


Figur 11. Halter av oorganiskt aluminium i Fagerhultsbäcken (behandlad) och Sågebäcken (obehandlad) under åren 2001-2006. Från Abrahamsson (2007).

Också resultaten från Nissadalen visar att en integrerad strategi ger en snabb och positiv effekt på ytvattenkvaliteten (Figur 12 och 13). Även om en viss effekt på ytvattenkvaliteten ses i de områden där endast fastmarken behandlats med en blandning av 4 ton kalk och 2 ton aska, ses den stora förbättringen i vattenkvaliteten i de områden där också våtmarker ingått i åtgärden (Zetterberg, 2008). Nu, efter nästan 10 år, har dock effekten av våtmarkskalkningen börjat avta.



Figur 12. Medelvärde för pH i avrinningsvattnet. Behandlingen skedde mellan oktober 1998 och maj 1999. Från Zetterberg (2008).



Figur 13. Den syraneutraliserande förmågan (ANC), uttryckt som ett medelvärde, i avrinningsvattnet. Behandlingen skedde mellan oktober 1998 och maj 1999. Från Zetterberg (2008).

### 4.3 Effekter på bottenfauna

En undersökning av bottenfauna och påväxtalger gjordes i SKOKAL-områdena sju-åtta år efter kalkning (Larsson m.fl., 1999). Resultaten visar att ingen ökning i vare sig antalet individer eller taxa hos bottenfaunan kunde detekteras. För påväxtalger var förändringarna små men det fanns tendenser till ökad artrikedom och någon mindre andel surhetsindikerande arter efter behandling.

Även i Nissadalen dominerade de försurningståliga arterna fortfarande bäcken i det behandlade området sju år efter behandling och försurningskänsliga grupper saknades (Ekologgruppen, 2006). Den behandlade lokalen bedömdes därmed fortfarande vara starkt försurningspåverkad. Däremot sågs en positiv trend i antalet taxa vilket ofta är ett tidigt tecken på minskad försurningspåverkan. Denna trend kunde inte ses i bäcken i det obehandlade området. Också i detta fall var alltså sju år för kort för att några mer dramatiska effekter skulle ha kunnat uppstå i bottenfaunans artsammansättning, trots att vattenkvaliteten förbättrats (Figur 12 och 13).

### 4.4 Marktypens inverkan

Olika marktyper lämpar sig olika väl för kalkningsåtgärder och därmed kan kalkningseffekten påverkas av områdets geologi och hydrologi. För att kalkningen ska göra nytta för avrinningsvattnet är det viktigt att uppehållstiden hos vattnet innan det når vattendraget är lagom lång (Lång och Snäll, 2005). Avrinningen ska inte vara för snabb men inte heller ta alltför djupa flödesvägar, eftersom effekten av kalken, som rör sig nedåt i marken med en hastighet av runt 1 cm per år, då uteblir. Kalken torde ge bäst effekt på moränmarker utan egenformer och genomsläppliga jordarter (främst isälvs- och svallavlagringar) (Lång och Snäll, 2005). Vidare kan områden med basiska bergarter eller indikationer på höga halter av basiska mineral undantas (Lång och Snäll, 2005). I den studie av områdeskarakteristik som genomfördes med finansiering från Movib drogs slutsatsen att

sluttningar nära vattendrag, med inga eller tunna jordlager och med begränsad förekomst av humus och torv, teoretiskt sett är lämpligast att markkalka (Lång m.fl., 2008). Detta stöds av norska studier som visar att skogsmarkskalkning på tunna jordar med hög genomströmningshastighet också kan ge en relativt snabb pH-effekt ända ut i vattendragen (Hindar m.fl., 2003; Hindar, 2005).

Också i den fördjupade utvärderingen av data från SKOKAL-områdena poängterades att humusen har en stor förmåga att neutralisera tillförd kalk och att binda upp de frigjorda kalciumjonerna genom att katjonbyteskapaciteten ökar och jonbyte med vätejoner och aluminium på befintliga adsorptionsytor sker (Löfgren m.fl., 2008b). Medeldjupet på humusen i SKOKAL-områdena var då ändå bara 4 cm vilket är betydligt tunnare än för merparten av skogsmarken i sydvästra Sverige (Löfgren m.fl., 2008b).



## 5 Kostnader för skogsmarkskalkning

### *Slutsats:*

*Om värdet av ekosystemtjänster sätts till 920 kronor per hektar skogsmark i avrinningsområdet och rekreationsvärdet av sportfiske sätts till 332 kronor per hektar sjöyta är skogsmarkskalkning inte samhällsekonomiskt lönsamt. Dessa värden är baserade dels på internationella överenskommelser om begränsade utsläpp, dels på svenska studier av sportfiskares betalningsvilja.*

*Slutsatserna gäller under förutsättning att kalken sprids från marken (vilket medför en underskattning av kostnaden), att utfallet av åtgärden är optimalt positivt (överskattning av ekosystemtjänsternas värden) och att framtida nyttor diskonteras i enlighet med rekommendationer från den brittiska regeringen.*

### 5.1 Samhällsekonomiska konsekvenser av skogsmarkskalkning

För att skogsmarkskalkning ska ses som samhällsekonomiskt lönsamt måste de värden som kalkningen genererar överstiga kostnaderna. En samhällsekonomisk konsekvensanalys genomfördes där olika scenarier jämfördes: naturlig återhämtning, tre olika scenarier med olika effektivitet av skogsmarkskalkning, två olika scenarier för ytvattenkalkning (konstant nivå och avtagande) samt en kombination av ytvatten- och skogsmarkskalkning (Bostedt m.fl., 2008). Kostnaderna som inkluderades var de för spridning, planläggning och uppföljning. Beräkningarna av kostnaden för skogsmarkskalkningen baserades i studien enbart på markspridning vilket innebär att den egentliga kostnaden blir högre på grund av att merparten av arealen endast kan åtgärdas via helikopter och kostnaden för detta är högre (se stycke 9.2.1). Det ekonomiska värdet av nyttorna utgjordes av betalningsvilja för att skydda ekosystem samt rekreationsvärdet av fiske. Betalningsviljan för att skydda ekosystem baserades på kostnaden för de internationella överenskommelserna om begränsade utsläpp för att minska de försurande utsläppen och sattes till 920 kronor per hektar skogsmark i avrinningsområdet. Rekreationsvärdet för fisket baserades på en tidigare undersökning och sattes till 332 kronor per hektar sjöyta.

Baserat på rekommendationer från brittiska regeringen användes en diskonteringsränta på 3,5 % för värden och kostnader som uppstår 1 till 30 år framåt i tiden och 3 % för åren 31 till 50. Resultaten visade att kostnaderna för åtgärden överskred värdet även om det mest optimistiska scenariot för skogsmarkskalkningen (se nedan), där effekten uppkom efter 15 år och resulterade i att inga sjöar och vattendrag var försurade efter 35 år, användes (Bostedt m.fl., 2008). Inte heller en kombination av ytvatten- och skogsmarkskalkning blev kostnadseffektiv. Däremot ansågs ytvattenkalkning vara det under förutsättning att enbart försurade sjöar åtgärdas. Slutsatsen som drogs var att ytvattenkalkning genomgående var en mer samhällsekonomiskt lönsam åtgärd än skogsmarkskalkning oavsett ränta och tidsperspektiv.

Om framtida konsekvenser gavs samma värde som om de uppstått idag (dvs. värdena ej diskonterades) blev det mest optimistiska scenariot (se nedan) för skogs-

markskalkning kostnadseffektivt (Bostedt m.fl., 2008). Vid en diskonteringsränta på 3,5 respektive 3 % blev kalkningen samhällsekonomiskt lönsam om värdet på nyttan översteg 2 100 kronor (baserat på det optimistiska scenariet) respektive 19 500 kronor per hektar (baserat på mellanscenariet). Om man antar att rekreativsvärdet är noll, dvs. att de försurade vattnen är så små att de inte betingar något fiskevärde, måste ekosystemvärdet alltså höjas till 2 100 respektive 19 500 kronor för att åtgärden ska bli lönsam. I en studie om politisk vilja att genomföra utsläppsbegränsningar angavs en maximal politisk betalningsvilja för att skydda ekosystem på 3220 kronor per hektar och år. Om detta belopp används blev skogsmarkskalkning en kostnadseffektiv åtgärd förutsatt markspridning av kalk och optimal effekt av åtgärden men inte om ett mindre optimistiskt scenario används (Bostedt m.fl., 2008).

Det mest optimistiska scenariot för skogsmarkskalkningens effekter ansågs vara orealistiskt (Bostedt m.fl., 2008). Utvärderingen av mark-, grundvatten- och ytvattenkemi i SKOKAL-områden visar att det inte är sannolikt att en tillförsel av 3 ton kalk leder till en sänkning av halterna oorganiskt aluminium i ytvatten under 50 µg per liter (se stycke 4.2.1). Effekten av skogsmarkskalkning kommer därmed snarare att ligga någonstans i intervallet mellan analysens nollscenario och mellanscenario. Den samhällsekonomiska nyttan beräknad utgående från det optimistiska scenariot är följaktligen överskattad. Om dessutom en rimlig fördelning mellan mark- och helikopterspridning ansätts, 40 respektive 60 % (se stycke 9.2.1), måste de värden som skogsmarkskalkning ger upphov till överstiga 28 000 kronor per hektar för att åtgärden ska vara samhällsekonomiskt lönsam (baserad på mellanscenariot).

En viktig parameter att beakta vid en samhällsekonomisk konsekvensanalys är skuggpriset på icke-marknadsprissatta effekter av skogsmarkskalkningen, exempelvis värdet av att ha icke-försurade sjöar som sällan kommer att nyttjas för fiske (Bostedt m.fl., 2008). Dessa kan uppskattas genom direkta metoder, exempelvis enkäter där man frågar om betalningsviljan för rikare fiskevatten, eller indirekta metoder där man utgår ifrån analyser av exempelvis politiska beslut i miljöfrågor. I allmänhet anses de direkta undersökningsmetoderna ge en mer korrekt bild av ekosystemvärdena. Någon sådan har dock inte genomförts för skogsmarkskalkning utan betalningsviljan baserades på politiska beslut. Detta kan innebära en över- eller underskattning av den verkliga betalningsviljan.

## 6 Övriga effekter av skogsmarkskalkning

### *Slutsats:*

*Risken för negativa effekter bedöms vara tämligen små vid en tillförsel av 3 ton kalk per hektar. Mängden är tillräckligt stor för att inte påtagliga surstötter ska uppstå. Risken för att florán och faunan påverkas negativt är relativt liten och inte heller ett ökat kväveläckage har hittills visat sig vara något större problem i områden där 3 ton kalk per hektar tillförts.*

*Skogsproduktionen torde snarare påverkas positivt än negativt i områden som är aktuella för kalkningsåtgärder eftersom markerna är högproduktiva. Dock finns det en viss risk för att angreppen av skadegörare, så som rotticka, kan öka.*

*Mineraliseringen av markkol kan påverkas av kalkning. Även avgången av metan och lustgas från marken kan påverkas och kolinlagringen i träden genom tillväxt-effekter. Nettoeffekten för växthusgasflöden är dock svår att skatta.*

*Utlakningen av kvicksilver till ytvatten kan teoretiskt öka som en effekt av kalkningen. På kort sikt finns inga indikationer på detta i fältstudier men mer långsiktiga effekter är ännu inte kända.*

### 6.1 Surstöt

Tillförsel av kalk stimulerar nedbrytningen vilket ökar mängden organiska syror. Dessutom kommer kalciumjonerna att tränga bort väte- och aluminiumjoner från markpartiklarna. Om mängden tillsatt karbonat är för liten för att neutralisera dessa effekter kan kalkningen ge upphov till en så kallad surstöt. Undersökningar från norra Sverige visar att naturliga surstötter vid snösmältning, som sänker pH med upp till 2 pH-enheter, naturligt kan begränsa öringens geografiska utbredning (Buffam, 2007).

En sänkning av pH i markvätskan på 0,5 – 1 enheter uppstod under åtminstone sex år efter en tillförsel av 1 ton kalk per hektar (Nohrstedt, 1992). I de uppföljningar som gjorts när 3 ton kalk tillförts per hektar har dock inga påtagliga surstötter uppkommit (Akselsson m.fl., 1998).

### 6.2 Flora och fauna

Sammanställningar av hur olika organismer kan påverkas av kalkning har gjorts av Johansson m.fl. (1999) och Pleijel m.fl. (2001). Två grupper som är mycket känsliga för kalk är mossor, främst vitmossor och levermossor, och lavar som återfinns i skogar med lång kontinuitet eller på torr mark. I första hand drabbas mossor och lavar av akuta effekter omedelbart efter kalkningen. I äldre kalkningsförsök har antalet mossarter varit större i kalkade än i okalkade bestånd medan täckningsgraden av lavar fortfarande varit lägre (Hallbäcken m.fl., 1996). Även svampar som bildar ektomykorrhiza förekommer med hög artrikedom i sura miljöer och kan därmed missgynnas av kalkning. Skogsmarkskalkning har visat sig leda till en förändring i sammansättningen av mykorrhizasamhället på trädrötter,

men effekterna varierar mellan olika studier och områden (se exempelvis Erland och Andersson, 1996; litteratursammanställning i Johansson m.fl., 1999; Taylor och Finlay, 2003). I en studie av kalkningens påverkan på markfaunan noterades en förskjutning av artsammansättningen genom att vissa arter gynnades och andra missgynnades (Persson m.fl., 1996). Kalkningen kan också påverka andra organismgrupper genom att en höjning av pH ökar tillgången på kväve (se stycke 6.3) och därmed kan artsammansättningen förändras mot kvävegynnade arter i kvävebegränsade system.

En uppföljning av påverkan på vegetationen i Nissadalen visade att mossor och kärlväxter verkade vara opåverkade av grunddosen (4 ton kalk + 2 ton aska) i fastmarksområdena (Aronson, 2003). På våtmarken orsakade grunddosen skada på vitmossor och det andra året efter spridning fanns tendenser till artförändringar. De höga doserna (10 och 16 ton kalk) hade gjort att nästan all vitmossa dog och att nya arter etablerats. Det bör dock noteras att det inte är de höga doserna i sig som orsakar skadorna utan mängden fint material som också ökar med givan. År 2003 (alltså fyra till fem år efter kalkningen) återbesöktes områdena (Aronson, 2003). Ett av de två behandlade fastmarksområdena hade kalhuggits, och det gick därför inte längre att avgöra om kalkningen påverkat vegetationssammansättningen. Det andra var dock fortfarande opåverkat av kalkningen. Vissa vegetationsförändringar kunde ses i våtmarkerna som behandlats med grunddosen och större förändringar i högdosområdena. År 2006 gjordes ytterligare en uppföljning (Jan-Anders Aronson, Miljötjänst, pers. komm.). I våtmarkerna som fått en grunddos hade en återhämtning skett men vissa effekter på vegetationen, i form av artförskjutningar, kvarstod. Effekterna i högdosvåtmarkerna var fortfarande stora. En behandlad bokskog på fastmark och dess referens kartlades också. Vare sig fältskiktet eller bottenskiktet uppvisade några förändringar som kunde härledas till kalkningen och inga kalkindikerande arter förekom (Jan-Anders Aronson, Miljötjänst, pers. komm.). Vid de små doser som används i samband med fastmarksbehandling verkar skadorna på vegetationen alltså att bli mycket begränsade, både på kort och på lång sikt.

Slutsatsen om att de kortsiktiga effekterna är små stöds av den uppföljning som gjordes i tre områden ett halvår respektive någon månad efter kalkspridningen inom Movib (Ekologgruppen, 2007). Resultaten visade ingen påtaglig påverkan av kalktillförseln på markvegetationen.

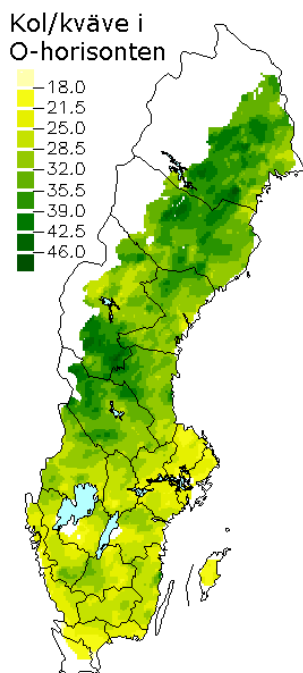
Inom Movib genomfördes en litteraturgenomgång av effekter av kalk och aska på ektomykorrhiza och en studie gjordes också av mykorrhizasamhällena i SKO-KAL-områdena 16 år efter tillförsel av 3 ton kalk per hektar (Kjøller och Clemmensen, 2008). Litteraturgenomgången visade att mykorrhiza förekommer på nära 100 % av rotspetsarna oavsett hur stor mängd kalk eller aska som tillförts och tiden som gått sedan åtgärden. Däremot minskade mängden fruktkroppar påtagligt i tre av de fyra områdena där detta studerats. I de flesta fall orsakade tillförseln av kalk eller aska inga signifikanta effekter på artrikedomen men däremot påverkades artsammansättningen genom att vissa arter blev mer vanliga medan andra minskade i förekomst. I den studie som genomfördes i SKOKAL-områdena samt deras referenser påvisades påtagliga skillnader i ektomykorrhizasamhällena (Kjøller och Clemmensen, 2008). Det totala antalet arter skilde sig inte mellan kalkade områden och referensområden men av de 40, 59 respektive 51 arterna som identifierades i de tre kalkade områdena återfanns endast 11, 13 re-

spektive 12 i referensområdena. Överensstämmelsen i artsammansättningen var emellertid också ganska begränsad mellan de kalkade områdena, speciellt mellan det talldominerade området jämfört med de grandominerade. Därmed går det inte med säkerhet att säga att skillnaderna mellan de olika bestånden är en effekt av kalkningen (Kjøller och Clemmensen, 2008).

### 6.3 Kväveläckage

Kalkning kan påverka kväveläckaget från marken (Högbom m.fl., 2001). Sammanställningar av större dataset visar en tydlig relation mellan sjunkande C/N-kvot i marken och en ökad utlakning av nitrat (Dise m.fl., 1998; Gundersen m.fl., 2006). Den pH-höjning i marken som kalken orsakar ökar nedbrytning av organiskt material. Nedbrytningen leder till proportionellt större förluster av kol än kväve och medför därmed att C/N-kvoten i marken minskar (Persson och Wirén, 1996). Genom att markens pH ökar förbättras även förutsättningarna för de bakterier som omvandlar ammonium till nitrat, så kallade ammonium-oxiderande bakterier, och kalkning har påvisats ha en accelererande effekt på nitrifikationen i ytliga markskikt (Bäckman, 2003). Det finns en risk för nitratutlakning efter kalkning från marker som redan är hårt kvävebelastade, medan kalkning på kvävefattiga lokaler snarare verkar resultera i att kvävet immobiliseras (Persson och Wirén, 1996). Ett gränsvärde har visats ligga vid en C/N-kvot i humuslagret på 25-30 över vilken risken för kväveutlakning är liten (Persson och Wirén 1996; Dise m.fl., 1998; Gundersen m.fl., 2006).

För att undvika att kalkning ökar nitratutlakningen från skogsmark föreslog Persson och Wirén (1996) att kalkning inte bör ske på mark där kvävehalten i årsbarr ligger på  $\geq 1,3$  % av torrvikten under senhösten och vintern eller om humusskiktets C/N-kvot är  $\leq 28$  (Persson och Wirén, 1996). Ett liknande resonemang fördes i Högbom m.fl. (2001), vilka menade att kalkning bör undvikas på marker med låg C/N-kvot ( $< 25$  i humuslagret), hög bonitet, högt kvävedefall eller barrskog på tidigare lövskogsmark. Detta skulle således medföra att en stor andel av skogsmarken i de mest försurade områdena i sydvästra Sverige inte skulle kunna åtgärdas eftersom även kvävedepositionen i dessa områden är och har varit hög och C/N-kvoten därmed låg (Figur 14).



Figur 14. C/N-kvoten i markens organiska lager. Karta från Markinfo ([www-markinfo.slu.se](http://www-markinfo.slu.se)).

I Skogsforsks parcellförsök följdes kvävemineraliseringen och nitrifikationspotentialen upp fyra år efter en tillförsel av 3 ton kalk per hektar och 1,5 till 6 gånger högre värden rapporterades för humuslagret (Nohrstedt, 2002). Däremot sågs inga effekter på mineraljorden. En studie av nitratkväve i markvattnet visade att koncentrationerna kan öka efter kalkningen, mer vid en kalkgiva på knappt 9 ton per hektar än vid en på drygt 3 ton (Persson och Wirén, 1996). Femton år efter kalkningen var nitralthalterna fortfarande förhöjda i området där knappt 9 ton kalk tillförts medan området som tillförts en mindre kalkmängd inte uppvisade högre halter än referensområdet (Geibe m.fl., 2003). En antydning till förhöjda nitralthalter har även setts i Fagerhultsbäcken där 4 ton kalk och 2 ton aska använts vid behandling (Abrahamsson, 2007). Också i Nissandalen, där samma behandling använts som i Fagerhultsbäckens avrinningsområde, var halterna av nitrat i avrinnande vatten 2-3 gånger högre i de kalkade områdena jämfört med referensområdena under de fyra första åren efter behandlingen (Westling och Zetterberg, 2007; Zetterberg, 2008). Halterna var dock ändå cirka 3 gånger lägre än de koncentrationer som normalt observeras första året efter en slutavverkning (Westling och Zetterberg, 2007; Zetterberg, 2008). I dosförsöket uppmättes inte några förhöjda halter av nitratkväve i markvattnet (Zetterberg m.fl., 2006a). I SKOKAL-områdena, där 3 ton kalk per hektar tillförts, har ökning av nitratkoncentrationer endast undantagsvis noterats. De första fem åren efter kalkspridningen hade ett av de 14 försöksområdena förhöjda halter av nitratkväve i markvattnet jämfört med referensområdet och effekten höll i sig i drygt ett halvår (Akselsson m.fl., 1998). Analyser av avrinnande vatten i SKOKAL-områdena visade ingen ökad nitratutlakningen från kalkade områden jämfört med okalkade referensområden, varken på kort (Larsson och Westling, 1997) eller lång sikt (Therese Zetterberg, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, pers. komm.). De flesta av SKOKAL-områdena ligger i det område där en storskalig kalkning kan komma att bli aktuell och representerar därmed potentiella kalkningsobjekt. Hälften av områdena hade en C/N-kvot <25 i humuslagret före kalkningen (Akselsson m.fl., 1998) och så gott som

alla SKOKAL-områden återfinns inom det mest kvävebelastade området med en total deposition av kväve på mer än 10 kg N per hektar och år i barrskog (Zetterberg m.fl., 2006b). Detta indikerar att risken för en ökad kväveutlakning i sydvästra Sverige vid tillförsel av 3 ton kalk per hektar är liten.

I de försök som beskrivs ovan spreds kalken i växande bestånd. Risken för nitratutlakning är troligen större i äldre bestånd med lågt kväveupptag (se litteratursammanställning i Gundersen m.fl., 2006) och på hyggen där det inte finns någon vegetation som kan ta upp det frigjorda kvävet (Bäckman, 2003). I en studie där ett bestånd slutavverkades och sedan kalkades med 3,7 ton kalk per hektar var dock nitratutlakningen från det kalkade hygget lägre än från det okalkade referenshygget (Therese Zetterberg, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, pers. komm.). En förklaring kan vara att etableringen av vegetationen var snabbare på det kalkade hygget än på det okalkade (Therese Zetterberg, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, pers. komm.). Aktivt växande vegetation verkar vara en viktig faktor som begränsar risken för nitratutlakning (Ring och Högbom, 2006). Lundell m.fl. (2001) undersökte med hjälp av lysimetrar bland annat hur närvaron av trädrötter påverkade effekten av kalk på nitratutlakning i aktivt växande barrskog. De fann att kalkning ökade nitratutlakningen i ett kväverikt bestånd, men endast i frånvaro av aktiva rötter.

Kalkning verkar öka risken för nitrifikation under en längre tid. Gamla försök visar att den potentiella nitrifikationen fortfarande kan vara förhöjd i ett område som kalkades 40 år tidigare (Persson och Wirén, 1996). På grund av att kalken förbättrat förutsättningarna för ammonium-oxiderande bakterier i marken kan den nitrifikation som normalt sker efter avverkning komma igång kraftigare och snabbare då kalkade bestånd avverkas (Bäckman, 2003). Den totala skillnaden i mängden nitrat som lakas ut mellan kalkade och okalkade hyggen torde dock vara liten (Bäckman, 2003). Detta stöds av uppföljningen av kväveläckage i Nissadalen efter stormen Gudrun där ingen skillnad mellan kunde beläggas mellan områden som behandlats knappt tio år tidigare och obehandlade referensområden (Zetterberg, 2008).

#### **6.4 Skogsproduktion och sårbarhet**

Effekter av kalkning på skogsproduktion har sammanställts av Sikström m.fl. (2001). Effekterna verkar variera med produktivitet och medan tillväxtminskningar noterats i mindre produktiva tallbestånd har kalkningen i vissa fall resulterat i tillväxtökningar i mer produktiva tall- och granbestånd. I många fall förblir dock tillväxten opåverkad av kalkning. Några entydiga samband mellan tillväxt och typ eller dos av kalk har inte erhållits (Andersson m.fl., 1996). I dosförsöket följdes tillväxten upp fram till sex år efter kalkningen, men där hade ingen dos eller kalktyp gett någon tillväxteffekt (Akselsson m.fl., 2000). Även i SKOKAL-områdena följdes tillväxten upp, i detta fall 11-12 år efter kalkning, och inte heller där fanns några tecken på tillväxtförändringar (Anderson och Hildingsson, 2004). Inte heller i ett projekt där man testade låga kalkgivors (0,5-1 ton per hektar) effekt på tillväxten kunde några tillväxteffekter påvisas efter kalkning (Sikström, 1993). Till viss del verkar tillväxteffekter av kalkning likna dem som kan noteras efter askåterföring. Resultaten av askåterföring är dock inte direkt applicerbara på grund av att askan inte bara ökar markens pH (och därmed leder till en ökad om-

sättning av kväve) utan också innehåller fler näringsämnen än kalken, framförallt fosfor, vilket kan bidra till en ökad tillväxt på vissa marker (Thelin, 2006).

Även om kalken inte påverkar tillväxten skulle man kunna tänka sig att den kunde påverka trädens sårbarhet, antingen positivt eller negativt. Den ökade utlakning av baskatjoner som orsakats av försurningen skulle teoretiskt ha kunnat leda till en bristsituation för växterna (Schulze, 1989), eftersom baskatjonerna, utom natrium, också utgör viktiga näringsämnen för träden. Under 1900-talet ökade dock tillväxten i Sveriges skogar kontinuerligt, även i de mest försurningsdrabbade länen, vilket tyder på att detta inte utgör något problem i dagsläget (Lindroth, 1995; Elfving och Tegnhammar 1996). Baserat på tillgängliga data, bland annat halter av baskatjoner i barr, föreligger inte heller några klara bevis för att försurningen förändrat trädens mineralnäringsstatus påtagligt (se litteratursammanställning i Sikström m.fl., 2001). Ökningar eller minskningar i barrkemin kan visa på förändringar i upptag. Exempelvis skulle baskatjonkoncentrationerna i barr kunna öka om tillgången i marken ökade. Ett annat exempel är borbrist, som diskuterats som en eventuell effekt av kalkning, eftersom bor börjar övergå till en form som är otillgänglig för träden (på grund av att den binder hårt till markpartiklarna) redan vid pH 5-6 och vid pH >6 är merparten av boret otillgängligt (Munthe m.fl., 2001). Effekter på barrkemin av kalkning är dock inte entydiga och generella. Förändringar har påvisats i halterna av exempelvis kalcium och magnesium, som ökat efter kalktillförsel, och bor och mangan, som minskat, bland annat i Skogforsks parcellförsök (Sikström, 2001). I dosförsöket påvisades vissa förändringar i barrkemin, främst i form av minskade kaliumhalter, men i många fall var förändringarna små (Akselsson m.fl., 2000). Också i de gamla kalkningsförsöken har förändringar i näringstillståndet i barr och blad efter kalkning varit liten, även om tendenser funnits till ökat upptag av kalcium och magnesium (Nihlgård m.fl., 1996a).

I SKOKAL-områdena studerades kronutglesning, missfärgning och kådflödesju-ka, men inga tydliga skillnader återfanns mellan kalkade och okalkade områden (Anderson och Hildingsson, 2004).

I Västerbotten uppmärksammades döda talltoppar i samband med upprepade och höga kalkgivor på våtmark. Träden som drabbades fanns i anslutning till våtmarkerna, på dikade torvmarker eller i bäcknära zoner och symptomen förklarades med borbrist (Johansson, 2002). Våtmarkskalkningen i Västerbotten utfördes med mycket höga givor, 20-30 ton per hektar initialt och därefter flera återkommande kalkningar med givor som beräknats baserat på genomströmningshastigheten (Johansson, 2004). Troligtvis har endast en liten del av givan nått de angränsande bestånden då det rört sig om felkalkningar eller vindavdrift (Johan Ahlström, Länsstyrelsen i Västerbotten, pers. komm.). Kalkningen har också skett i anslutning till områden med naturligt låga koncentrationer av bor, vilket gör att borbrist uppkommer redan vid små begränsningar i tillgängligheten (Johansson, 2004). Risken för borbrist efter kalkning i sydvästra Sverige torde vara försumbar beroende på att kalkningen inte kommer att ske på torvmark, pH-ökningen blir lägre (se stycke 4.2.1) och depositionen av bor högre (Gustafsson, 1997).

Rottickan (*Heterobasidion annosum*) är den ekonomiskt sett allvarligaste skadegöraren på gran i Sverige och omkring 15 % av granarna i södra och mellersta Sverige är infekterade av rotticka (Barklund, 2007). Risken för rötangrepp orsa-



kade av rottickan är större på växelvis torra marker, vid hög bördighet eller kalkrik mark (Barklund, 2007). Därmed finns det en risk för att skogsmarkskalkning skulle kunna öka rötangrepp på gran (se litteratursammanställningar i Kreutzer, 1995 och Johansson m.fl., 1999). Rotröteangrepp har studerats i gamla kalkningsförsök samt vissa parcellförsök, inklusive Skogforsks parcellförsök (Stenlid och Bendz-Hellgren, 1996). Resultaten visade att det fanns en tendens till ökad rötfrekvens, jämfört med kontrollerna, i de två områden där kalk spridits för mer än 20 år sedan. I de yngre försöken fanns ingen tydlig skillnad mellan behandlingarna. Rötfrekvensen kunde inte korreleras till storleken på kalkgivan. Slutsatsen som drogs var att andra saker, exempelvis skogsskötsel, överskuggar kalkningseffekterna på kort sikt men att det i ett längre perspektiv finns en risk för ökad rottrötespridning i kalkade områden.

En studie av Gabrielsson (2004) pekar på att rådjur förekommer i högre frekvens i områden som behandlats med kalk och aska. Därmed skulle betetrycket kunna öka i kalkade områden. Inga sådana effekter framkom dock i en studie där beteskadorna följdes upp två år efter tillförsel av mineralnäringsämnen (kalk med tillsats av kalium, fosfor och sulfat) (Bergquist, 2003).

## 6.5 Rörlighet av tungmetaller

Skogsmarken har fungerat som en sänka för vissa föroreningar som förekommit eller förekommer i depositionen och därmed har lagren av vissa tungmetaller, exempelvis bly och kvicksilver, ökat. Markens pH påverkar lösligheten av ämnen och kalkning kan därför påverka risken för läckage (se litteratursammanställning i Munthe m.fl., 2001). Många metaller binder dessutom till organiskt material och till följd av detta spelar den ökade omsättningen av detta som kan uppkomma efter kalkning (se stycke 6.6) en viktig roll (Munthe m.fl., 2001). Vidare leder alla åtgärder som ökar lösligheten av organiskt kol till ökad mobilitet och transport av de flesta metaller. En viktig tungmetall i skogsbrukssammanhang är kvicksilver. Kvicksilver kan läcka från marken i form av organiskt bundet kvicksilver, som katjon eller giftigt metylkvicksilver. Om metylkvicksilver når ytvatten kan bioakkumulering ske i fisk och högre upp i näringskedjan, exempelvis hos fiskgjuse och människan.

Påverkan av skogsmarkskalkning på läckage av metylkvicksilver studerades inom Movib (Bishop m.fl., 2008). Inga effekter kunde detekteras på kort sikt, dvs. upp till ett år efter kalkningen (Bishop m.fl., 2008). Data för alla områden fanns dock ännu inte tillgängliga när avrapporteringen gjordes. En eventuell ökad utlakning av kvicksilver efter skogsmarkskalkning borde också dröja eftersom kalken rör sig långsamt genom markprofilen (se stycke 4.2.1). Det är därför inte möjligt att i dagsläget avfärda risken att skogsmarkskalkning kan påverka utlakningen av kvicksilver.

## 6.6 Utsläpp av växthusgaser

De tre gaser som står för den största delen av klimatförändringen är koldioxid, metan och lustgas. Skogsmark kan potentiellt utgöra en källa för alla dessa tre gaser genom att de kan produceras, men också konsumeras, av mikroorganismer som finns i mark. Eftersom kalkningen påverkar förhållandena för mikroorganis-

merna kan flödena av växthusgaserna påverkas. Effekterna på nettoflödet av växthusgaser mellan skogsmarken och atmosfären är dock antagligen små (se litteratursammanställning i Johansson m.fl., 1999).

Nedbrytningshastigheten av organiskt material i kalkade försök har studerats i laboratorium, genom mätningar av koldioxidavgång (Nilsson m.fl., 1996). Resultaten tyder på att nedbrytningshastigheten under det första året efter kalkning blir oförändrad för barrföna men ökar något för humus. Kalkdosen påverkar och effekten blev större med ökad kalkdos. Markens kolförråd har också studerats i de gamla kalkningsförsöken och resultaten indikerade att skogsmarkskalkning med givor på 3-20 ton per hektar kan leda till ökad nedbrytning i områden där man har en låg C/N-kvot i marken (se Nilsson m.fl., 1996 och litteratursammanställning i Johansson m.fl., 1999). Detta tyder på att koldioxidavgången skulle kunna öka vid kalkning i sydvästra Sverige där marken är kväverik.

Effekten av kalkningen på kolomsättningen studerades även inom Movib (Högbom m.fl., 2008). Skillnaderna i kolförråd i humus och mineraljorden ned till 20 cm djup var i de flesta fall  $\pm 10$  % i områden där 1,55-8,75 ton kalk per hektar tillförts 14-37 år tidigare. I ett område i södra Sverige var kolförrådet 20 % lägre i det kalkade området jämfört med det okalkade. Inga skillnader i kolförråd var dock statistiskt signifikanta.

I de två parcellförsöken i Halland där även CO<sub>2</sub>-respirationen på olika markdjup mättes minskade den genomsnittliga respirationshastigheten generellt med markdjup och den absoluta merparten av det avgivna kolet kom från förnaskiktet (Högbom m.fl., 2008). Respirationshastigheten i förnaskiktet skiljde sig inte signifikant mellan kalkade och okalkade områden i något av försöken. I det ena försöket var respirationshastigheten högre från humusskiktet och de översta 20 cm av mineraljorden i kalkade områden och det fanns en tendens till att respirationen var större när 2 ton kalk tillförts per hektar än knappt 4 ton. I det andra området fanns en tendens till att respirationshastigheten ökade med ökande giva men endast respirationen vid den högsta givan (8,75 ton per hektar) skilde sig signifikant från den okalkade kontrollen.

När respirationen räknades om till fältförhållanden i de två Hallands-områdena kunde inga signifikanta skillnader uppmätas (Högbom m.fl., 2008). En förklaring kan vara att detta är ett resultat av förhöjd respirationshastigheten under de 23 år som gått sedan behandling och att det nu finns ett mindre kolförråd i marken på de kalkade ytorna jämfört med de okalkade.

Avgången av växthusgaser från marken har även mätts direkt i fält i andra studier. I ett försök i Tyskland, där C/N-kvoten i marken var låg och upp till 30 ton kalk tillsatts per hektar, påverkades inte koldioxidavgången från marken på lång sikt (Borken och Brumme, 1997). Koldioxidavgången är dock summan av rotrespiration och nedbrytning och även om den totala koldioxidavgången inte påverkats kan omsättningen av organiskt material ha ökat om rotrespirationen minskat. Ökningar i nedbrytningshastighet så väl som minskningar i rotbiomassa har observerats efter kalkning (se litteratursammanställning i Borken och Brumme, 1997) så detta är en möjlig förklaring. Respiration från rötter och associerade mikroorganismer har också visat sig minska efter kvävegödning (Olsson m.fl., 2005) så om tillgången på kväve ökar efter kalkning (se stycke 6.3) kan detta förklara effekten.

Kalkning har även vistats påverka metanflödet mellan skogsmark och atmosfären (Borken och Brumme, 1997; Kasimir Klemedtsson och Klemedtsson, 1997; Butterbach-Bahl och Papen 2002). Skogsmark som varit sänkor för metan har fått både högre (Kasimir Klemedtsson och Klemedtsson, 1996; Borken och Brumme, 1997) och lägre (Butterbach-Bahl och Papen, 2002) upptag efter kalkningen. Även lustgasavgången från skogsmark påverkas men verkar snarast minska som ett resultat av kalkningen (Borken och Brumme, 1997; Klemedtsson m.fl., 1997).

## 7 Åtgärder för att begränsa negativa effekter

*Slutsats:*

*Sprid inte kalk på hyggen utan hyggesvegetation.*

*Undvik områden med känslig flora och fauna som kan ta skada av kalkningen.*

### 7.1 Heltäckande hyggesvegetation vid risk för kväveläckage

Trots att de studier som hittills genomförts indikerar att risken för ett ökat kväveläckage till ytvatten efter kalkning är relativt liten (se avsnitt 6.3) finns det anledning att visa särskild hänsyn vid kalkning i områden där C/N-kvoten kan antas vara låg (<25). Under en diskussion med expertgruppen framkom förslag på att kalk i inte bör spridas på hyggen med låg C/N-kvot om inte en heltäckande hyggesvegetation etablerats eller ett trädskikt lämnats i samband med slutavverkning.

### 7.2 Undanta områden med känslig flora och fauna

Fastmarkskalkning med låga kalkgivor har visat sig ha relativt små effekter på vegetationen (se stycke 6.2). Under en diskussion med expertgruppen framkom att det därmed inte finns någon anledning att genomföra inventeringar av potentiella kalkningsobjekt före behandlingen. Däremot bör områden med dokumenterade naturvärden undantas om det finns en risk för att kalkningen kan påverka de skyddsvärda intressena. Exempel på sådana områden är nyckelbiotoper med kalk- eller kvävekänslig flora. Till sådana områden bör även ett skyddsavstånd hållas så att kalk med säkerhet inte hamnar inom dem.

Även delar av avrinningsområden kan behöva undantas av miljö-/naturhänsyn. Huruvida kalkning generellt bör undvikas i ytvatten och i den bäcknära zonen diskuterades inom expertgruppen. Slutsatsen blev att det inte är möjligt att undvika att kalk hamnar i mindre vattendrag när spridningen genomförs med helikopter. Det är också svårare att få en jämn spridning av kalken om mindre delar av avrinningsområden undantas (se stycke 9.1). Eftersom kalkningen troligtvis inte kan ge upphov till skadligt höga pH-värden i vattendragen (jämför med ytvattenkalkning där dosen är betydligt högre) även om spridning direkt i mindre vattendrag förekommer, ansågs det onödigt att undanta dessa av naturhänsynsskäl. Den enda anledningen till att försöka undvika spridning direkt i ytvatten blir därmed att kalken snabbt transporteras vidare till större vattendrag och då inte ger den avsedda effekten. Kostnaden för att undvika spridning i vattendrag, i form av fördyrad planläggning osv. (se stycke 9.3), bedömdes dock bli högre än kostnaden för kalken som inte ger avsedd effekt.

Anledningar till att bäcknära zoner kanske borde undantas från kalkning baseras på att de ofta hyser värdefull flora och fauna. Dessutom försvinner kalken snabbt ifrån bäcknära zoner och ger därmed inte den avsedda mer långsiktiga effekten.

En uppföljning genomfördes dock av hur spridningen utförts i SKOKAL-områdena och det visade sig att kalk där spridits över hela bestånden (Stefan Anderson, Skogsstyrelsen, pers. komm.). Därmed verkar det troligt att den initiala positiva effekten som har påvisats efter kalkningen (se stycke 4.2.1) åtminstone delvis berodde på att kalk spridits i bäcknära zoner, och den effekten är önskvärd. Vidare visar studier att även påverkan på våtmarksfloran blir relativt liten vid låga kalkgivor (se stycke 6.2). Därmed drogs slutsatsen att det är bra om en spridningsfri zon på 20 meter hålls mot centralbäckar och större bäckar men att något generellt undantagande av bäcknära zoner inte behövs.

## 8 Uppföljning av spridning

*Slutsats:*

*Metoder har tagits fram för att följa upp spridning och kalkprodukt.*

*Ett rimligt krav att ställa på spridningsjämnhet är att den uppmätta medelgivan bör hamna inom intervallet 2,5-3,5 ton per hektar samt att variationskoefficienten är  $\leq 40\%$ .*

*Kalkprodukten bör testas i samband med att en ny entreprenör anlitas och spridningsjämnheten oftare, förslagsvis en gång i samband med varje spridningssäsong. Det viktigaste är dock att följa upp huruvida kalk har hamnat i undantagna områden. En sådan kontroll bör genomföras i samband med varje spridning som görs i anslutning till områden som undantagits av naturvårdsskäl.*

Inom Movib utvecklades ett uppföljningssystem för den praktiska spridningen. Syftet med uppföljningen är att kontrollera huruvida spridningsentreprenören genomfört arbetet enligt uppsatta riktlinjer. De faktorer som bedömdes vara viktiga att följa upp var:

- a. medelgiva samt spridningens jämnhet
- b. kalkens beskaffenhet m.a.p. kornstorlek och andel finsvans
- c. huruvida spridning skedde enligt spridningsplan

Kalkningen som genomfördes inom Movib följdes upp i sju områden. Målgivan var i samtliga fall 3 ton kalk per hektar (se Hjerpe m.fl., 2008 för mer information).

### 8.1 Spridningsjämnhet

En metod för att följa upp spridningsjämnheten utvecklades. Den utvecklade metoden jämfördes med Skogforsks metod för uppföljning av skogsgödsling (Jacobsson m.fl., 2005) med avseende på tidsåtgång och användarvänlighet. I Skogforsks metod samlas kalken in i håvar som placeras på en linje tvärs över spridningsstråken.

#### 8.1.1 Metod för att bestämma spridningsjämnhet

Metoden för uppföljning som togs fram byggde på att en föryngringsyta valdes ut inom varje spridningsområde. Inom ytan slumpades en startkoordinat fram. Nio stycken block lades sedan ut systematiskt i ett kvadratförband (rutnät) där förbandet (F) beräknades enligt:

$$F (m) = \sqrt{\frac{A}{9}}$$

där  $A$  är hyggets areal. I varje block placerades nio ugnsförmor i aluminium ( $\sim 2,5 \text{ dm}^2$ ) ut med 10 meters mellanrum. Antalet uppsamlingskärl som behövdes bestämdes med hjälp av ett initialt fälttest till 81.

När kärnen placerades ut i fält togs hinder bort som annars skulle påverka hur mycket kalk som hamnade i kärnen (exempelvis grenar som täckte över delar av kärnen). Helikopterpiloten kontaktades när placeringen av kärnen var klar varefter spridningen påbörjades. Helikopterpiloten hade därmed kännedom om att uppföljningsverksamhet bedrevs. Kalken som hamnat i formarna vägdes och givan beräknades genom att massan kalk i varje kärl dividerades med uppsamlingsarean och omräknades till ton per hektar.

För att få ett mått på hur jämnt kalken spridits beräknades variationskoefficienten ( $VK$ ).  $VK$  är standardavvikelsen ( $S$ ) för mätpunkterna i förhållande till medelgivan ( $\bar{G}$ ), uttryckt i procent.

$$VK = S / \bar{G} \times 100\%$$

Som exempel innebär en  $VK$  på 30 % att 2/3 av arealen tilldelas  $\pm 30$  % av den faktiska medelgivan.

Den inom Movib utvecklade metoden jämfördes med Skogforsks metod genom att de lades ut parallellt på en försöksyta. Under arbetets gång beräknades tidsåtgången. Efter spridningen samlades kärnen in för invägning och beräkning av medelgivan. Ett statistiskt test (t-test) användes för att kontrollera om medelgivorna beräknade med de olika metoderna skilde sig åt.

### 8.1.2 Utvärdering av kontroll av spridningsjämnhet

Både den metod som tagits fram inom Movib och Skogforsks metod bedöms ge ett tillräckligt stort stickprov. Detta innebär att den uppmätta medelgivan och  $VK$  kan användas vid utvärdering av spridningsarbetet. En rimlig medelgiva vid helikopterspridning bör enligt uppföljningen kunna ligga i intervallet 2,5-3,5 ton per hektar och spridningsjämnheten uttryckt som  $VK$  bör vara  $\leq 40$  %. Uppföljningar av spridningsjämnheten bedöms behövas i samband med varje ny spridningssäsong. Mer resultat från uppföljningen återfinns i stycke 9.1.2.

Det uppföljningssystem som tagits fram inom projektet fungerade i fält och de medelgivor som uppmättes skilde sig inte signifikant från dem som uppmättes med Skogforsks metod. Tidsåtgången var ungefär hälften så stor när Skogforsks metod användes och den var också lättare att arbeta med. Skogforsk metod erbjuder även en uppsamlingsyta som är ca 5 gånger större än ytan av 81 ugnsförmor, vilket borde generera ett stabilare medelvärde. Dock kräver Skogforsk metod längre framförhållning vad gäller införskaffande av utrustning. Den inom Movib utvecklade metoden innebär också andra fördelar. Användningen av aluminiumförmor gör att det är enkelt att bestämma provets torrsvikt. En torkning av proverna före invägning kan vara nödvändigt om kalkspridningen genomförs i samband med regn eller när luftfuktigheten är hög. Vidare finns möjligheten att arbeta med fuktad kalk om man vill bli av med finsvansen (se stycke 9.1.3) och även i detta fall kan kalken behöva torkas före invägning. Dock kan det finnas en risk för att

en viss del av kalken, framförallt grövre fraktioner, studsar ur insamlingskärnen eftersom ugnformarna har platt botten.

## 8.2 Siktanalys

Enligt upphandlingen för spridningen inom Movib skulle kalkmedlet ligga inom kornstorleksintervallet 0,2-2,0 mm. Finsvansen, dvs. andel kalk med en kornstorlek under 0,2 mm, skulle utgöra max 10 % av vikten. Ett siktprov användes för bedömning om kalkprodukten klarade kraven.

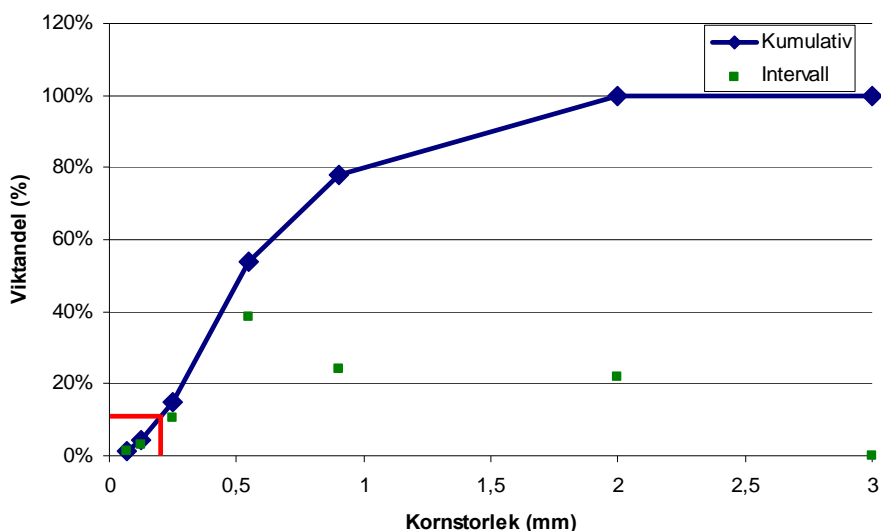
### 8.2.1 Metod för att bestämma kornstorleksfördelning

Kalk som samlats upp i behållare vid spridningsjämnhetsstudien (se stycke 8.1) användes efter torkning för att göra en kornstorleksanalys. 136,6 gram kalk vägdes in för analys. Provet skakades manuellt i en siktats med sju siktstorlekar (maskvidden 3:2:0,9:0,55:0,25:0,125 och 0,07 mm). För att kontrollera hur skakningstiden påverkade fraktionsfördelningen gjordes vägningar av varje fraktion efter 3, 5, 10 och 15 minuter.

### 8.2.2 Utvärdering av siktanalys

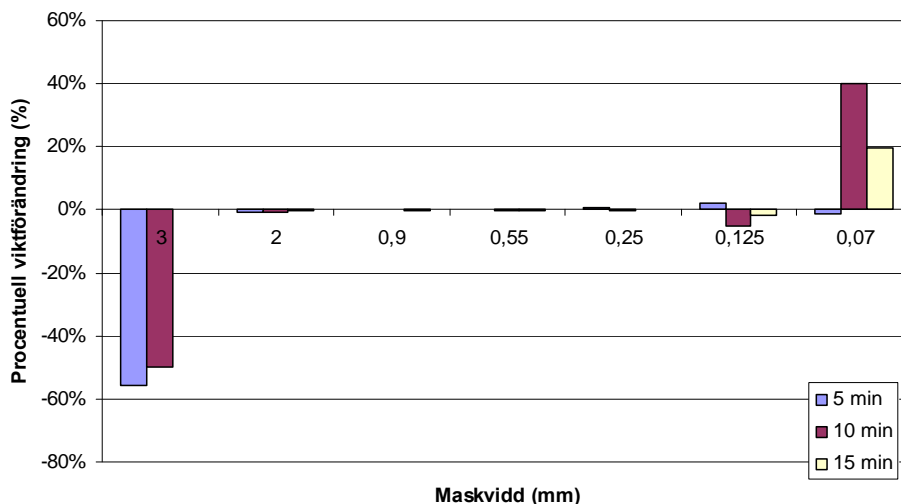
Kalken uppfyllde de krav som ställts i upphandlingen och test av kalkens kvalitet bedöms därför enbart behövas i samband med att en ny entreprenör anlitas.

Metoden som utvecklades för att testa kalken anses fungera. Siktanalysen gav ett lättöverskådligt resultat som visade att det analyserade provet klarade de uppsatta gränsvärdena med maximalt 10 % finsvans och högst 2 mm stora partiklar (Figur 15). Skakning i 10 minuter räckte för att erhålla ett stabilt resultat (Figur 16). I den finaste fraktionen skedde fortfarande en viktförändring mellan tiden 10 minuter och 15 minuter men den påverkade inte analysen av finsvans eftersom förändringar enbart skedde i de finare fraktionerna (under maskvidden 0,25 mm).



Figur 15. Siktkurva efter skakning under 15 minuter. De röda linjerna visar gränsvärdet för finsvansen.





Figur 16. De olika siktskålarna skakades manuellt och vägdes efter 3, 5, 10 och 15 minuter. Diagrammet visar procentuell förändring mellan de olika tidtagningarna.

### 8.3 Spridningskontroll

En stickprovsundersökning utvecklades för att kontrollera att planlagda områden behandlats och att områden som undantagits från kalkning, exempelvis nyckelbiotoper och våtmarker, inte kalkats.

#### 8.3.1 Metod för spridningskontroll

Tjugo besökspunkter lades ut slumpmässigt inom varje spridningsområde. GPS användes för att lokalisera punkterna i fält och en okulär kontroll av huruvida kalk fanns inom en radie av fem meter runt punkten genomfördes. En kontroll genomfördes också av undantagna områden. I denna prioriterades nyckelbiotoper och naturvärdesobjekt före områden med lägre naturvärden. Uppföljningen gjordes genom att områdets gränser först besiktades och därefter kontrollerades hela området för att skatta andelen av ytan som kalk hamnat på.

#### 8.3.2 Uppföljning av spridningskontroll

Uppföljningen av om kalk hamnat i de områden som skulle behandlas genomfördes i totalt 140 punkter inom sju avrinningsområden. Det fanns kalk i 135 av dessa punkter. Totalt kontrollerades 30 undantagna områden (0,5-5 hektar stora) och i sex av dessa hade det hamnat kalk. Därmed bedöms en kontroll av huruvida kalk hamnat i undantagna områden behövas i samband med varje spridning som genomförs i anslutning till områden som är känsliga av naturvårdsskäl. Mer resultaten från uppföljningen presenteras i stycke 9.1.3.

## 9 Problem som kan uppkomma i samband med den praktiska spridningen

### *Slutsats:*

*På runt 40 % av skogsmarksarealen i sydvästra Sverige anses kalkspridningen kunna genomföras med markgående spridare. På resterande arealer krävs helikopterspridning. Helikopterspridning kan minska precisionen i spridningen och det är svårare att undanta små känsliga områden. Samtidigt är risken mindre för att mekaniska skador uppkommer på mark och träd.*

*Spridning av kalk med markgående spridare ställer högre krav på planläggningen än helikopterspridning.*

*Spridning med helikopter är dyrare än markspridning men förberedelsearbetet kostar mindre.*

### 9.1 Problem vid helikopterspridning

#### 9.1.1 Logistik

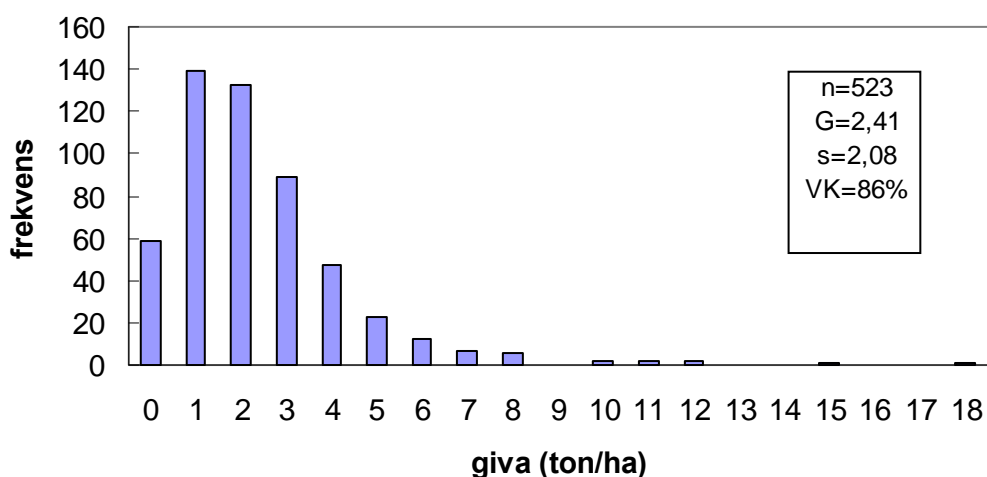
Helikopterspridning lämpar sig för kalkning av stora arealer. Stora sammanhängande områden behövs för att få bra förutsättningar rent spridningstekniskt. Flikar, så kallade bläckfiskarmar, bör undvikas. Objekten som ska kalkas bör ha en längd på minst 250-300 meter. Då kan helikopterns lass tömmas i ett drag vilket sparar flygtid.

I anslutning till områden som ska kalkas måste det finnas farbara vägar. Ju närmare spridningsområdet kalken kan förvaras desto kortare blir flygsträckan (och desto billigare spridningen).

Planering av spridningsområden bör ske med så lång framförhållning som möjligt. Detta skapar möjligheter att hitta billigaste transportlogistik, välja ut och förbereda lastplatser, ta fram nödvändigt kart- och planeringsunderlag och liknande. Ett allmängiltigt önskemål från entreprenörer är också att upphandlingar görs med treårigt, eller längre, perspektiv för att skapa förutsägbarhet och möjligheter till investeringar och utveckling.

#### 9.1.2 Spridningsjämnhet

Medelgivan varierade mellan 1,67 och 3,66 ton per hektar i de sju områden där kalkningen följdes upp (se stycke 8.1). Den totala medelgivan beräknat på alla avrinningsområden låg på 2,41 ton per hektar. När givan per hektar beräknades för enskilda formar varierade utfallet mellan 0 och 18 ton per hektar (Figur 17) och spridningsjämnheten, uttryckt som variationskoefficient, varierade mellan 39 % och 114 %.



Figur 17. Frekvensen av uppmätt kalkgiva ( $\bar{G}$ ) i aluminiumformarna ( $\sim 2,5 \text{ dm}^2$ ) för samtliga avrinningsområden avrundat till närmsta hela ton ( $n=523$ ).

Om det bedöms vara viktigt att kalken sprids jämnt inom området bör krav på detta ingå i upphandlingen. Målgivan bör i så fall kompletteras med gränsvärden för spridningsjämnhet (se stycke 8.1). Om produkten och spridningsmetoden anpassas borde det vara möjligt att uppnå samma spridningsjämnhet som vid kvävegödsling, dvs. en variationskoefficient på 20-30 % när en granulerad produkt och centrifugalspridare används. Detta skulle dock innebära en betydlig fördyring av kalkspridningen.

### 9.1.3 Kalk i undantagna områden

I uppföljningen visades att kalk kommit nästan överallt i de områden som skulle kalkas (135 av 140 punkter se stycke 8.3.2). Dock hade även sex av de 30 undantagna områdena som kontrollerades fått kalk på sig (se stycke 8.3.2). I ett fall handlade det om ett dammlager där givan ansågs vara så liten att den inte var mätbar och effekten därmed försumbar. I två fall hade 1-4 % av undantagna delområden inom större områden fått kalk på sig. I två fall fanns kalk inom en 15 m zon längs kanten på de undantagna områdena - en nyckelbiotop och en betesmark. I det sista fallet hade nästan ett helt undantaget våtmarksområde blivit behandlat. Kalkmängden var dock mindre än i intilliggande område som skulle kalkas.

Att kalkdamm hamnar i angränsande områden kan avhjälpas med att kalken fuktas eller att högre krav ställs på finsvansen. Detta innebär dock en extra kostnad som bör vägas mot den potentiella skada som kan orsakas av att kalkdamm hamnar i känsliga områden. Att undanta små arealer inom ett område som ska behandlas kan vara svårt, speciellt om objekten inte tydligt syns från luften utan måste registreras med hjälp av GPS. Om det är viktigt att kalk inte hamnar inom ett visst område kan skyddszoner behöva läggas i anslutning till detta, vilket kan innebära att även delar av det intilliggande området där kalk önskas undantas. Hur små objekt som kan undantas beror på dess form och placering inom åtgärdsområdet.

## 9.2 Problem vid markspridning

### 9.2.1 Åtkomst vid kalkspridning med markgående spridare

Markspridningen kan genomföras med större precision än helikopterspridning och mindre områden kan kalkas eller undantas. Samtidigt medför spridning från marken minskad åtkomst i planteringar, röjskogar, ogallrade bestånd, vid branta förhållanden, vid blöta förhållanden samt vid riklig förekomst av kultur- och fornlämningar. Med avseende på skogsmarkens fördelning på huggningsklasser samt markförhållanden som lutning och fuktighetsklass torde högst ca 40 % av den totala arealen kunna kalkas med markspridare (Hampus Holmström, Skogsstyrelsen, pers. komm.).

### 9.2.2 Skador vid kalkspridning med markgående spridare

Markspridning innebär även ökad risk för körskador på både träd och mark. Körskador på träd kan göra träden mer känsliga för skadeangrepp och markskador kan leda till ökade transporter av organiskt material och tungmetaller till vattendrag samt ökad risk för kväveutlakning.

För att undvika körskador i så stor utsträckning som möjligt bör markspridning genomföras i gallringsskog och så nära en föregående gallring att riset finns kvar på stickvägarna som skydd för rötter och rothalsar. Om spridningen sker lång tid efter gallring så ökar risken för skador på stammar och rötter och därmed också risken för angrepp av exempelvis rotticka. Föryngringsytor kan också vara lämpliga för markspridning eftersom stamskador kan undvikas. Dock bör det finnas en etablerad vegetation i områden som är kväverika för att inte risken för kväveläckage ska öka (se stycke 7.1). Markspridning bör undvikas i föryngringar där plantorna är högre än 50 cm i syfte att minska risken för skador på toppskotten. I röjningsskog är markspridning inget alternativ eftersom maskinen inte kan framföras utan att orsaka skador. Skaderisken i olika typer av bestånd (baserat på erfarenheter från askspridning) sammanfattas i Tabell 6.

**Tabell 6. Schema över skaderisk vid askspridning i gallring (Anders Pollack, Skogsstyrelsen, pers. komm.).**

Låg skaderisk	Hög skaderisk
nygallrat	ogallrat – gallrat för länge sedan
breda stickvägar	smala stickvägar
torra markförhållanden	blöta markförhållanden
planerat innan spridning	föraren planerar i samband med spridning

Närmast kalkupplagen blir slitaget som störst. För att undvika markskador även inom detta område bör upplagsplatsen placeras på mark med god bärighet. Det är generellt viktigt att anpassa tiden för körningen så att marken inte är blöt. Detta kan göras genom att ha en stor bank av objekt klara för kalkspridning och utifrån väderförhållanden välja en lämplig marktyp för spridning.

Dessutom ökar risken för skador på bilvägnätet genom en ökad transport av tunga fordon. Detta kan leda till ökade anspråk på ersättning från markägare / vägsamfälligheter vilket fördyrar åtgärden.

### **9.2.3 Ökade krav på planläggning**

Eftersom markspridning innebär en ökad risk för mekaniska skador på natur- och kulturmiljövärden ställer den större krav på planläggningen av ett avrinningsområde än helikopterspridning. Markspridning leder troligtvis också till ökade arbetsinsatser i form av informationsspridning och kontakter med markägare. Det krävs även att planläggarna har kännedom om vilka natur- och kulturvärden som bör undantas från spridning. Vidare krävs att planläggningspersonalen känner till terrängfordonens kapacitet vad gäller markfrigång, lutningstolerans, förmåga att köra på olika marktyper, användning av markskonare och tillfälliga överfarter.

### **9.3 Jämförelse av pris för helikopter- och markspridning**

Kalkprodukten och transport av kalk till spridningsområdena kostar lika mycket oavsett om kalken sprids via luften eller marken. Däremot skiljer sig både kostnaden för spridningen och kostnaden för planläggningen. Spridning av kalk med helikopter kostar i storleksordningen 650-750 kronor per ton (Ola Sterner, Airlift AB, pers. komm.) medan markspridningen ligger på 140-150 kronor per ton (Hampus Holmström, Skogsstyrelsen, pers. komm.). Planläggningen inför helikopterspridningen kostar runt 70 kronor per ton och planläggning av markspridning 100 kronor per ton (Hampus Holmström, Skogsstyrelsen, pers. komm.).

## 10 Slutsatser

Skogsstyrelsen tog fram ett förslag på åtgärdsprogram mot markförsurning och för ett uthålligt brukande av skogsmarken år 2001 (Skogsstyrelsen, 2001a). I åtgärdsprogrammet angavs ett antal frågeställningar som skulle lösas under en förberedelsefas (se stycke 2.1). När väl medel tilldelades fick Skogsstyrelsen en tredjedel av den finansiering som angetts behövas till förberedelsefasen i åtgärdsprogrammet och vidare ansågs mer fokus behövas på forskning och utvärdering. I den projektplan som Skogsstyrelsen och Naturvårdsverket kom överens om fick därför en prioritering göras.

Projektet har bidragit med mycket ny kunskap vilket gör att bättre svar kan ges på de frågor som listades i bakgrunden (se stycke 1.6). Nedan presenteras Skogsstyrelsens hållning i samband med att åtgärdsprogrammet togs fram, den kunskap som genererats sedan dess och de slutsatser som rapportförfattarna drar baserat på den nya kunskapen.

### **10.1 Är försurningsläget och återhämtningshastigheten i skogsmark sådant att det finns ett behov av åtgärder?**

#### **10.1.1 Behovet av åtgärder i åtgärdsprogrammet**

När Skogsstyrelsens förslag på åtgärdsprogram togs fram år 2001 var surt avrinningsvatten från skogsmark ett problem och försurningseffekten i sydvästra Sverige troddes sannolikt bestå i upp emot 100 år (Skogsstyrelsen, 2001a). Skogsstyrelsen ansåg då att åtgärder borde sättas in för att påskynda återhämtningen av marker som hade en långsam och ofullständig återhämtning och att dessa framför allt var belägna i sydvästra Sverige. Skogsstyrelsen gjorde bedömningen att det på kort sikt inte förelåg något överhängande behov av åtgärder på grund av försurningsrelaterade skador på den terrestra biologiska mångfalden eller på trädens produktion eller vitalitet. Målet för åtgärderna uttrycktes därmed som att skogsmarkens läckage av aluminium och vätejoner till yt- och grundvatten långsiktigt skulle minska till nivåer som inte gav upphov till skador på den biologiska mångfalden i vattensystemet (Skogsstyrelsen, 2001a). Detta förväntades uppnås genom att återhämtningen från antropogen försurning i mark, mindre sjöar och vattendrag i sydvästra Sverige skulle påskyndas (se stycke 2.1).

Inom åtgärdsprogrammet föreslogs att kriterier för oacceptabelt höga aluminium- och vätejonkoncentrationer skulle utvecklas. Även verktyg för att identifiera avrinningsområden som var i behov av åtgärder på grund av otillfredsställande återhämtning skulle tas fram, samt kriterier för områden där försurningen var naturlig och där åtgärder därmed inte skulle vidtas (Skogsstyrelsen, 2001a).

#### **10.1.2 Ny kunskap om behovet av åtgärder**

Sedan åtgärdsprogrammet formulerades har Naturvårdsverket utvecklat nya bedömningsgrunder för halter av oorganiskt aluminium i ytvatten (Fölster, 2007). Gränsen för höga halter går vid 50 µg per liter (se stycke 1.5) och skulle därmed kunna användas som ett riktvärde för skadlig halt. Den studie av oorganiskt alu-

minium och vattendrag som genomfördes inom Movib visar dock att halter på 50 µg per liter och över kan förekomma på många håll utanför sydvästra Sverige och därmed inte utgör en indikator för depositionsbetingad försurning (se stycke 3.3). Vidare har pH i ytvatten visats vara en bättre indikator för påverkan på biota än oorganiskt aluminium och den gräns som satts för antropogen påverkan är en pH-sänkning i ytvatten på 0,4 enheter jämfört med tillståndet 1860 (se stycke 1.2). Detta mått skulle således spegla förändringen bättre än ett absolut mått för aluminiumhalt, men är svårare att fastställa för enskilda avrinningsområden.

I samband med den fördjupade utvärderingen av miljö kvalitetsmålet ”Bara naturlig försurning” kartlades surhet och återhämtning i skogsmark (se stycke 3.1). Resultaten visade att det trots att skogsmarken återhämtat sig fortfarande finns stora arealer sur skogsmark i sydvästra Sverige. Det bör dock poängteras att sur skogsmark inte är synonymt med försurad. Modelleringsresultat indikerar att markens framtida återhämtning kommer att gå långsamt, i varje fall så länge skogsbruk bedrivs (se stycke 3.1).

Det finns också en hel del ytvatten som fortfarande är försurade. I den fördjupade utvärderingen av ”Bara naturlig försurning” anges att 3 % av de sjöar som inte kalkas är försurade och 5 % av andelen rinnsträcka (se avsnitt 3.2). I den studie av oorganiskt aluminium i mindre skogsvattendrag som genomfördes inom Movib visades att höga koncentrationer av oorganiskt aluminium var vanligt förekommande i vattendrag med avrinningsområden mindre än 500 ha (se stycke 3.2). Den modellering som gjorts inom Movib indikerar att återhämtningen av pH i ytvatten inte kommer att bli fullständig (se stycke 3.2) medan halterna av oorganiskt aluminium på de flesta håll däremot kommer att sjunka under 50 µg per liter inom de kommande 25-30 åren (se stycke 3.2). Skogsbruk kan dock inverka negativt på återhämtningen av ytvattnet, speciellt helträdsuttag utan kompensering av askåterföring men även konventionellt stamvedsuttag hämmar återhämtningen.

### **10.1.3 Författarnas slutsatser angående behovet av åtgärder**

Den nya kunskap som framkommit sedan Movib startades stödjer den tidigare uppfattningen att markens återhämtning från försurningen tar lång tid. Däremot indikerar resultaten att behovet av långsiktiga åtgärder för att påskynda återhämtningen av ytvattenkemin är mindre än vad man tidigare trott. Även om pH i ytvattnet inte återgår till förindustriella förhållanden kommer koncentrationerna av oorganiskt aluminium troligtvis i många fall att sjunka under 50 µg per liter inom några decennier utan åtgärder. Detta gäller under förutsättning att ett försurande skogsbruk inte bedrivs. Mot bakgrund av denna positiva utveckling anses inte långsiktiga åtgärder i syfte att påskynda ytvattnets återhämtning från försurning behövas. Däremot är åtgärder för att motverka skogsbrukets försurning viktiga.

## **10.2 Ger skogsmarkskalkning önskad effekt på mark- och vattenkemin?**

### **10.2.1 Effekten av skogsmarkskalkning i åtgärdsprogrammet**

I åtgärdsprogrammet föreslogs en tillförsel av 3 ton kalkverkan per hektar i form av 2 ton aska och 2 ton kalk eller andra produkter med lämplig kvalitet (Skogssty-

relsen, 2001a). Man hänvisade till studier som visat att den metoden hade positiva effekter på ytliga marklager och till modellberäkningar som visade att effekter skulle uppnås i ytvatten efter något till några decennier. Det fanns inga försök som följts tillräckligt länge för att se om de teoretiska långsiktiga effekterna skulle uppnås.

### 10.2.2 Ny kunskap om effekten av skogsmarkskalkning

Sedan åtgärdsprogrammet skrevs har vidare uppföljningar av mängden kalk som behövs för att kompensera för den sura depositionen samt effekter på vattenkemin i kalkade områden gjorts (se avsnitt 4). En tillförsel av 3 ton kalkverkan beräknas teoretiskt kunna kompensera för den antropogena sura depositionen på de flesta håll (se stycke 4.1), men beräkningar av den totala utbytbara aciditeten som gjordes inom Movib visar att kalkmängden i många fall inte räcker till för att höja markens pH över 5-5,5, under vilket mängden utbytbar aluminium ökar påtagligt (se stycke 4.2.1). Därmed är en tillförsel av 3 ton kalk per hektar i många fall inte tillräcklig för att reducera halterna av oorganiskt aluminium i ytvatten till nivåer under 50 µg per liter (se stycke 4.2.1).

Studier visar att skogsmarkskalkning med en giva på 3 ton per hektar ger en effekt på markkemin, inledningsvis i de översta markskikten och på längre sikt även djupare ned i marken (se stycke 4.2.1). I transektstudien som genomfördes inom Movib följdes vissa av SKOKAL-områdena upp 16 år efter kalkningen och grundvattenkemin hade påverkats ned till åtminstone 50 cm markdjup i delar av områdena (se stycke 4.2.1). Effekterna var dock små och återfanns inte alltid i alla delar av områdena. En snabb initial effekt på ytvatten, troligtvis orsakad av att kalk hamnat i utströmningsområden, har i många fall uppstått i direkt anslutning till kalkningen (se stycke 4.2.1). Det finns också indikationer på att en pH-höjning kvarstår efter den initiala effekten. Detta gäller i såväl SKOKAL-områdena, där en giva på 3 ton kalk användes, som i Nissadalen, där en giva på 4 ton kalk och 2 ton aska tillfördes fastmarken (se stycke 4.2.1). I den fördjupade utvärderingen av data från SKOKAL-områdena och okalkade referensområden undersöktes huruvida trenderna för försurningsrelaterade parametrar var monotont ökande eller minskande. Resultaten indikerade att återhämtning i vattenkemin på längre sikt var lika vanligt förekommande och lika snabba i okalkade områdena som i kalkade (se stycke 4.2.1). Metoden innebär dock att eventuella effekter som kvarstår efter de initiala kortvariga och större effekterna inte räknas in.

### 10.2.3 Författarnas slutsatser angående effekten av skogsmarkskalkning

Studierna som genomförts visar att en kalktillförsel på 3 ton per hektar ger en effekt på markkemin. Snabba initiala effekter på ytvatten har också uppkommit som ett resultat av skogsmarkskalkning men effekten inte är tillräckligt stor för att kunna sänka koncentrationerna av oorganiskt aluminium under 50 µg per liter. Däremot är det möjligt att kalkningen kan bidra till att halterna av oorganiskt aluminium snabbare hamnar under gränsen för extremt höga nivåer (dvs. 150 µg per liter). I pH-intervallet 4,6 till 5,4 kan även små pH-förändringar vara avgörande för att halten toxiskt oorganiskt aluminium ska öka (Fölster, 2007).

Genom att prognosen för naturlig återhämtning ser bättre ut nu än 2001 blir behovet av långsiktiga åtgärder i syfte att påskynda återhämtningen, så som skogs-



markskalkning, betydligt mindre. Det finns därmed inga skäl för att initiera en storskalig skogsmarkskalkning. Däremot kan åtgärden vara motiverad i områden där halterna av oorganiskt aluminium i ytvattnet är höga och våtmarks- eller ytvattenkalkning av någon anledning är olämpliga åtgärder. Om kalk tillförs i större mängder än 3 ton per hektar kan effekten på mark- och vatten bli större.

### **10.3 Är skogsmarkskalkning en kostnadseffektiv åtgärd?**

#### **10.3.1 Skogsmarkskalkningens kostnad i åtgärdsprogrammet**

I åtgärdsprogrammet diskuterades inte skogsmarkskalkningens kostnadseffektivitet (Skogsstyrelsen, 2001a). Däremot lyftes behovet av en samhällsekonomisk konsekvensanalys i den projektplan som Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen enades om.

#### **10.3.2 Ny kunskap om skogsmarkskalkningens kostnadseffektivitet**

I den samhällsekonomiska konsekvensanalys som genomfördes för skogsmarkskalkning testades tre olika scenarier för skogsmarkskalkningens effekt. För att skogsmarkskalkning genom markspredning skulle bli samhällsekonomiskt lönsam måste de värden åtgärden ger upphov till överstiga 2 100 kronor för det optimistiska scenariet och 19 500 kronor för mellanscenariet (se stycke 5.1). Det optimistiska scenariet ansågs inte vara realistiskt och i och med att markspredning enbart är möjligt på runt 40 % av den totala skogsmarksarealen i sydvästra Sverige blir den egentliga kostnaden, och därmed det värdet som nyttan måste ha, ännu högre (se stycke 5.1).

#### **10.3.3 Författarnas slutsats angående kostnadseffektivitet**

Den genomförda samhällsekonomiska konsekvensanalysen indikerar att skogsmarkskalkningen i stor skala inte är kostnadseffektivt. Slutsatsen beror i stor utsträckning på vilka antaganden som görs för kalkningseffekten. I det mest optimistiska scenariet antogs en effekt uppstå efter 15 år och resultera i att inga sjöar och vattendrag var försurade efter 35 år. Detta scenario verkar inte vara rimligt baserat på de effekter som uppmätts i fält. Data från SKOKAL-områdena indikerar att en initial effekt i många fall uppkommer snabbt men att totaleffekten blir betydligt lägre. Den kostnadseffektivitetsanalys som genomförts är inte applicerbar på detta mönster.

Det torde finnas omständigheter som gör skogsmarkskalkning, och dess effekter, kostnadseffektiva. Ett exempel kan vara ett område med flera mindre vattendrag som värdesätts högt, där det inte finns någon våtmark som lämpar sig för våtmarkskalkning, där skogsmarkskalkning kan genomföras med traktor och där förhållandena skulle gynnas av ett högre pH enligt det mönster som uppvisats i flera kalkade områden. En värdering av nyttan görs i sådana fall bäst av en kommun eller länsstyrelse som har kunskap om de lokala förhållandena.

## **10.4 Kan kalkningen ha negativa bieffekter som gör åtgärden olämplig?**

### **10.4.1 Negativa bieffekter av skogsmarkskalkning i åtgärdsprogrammet**

I åtgärdsprogrammet angavs att fastmarkskalkning med en långsamlös produkt tillförd i en mängd av motsvarande 3 ton kalkverkan per hektar hade begränsade negativa bieffekter (Skogsstyrelsen, 2001a). Högre doser eller mer lösliga produkter angavs medföra snabbare effekter men också större risker för negativa effekter på flora och fauna samt näringsutlakning från marken. Mer kunskap ansågs dock behövas om områden som bör undantas från kalkning av hänsyn till den terrestra floran och faunan, områden där risken för nitratutlakning är hög samt effekten av kalkning på rörligheten av metaller, främst kvicksilver.

### **10.4.2 Ny kunskap om skogsmarkskalkningens negativa bieffekter**

Även de studier som genomförts sedan åtgärdsprogrammet skrevs indikerar att risken för negativa effekter är tämligen små vid en tillförsel av 3 ton kalk per hektar (se avsnitt 6). En tillförsel av 3 ton kalk har inte gett upphov till några surstötter (se stycke 6.1) och när områden i sydvästra Sverige kalkats med 3 ton kalk har inte heller koncentrationerna av nitrat i ytvatten ökat i någon större utsträckning (se stycke 6.3). Däremot drogs slutsatsen att kalk inte bör spridas på hyggen utan markvegetation av försiktighetsskäl (se stycke 7.1). Det finns fortfarande inga belägg för att kalkningen skulle ge några påtagliga effekter på tillväxten eller trädens sårbarhet, varken positiva eller negativa (se stycke 6.4).

Inom Movib finansierades uppföljning av effekter på markvegetation efter kalkning samt en studie om effekter på mykorrhiza (se stycke 6.2). Risken för att en tillförsel av 3 ton kalk per hektar skulle orsaka skador på floran och faunan verkar vara liten. Inte ens större doser (4 ton kalk + 2 ton aska) har påverkat markfloran, varken på kort eller på lång sikt (se stycke 6.2). Inom Movib studerades också effekter på mykorrhiza men inte heller i detta fall återfanns några mer drastiska och påtagliga förändringar (se stycke 6.2).

En studie om läckage av metylkvicksilver finansierades och resultaten visade att läckaget åtminstone inte ökar på kort sikt (se stycke 6.5). Fortsatt uppföljning behövs dock eftersom effekter kan uppstå med tiden då kalken tränger djupare ned i marken. Avslutningsvis finansierades en studie om vilken effekt kalkningen kan ha på markens kollager (se stycke 6.6). Effekterna varierade mycket, ibland var kollagren större i kalkade än i okalkade områden och ibland mindre, men inte i något fall var skillnaderna signifikanta.

### **10.4.3 Författarnas slutsats angående skogsmarkskalkningens negativa bieffekter**

Negativa bieffekter verkar inte vare ett problem vid så låga givor som 3 ton per hektar. Om däremot högre givor än 3 ton per hektar börjar diskuteras bör man först fundera på vilka negativa effekter, främst på markvegetation, som är acceptabla.

## 10.5 Hur kan skogsmarkskalkning genomföras praktiskt?

### 10.5.1 Praktisk spridning i åtgärdsprogrammet

I åtgärdsprogrammet angavs att en relativt omfattande praktisk verksamhet skulle bedrivas under förberedelsefasen för att utveckla verktyg för det praktiska genomförandet (Skogsstyrelsen, 2001a). Huvudmetoden för åtgärden som föreslogs i åtgärdsprogrammet var en blandning av aska och kalk (2 + 2 ton).

I åtgärdsprogrammet föreslogs vidare samordning mellan fastmarksåtgärder och yt- och våtmarkskalkning (Skogsstyrelsen, 2001a). Fastmarksåtgärder skulle också kombineras med askåterföring. Kriterier och lämpliga doser för behandling av utströmningsområden skulle utvecklas inom förberedelsefasen.

### 10.5.2 Ny kunskap om praktisk spridning

Sedan åtgärdsprogrammet skrevs har askåterföringen i södra Sverige ökat i omfattning och när behandlingen inom projektet skulle genomföras fanns en fungerande marknad för askåterföring. Efterfrågan på aska var större än tillgången vilket innebar att en användning av aska inom projektet skulle öka konkurrensen om en redan begränsad resurs. Vidare betalar markägaren i vissa fall för återföring av aska som kompensation för uttag av avverkningsrester och det innebar ett pedagogiskt problem att markägare vars skogsmark skulle behandlas inom projektet skulle få askan gratis. Med anledning av detta beslutades att det inte var lämpligt att blanda askan och kalken och genomföra spridningen med hjälp av statlig finansiering. Ytterligare en aspekt som gjorde att idén frångicks var att det innebär en fördyring att blanda kalk och aska jämfört med att sprida produkterna var för sig. Förutom att en kostnad tillkommer för blandningen blir det dyrare att med helikopter sprida 4 ton material per hektar i stället för 3. En preliminär beräkning genomförd av spridningsentreprenören visade att det skulle bli billigare att näringsberika kalken och tillsätta baskatjoner och fosfor motsvarande vad som finns i 2 ton aska än att sprida ett extra ton per hektar med helikopter (Bengt Epperlein, SMA Mineral Logistik & Entreprenad, pers. komm.).

För den spridning som genomfördes inom Movib arbetade man i stället enligt principen att aska skulle spridas i de delar av avrinningsområdet som kunde markspridas medan övriga delar behandlades med kalk som spreds via helikopter. Inte heller denna metod visade sig falla väl ut. Genom att det rådde en brist på aska var det svårt att få askspridning genomförd i de avrinningsområden som Skogsstyrelsen valt ut för behandling och i vissa fall har askåterföringen ännu inte genomförts när denna rapport skrivs (Hjerpe m.fl., 2008).

Urvalet av områden som skulle behandlas inom Movib skedde tillsammans med länsstyrelserna i de olika regionerna och därmed samordnades skogsmarkskalkningen med ytvattenkalkning. Vissa länsstyrelser fick då även frågan om de kunde tänka sig att sprida kalk på våtmarker i avrinningsområdena för att komplettera skogsmarkskalkningen. Det ansågs dock inte lämpligt att ta nya våtmarker i anspråk för kalkningsåtgärder av naturvårdsskäl. Detta hindrar dock inte att områden där våtmarker tidigare kalkats prioriteras i urval av områden för åtgärder.

Vad gäller behandling av våtmarker har låga doser (4 ton kalk + 2 ton aska) visats vara relativt oproblematiske för markvegetationen (se stycke 6.2). Risken för skador vid en tillförsel av 3 ton kalk per hektar borde därmed vara liten. I SKOKAL-områdena där en initial effekt av kalken uppkom kort efter tillförseln ansågs denna bero på kalken som hamnat i utströmningsområden (se stycke 4.2.1) Därför drogs slutsatsen att utströmningsområden och bäcknära zoner inte generellt behöver undantas från kalkning (se stycke 7.2).

Genom den spridning som genomfördes inom Movib ökade kunskapen om begränsningar med helikopterspridning, exempelvis att små områden visade sig vara svåra att undanta (se stycke 9.1.1 och 9.1.3). Samtidigt är risken för mekaniska skador större vid markspridning (se stycke 9.2.2) vilket innebär ökade krav på planläggning (se stycke 9.2.3).

System för uppföljning av kalkning togs fram eller testades inom Movib (se avsnitt 8). Baserat på de uppföljningar som genomfördes drogs slutsatsen att spridningsjämnheten bör testas en gång per spridningssäsong (se stycke 8.1), kalkproduktens storlek när en ny entreprenör anlitas (se stycke 8.2) och huruvida kalk hamnat i undantagna områden i samband med alla spridningar i anslutning till bestånd som undantagits av naturvårdsskäl (se stycke 8.3).

#### **10.5.2 Författarnas slutsats angående praktisk spridning**

Baserat på den kunskap som tagits fram inom Movib har en vägledning för skogsmarkskalkning tagits fram (Anderson m.fl., 2008). I denna finns information om allt från kontakt med markägare, upphandling av kalk och uppföljning av spridningen i fält. I kombination med bakgrunden som presenteras i denna rapport utgör vägledningen en sammanställning av kunskap som behövs för att spridning ska kunna fungera praktiskt.

# 11 Litteratur/källförteckning

- Abrahamsson I. (2007) Vattenkemiska effekter från spridning av kalk och aska inom Fagerhultbäckens avrinningsområde. Rapport 2007:61, Länsstyrelsen, Västra Götalands Län.
- Abrahamsson I (2003) Förurning och åtgärdsbehov inom Rolfsåns avrinningsområde – en undersökning av vattenkvaliteten i små skogsbäckar 2002. Rapport 2003:24, Länsstyrelsen Västra Götaland.
- Akselsson C., Zetterberg T., Belyazid S., Westling O., Hellsten S., Moldan F., Kronnäs V. (2007) Underlagsrapport: Skogsbrukets förurningsbidrag. Bilaga 8. I: Bara naturlig förurning, Bilagor till underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålen. Rapport 5780, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Akselsson C., Westling O., Larsson P. E., Petersson P. (2000) Markvatten, barrkemi och träd tillväxt efter behandling med olika doser och sorter av kalk. Årsrapport 1999. Effekttuppföljning av Skogsstyrelsens program för kalkning och vitaliseringsgödsling av skogsmark. Rapport B1386, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Aneboda.
- Akselsson C., Larsson P. E., Westling O. (1998) Markkemi och markvatten i kalkad skog. Årsrapport 1997. Rapport B1318, Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning, Aneboda.
- Anderson S., Holmström H., Hagström J., Olsson P. (2008) Vägledning vid skogsmarkskalkning. Rapport 9:2008, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Anderson S., Hildingsson A. (2004) Effekttuppföljning skogsmarkskalkning tillväxt och trädvitalitet, 1990-2002. Rapport 1: 2004, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Andersson F., Hallbäcken L., Popović B. (1996) Kalkning och träd tillväxt. I: Skogsmarkskalkning Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. (Eds. Staaf m .fl.). Rapport 4559, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Aronsson J. A. (2003) En integrerad strategi för kalkning av avrinningsområden - Inverkan på vegetationen. I: Projekt Nissadalen – En integrerad strategi för kalkning och askspridning i hela avrinningsområden. (Eds. Wickström m.fl). Rapport 4:2003, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Barklund P. (2007) Rotticka, SkogsSkada. <http://www-skogsskada.slu.se/SkSkPub/MiPub/Sida/SkSk/Read/ReadDetails.jsp?DiagnosisID=54>
- Belyazid S., Westling O., Sverdrup H. (2006) Modelling changes in forest soil chemistry at 16 Swedish coniferous forest sites following deposition reduction. *Environmental Pollution* 144: 596-609.
- Bergquist J. (2003) Vitaliseringsgödsling med mineralnäringsämnen – kortsiktiga effekter på hjortdjurens betesmönster. Rapport nr 3, Asa försökspark, SLU.
- Bertills U. (1996) Naturvårdsverkets försök med skogsmarkskalkning – uppläggning och försöksområden. I: Skogsmarkskalkning Resultat och slutsatser

- från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. (Eds. Staaf m .fl.). Rapport 4559, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Bishop K., Nilsson M., Sörensen R. (2008) Mercury loading from forest to surface waters: The effects of forest harvest and liming. Rapport 3:2008, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Borken W., Brumme R. (1997) Liming practice in temperate forest ecosystems and the effects on CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes. Soil Use and Management 13: 251-257.
- Bosted G., Löfgren S., Innala S., Bishop K. (2008) Samhällsekonomisk konsekvensanalys av skogsmarks- och ytvattenkalkning. Rapport 2:2008, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Bostedt G, Löfgren S., Bishop K. (2007) Ytvattenkalkning kontra fastmarkskalkning – en kostnadseffektivitetsanalys. Arbetsrapport 362, Institutionen för skogsekonomi, SLU, Umeå.
- Buffam I. (2007) Linking Landscape Characteristics, Streamwater Acidity and Brown Trout (*Salmo trutta*) Distribution in a Boreal Stream Network. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.
- Butterbach-Bahl K., Papen H. (2002) Four years continuous record of CH<sub>4</sub>-exchange between the atmosphere and untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany. Plant and Soil 240: 77–90.
- Bäckman J. (2003) Nitrification and nitrifying bacterial communities in coniferous forest soils Effects of liming and clear-cutting. Dissertation No 809, Linköping Studies in Science and Technology, Linköping University, Linköping.
- Dise N.B., Matzner E., Gundersen P. (1998) Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. Water, Air and Soil Pollution 105: 143-154.
- EEA European Environmental Agency (2005) The European environment - State and outlook 2005. Report No 1/2005, EEA, Köpenhamn.
- Ekologgruppen (2007) Uppföljning av kalkningseffekter i skog – vegetation, delrapport 1. Ekologgruppen, Landskrona.
- Ekologgruppen (2006) Bottenfaunan i två bäckar inom Nissans avrinningsområde hösten 2006. Ekologgruppen, Landskrona.
- Ekologgruppen (2004) Bottenfaunan i två bäckar inom Nissans avrinningsområde hösten 2004. Ekologgruppen, Landskrona.
- Ekologgruppen (2003) Bottenfaunan i två bäckar inom Nissans avrinningsområde hösten 2003. Ekologgruppen, Landskrona.
- Ekologgruppen (2001) Bottenfaunan i två bäckar inom Nissans avrinningsområde hösten 2000. Ekologgruppen, Landskrona.
- Ekologgruppen (2000) Bottenfaunan i två bäckar inom Nissans avrinningsområde april och oktober 1999. Ekologgruppen, Landskrona.

- Ekologgruppen (1998) Bottenfaunan i två bäckar inom Nissans avrinningsområde april 1998. Ekologgruppen, Landskrona.
- Elfving B., Tegnhamar L. (1996) Trends of tree growth in Swedish forests 1953-1992: an analysis based on sample trees from the National Forest Inventory. *Scandinavian Journal of Forest Research* 11: 38-49.
- Eriksson E. (1996) Skogsmarkskalkningens effekter på grundvattnets beskaffenhet. I: Skogsmarkskalkning Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. (Eds. Staaf m .fl.). Rapport 4559, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Erland S., Andersson S. (1996) Ektomykorrhiza och skogsmarkskalkning. I: Skogsmarkskalkning Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. (Eds. Staaf m .fl.). Rapport 4559, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Erlandsson Å., Anderson S. (2005) Rapport från storminventering av stormdrabbade avrinningsområden inom Skogsstyrelsens effektuppföljningsprogram. Intern Skogsstyrelserapport.
- Fölster, J. (2007). Förslag till bedömningsgrunder för försurning i sjöar och vattendrag. Rapport 2007:9, Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala.
- Gabrielsson C. (2004) Effekter på älg och rådjur av kalk- och askspridning. Examensarbete Nr 130, Institutionen för naturvårdsbiologi, SLU, Uppsala
- Geibe C.E., Holmström S.J.M., Van Hees P.A.W., Lundström U.S. (2003) Impact of lime and ash applications on soil solution chemistry of an acidified podzolic soil. *Water, Air and Soil Pollution Focus* 3: 77-96.
- Gustafsson J.P., Karlton E., Lundström U., Westling O. (2001) Urvalskriterier för bedömning av markförsurning. Rapport 11 D: 2001, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Gustafsson M.E.R. (1997) Raised levels of marine aerosol deposition owing to increased storm frequency; a cause of forest decline in southern Sweden? *Agricultural and Forest Meteorology* 84: 169-177.
- Gundersen P., Schmidt I.K., Raulund-Rasmussen K. (2006) Leaching of nitrate from temperate forests – effects of air pollution and forest management. *Environmental Review* 14: 1-57.
- Hallbäcken L., Zhang L., Kruise A. (1996) Kalkningseffekter på skogsmarkens vegetation. I: Skogsmarkskalkning Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. (Eds. Staaf m .fl.). Rapport 4559, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Hindar A. (2005) Whole-catchment application of dolomite to mitigate episodic acidification of streams induced by sea-salt deposition. *Science of the Total Environment* 343: 35-49.
- Hindar A., Wright R. F., Nilsen P., Larssen T., Høgberget R. (2003) Effects on stream water chemistry and forest vitality after whole-catchment application of dolomite to a forest ecosystem in southern Norway. *Forest Ecology and Management* 180: 509-525.

- Hjerpe K., Olsson P. (2008) Åtgärder för ett uthålligt brukande av skogsmarken – resultat från studier finansierade inom Movib. Rapport 13:2008, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Hjerpe K., Anderson S., Zetterberg T., Klarqvist M., Olsson P., Holmström H. (2008) Områden som skogsmarkskalkats inom Skogsstyrelsens försöksverksamhet 2005-2007. Rapport 10:2008, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Högbom L., Persson T., Sikström U., Rosenberg O. (2008) Långtidseffekter av kalkning på skogsmarkens kol- och kväveförråd. Rapport 5:2008, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Högbom L., Nohrstedt H.-Ö., Persson T. (2001) Effekter på kvävedynamiken av markförsurning och motåtgärder. Rapport 11 E: 2001, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Jacobsson S., Pettersson F., Högbom L., Sikström U. (2005) Skogsgödsling – en handledning från Skogforsk. Stiftelsen Skogsbrukets Forskningsinstitut, Uppsala.
- Johansson M. B., Nilsson T., Olsson M (1999) Miljökonsekvensbeskrivning av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering. Rapport 1:1999, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Johansson O. (2004) Skogsskador till följd av våtmarkskalkning Omfattning och orsaker. Meddelande 6, Länsstyrelsen Västerbottens län, Umeå.
- Johansson O. (2002) Har skador på tallkronor något samband med kalkning? Examensarbete, Stencil Nr. 87, Institutionen för Skogsekologi, SLU, Umeå.
- Kasimir Klemedtsson Å., Klemedtsson L. (1997) Methane uptake in Swedish forest soil in relation to liming and extra N-deposition. *Biology and Fertility of Soils* 25: 296-301.
- Kjøller R., Clemmensen K. E. (2008) The impact of liming on ectomycorrhizal fungal communities in coniferous forests in Southern Sweden. Rapport 4:2008, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Klemedtsson L., Kasimir Klemedtsson Å., Moldan F., Weslien P. (1997) Nitrous oxide emission from Swedish forest soils in relation to liming and simulated increased N-deposition. *Biology and Fertility of Soils* 25: 290-295.
- Kreutzer K. (1995) Effects of forest liming on soil processes. *Plant and Soil* 168-169: 447-470.
- Larsson P-E., Ugglå E., Westling O. (2003a) Långsiktiga effekter av skogsmarkskalkning på mark- och markvattenkemi, Årsrapport 2001 Effektuppföljning av skogsstyrelsens program för åtgärder mot markförsurning. Rapport B 1524, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Aneboda.
- Larsson P. E., Westling O., Abrahamsson I. (2003b) En integrerad strategi för kalk- och askspridning i avrinningsområden. Vattenkemiska effekter av markbehandlingar. Rapport B 1435, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Aneboda.
- Larsson P. E., Akselsson C., Bengtsson R., Bjelke U. (1999) Biologiska effekter i kalkad skog. Årsrapport 1998. Effektuppföljning av Skogsstyrelsens pro-



- gram för kalkning och vitaliseringsgödsling av skogsmark. Rapport B 1343, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Aneboda.
- Larsson P. E., Westling O. (1997) Ytvatten i kalkade avrinningsområden. Årsrapport 1996. Effekttuppföljning av Skogsstyrelsens program för kalkning och vitaliseringsgödsling av skogsmark. Rapport B 1279, Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning, Aneboda.
- Likens G.E., Driscoll C.T., Busco D.C. (1996) Long-term effects of acid rain: response and recovery of a forest ecosystem. *Science* 272: 244-246.
- Lindroth, S. (1995) Skog och mark i Sverige Fakta från Riksskogstaxeringen. Institutionen för skogstaxering SLU och Kommentus förlag, Stockholm
- Lundell Y., Johannisson C., Högberg P. (2001) Ion leakage after liming or acidifying fertilization of Swedish forests – a study of lysimeters with and without active roots. *Forest Ecology and Management* 147: 151-170.
- Lång L. O., Klarqvist M., Zetterberg T. (2008) Bäckvattenkemin och avrinningsområdets karaktär i SKOKAL-områdena. Rapport B 1772, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Göteborg.
- Lång L.-O., Snäll S. (2005) Geologisk karakterisering av ett litet avrinningsområde vid Tostared, Marks kommun. Rapport 2005:11, SGU, Göteborg.
- Löfgren S., Zetterberg T., Hellsten S., Nisell J. (2008a) Aluminiumhalter i skogsbäckar och variationen med avrinningsområdenas egenskaper. Rapport 12:2008, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Löfgren S., Zetterberg T., Larsson P.-E., Cory N., Klarqvist M., Kronnäs V., Lång L.-O. (2008b) Skogsmarkskalkningen effekter på kemin i mark, grundvatten och ytvatten i SKOKAL-områdena 16 år efter behandling. Rapport 2008, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Mellblom M. (2006) Kalkning och askspridning på skogsmark - redovisning av arealer som ingått i Skogsstyrelsens försöksverksamhet 1989-2003. Rapport 1:2006, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Miljömålsrådet (2007) Sveriges miljömål. [www.miljomalsportalen.nu](http://www.miljomalsportalen.nu)
- Moldan F., Westling O., Munthe J. (1999) Geochemical modelling of acidification and recovery in forest soils and runoff waters. Rapport B 1223, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Göteborg.
- Munthe J, Johanson K.J., Skyllberg U., Tyler G. (2001) Effekter på tungmetallers och cesiums rörlighet av markförsurning och motåtgärder. Rapport 11G: 2001, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Naturvårdsverket (2007) Bara naturlig försurning Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. Rapport 5766, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2002) Kalkning av sjöar och vattendrag. Handbok 2002:1, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Skogslandskapet. Rapport 4917, Naturvårdsverket, Stockholm.

- Nettelbladt A., Westling O., Akselsson C., Svensson A., Hellsten S. (2006) Luftföroreningar i skogliga provytor - Resultat till och med september 2005. Rapport B 1682, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Göteborg.
- Nihlgård B., Popovic B., Fransman B., Bramryd T. (1996a) Kalkningseffekter på trädens näringstillstånd. I: Skogsmarkskalkning Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. (Eds. Staaf m .fl.). Rapport 4559, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Nihlgård B., Nilsson S.I., Popovic B., Bramryd T., Fransman B., Gyllin M., Ljungström M. (1996b) Markkemiska effekter av kalkning. I: Skogsmarkskalkning Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. (Eds. Staaf m.fl.). Rapport 4559, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Nilsson I., Persson T., Wirén A., Andersson S. (1996) Effekter av skogsmarkskalkning på markens organiska substans. I: Skogsmarkskalkning Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. (Eds. Staaf m .fl.). Rapport 4559, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Nohrstedt H.-Ö. (2002) Effects of liming and fertilization (N, PK) on chemistry and nitrogen turnover in acidic forest soils in SW Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* 139: 343-354.
- Nohrstedt H.-Ö. (1992) Soil Water Chemistry as Affected by Liming and N Fertilization at two Swedish Coniferous Forest Sites. *Scandinavian Journal of Forest Research* 7: 143-153.
- Olsson P., Linder S., Giesler R., Högborg P. (2005) Fertilization of boreal forest reduces both autotrophic and heterotrophic soil respiration. *Global Change Biology* 11: 1745–1753.
- Persson T., Andersson S., Chalupsky J., Clarholm M., Gahne B., Hyvönen R., Lundkvist H., Palmberg C., Rundgren S., Wirén A. (1996) Effekter av skogsmarkskalkning på markorganismerna. I: Skogsmarkskalkning Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. (Eds. Staaf m .fl.). Rapport 4559, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Persson T., Wirén A. (1996) Effekter av skogsmarkskalkning på kväveomsättning. I: Skogsmarkskalkning Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. (Eds. Staaf m .fl.). Rapport 4559, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Pleijel H., Bråkenhielm S., Ericson L., Finlay R., Hallingbäck T., Lundkvist H., Taylor A. (2001) Effekter på biologisk mångfald av markförsurning och motåtgärder. Rapport 11C: 2001, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Renberg I., Korsman T., Andersson N.J. (1993) A temporal perspective of lake acidification in Sweden. *Ambio* 22: 264-271.
- Ring E., Högbom L. (2006) Mindre läckage av nitratkväve efter markberedning. Resultat nr 21, 2006, Skogforsk, Uppsala.
- Schulze E.-D. (1989) Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest. *Science* 144: 776-783.
- Sikström U., Albrektsson A., Näsholm T., Bergh J. (2001) Effekter på skogsproduktion av markförsurning och motåtgärder. Rapport 11F: 2001, Skogsstyrelsen, Jönköping.

- Sikström U. (2001) Growth and nutrition of coniferous forests on acidic mineral soils- status and effects of liming and fertilisation. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp.
- Sikström U. (1993) Ingen tillväxtförändring efter kalkning med låga givor. Resultat nr 9, Skogforsk, Uppsala.
- Skogsstyrelsen (2001a) Åtgärder mot markförsurning och för ett uthålligt brukande av skogsmarken. Meddelande 4:2001, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen (2001b) Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödsling. Meddelande 2:2001, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skyllberg U., Jacks G., Westling O. (2001) Markförsurningsprocesser. Rapport 11 B: 2001, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Stendahl J. (2007) Underlagsrapport: Utvärdering av miljötilståndet och trender i skogsmark. Bilaga 2. I: Bara naturlig försurning, Bilagor till underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålen. Rapport 5780, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Stenlid J., Bendz-Hellgren M. (1996) Påverkar kalkning granens känslighet för rotröta? I: Skogsmarkskalkning Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. (Eds. Staaf m .fl.). Rapport 4559, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Taylor A.F.S., Finlay R.D. (2003) Effects of liming and ash application on below-ground ectomycorrhizal community structure in two Norway spruce forests. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 3: 63–76.
- Thelin G. (2006) Askåterföring till gran- och bokbestånd - effekter på näring, tillväxt, kvävedynamik och kolbalans. Rapport 965, Värmeforsk, Stockholm.
- Uggla E., Larsson P.E., Westling O. (2003) Markkemi i kalkad skog Lägesrapport 10 år efter kalkning. Rapport B 1536, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Aneboda.
- Warfvinge P., Bertills U. (2000) Naturens återhämtning från försurning – aktuell kunskap och framtidsscenarier. Rapport 5028, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Warfvinge P., Fransman B., Hultberg H., Nihlgård B., Westling O. (1996) I: Skogsmarkskalkning Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. (Eds. Staaf m .fl.). Rapport 4559, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Westling O., Zetterberg T. (2007) Recovery of Acidified streams in forests treated by total catchment liming. *Water, Air and Soil Pollution* 7: 347-356.
- Wickström H., Eriksson H., Berggren H., Westling O., Larsson P.E., Abrahamsson I., Aronsson J.-A., Pröjts J., Torle C., Stibe L., von Proschwitz T. (2003) Projekt Nissadalen – en integrerad strategi för kalkning och askspridning i hela avrinningsområden. Rapport 4:2003, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Zetterberg T. (2008) Långsiktiga effekter på vattenkemi och öringbestånd (*Salmo trutta*) efter ask- och kalkbehandling i hela avrinningsområden. Rapport B 1753, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Göteborg.

Zetterberg T., Akselsson C., Westling O. (2006a) Markvattenkemiska effekter vid spridning av kalk på skogsmark. Slutrapport från ett 12-årigt dosförsök. Rapport B 1652, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Göteborg.

Zetterberg T., Hellsten S., Belyazid S. Karlsson P.E., Akselsson C. (2006b) Regionala förutsättningar och miljörisker till följd av skogsmarksgödsling vid olika scenarier för skogsskötsel och kvävedeposition. Rapport B 1619, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Göteborg.

## Av Skogsstyrelsen publicerade Rapporter:

- 1988:1 Mallar för ståndortsbonitering; Lathund för 18 län i södra Sverige
- 1988:2 Grusanalys i fält
- 1990:1 Teknik vid skogsmarkskalkning
- 1991:1 Tätortsnära skogsbruk
- 1991:2 ÖSI; utvärdering av effekter mm
- 1991:3 Utboträffar; utvärdering
- 1991:4 Skogsskador i Sverige 1990
- 1991:5 Contortarapporten
- 1991:6 Participation in the design of a system to assess Environmental Consideration in forestry a Case study of the GREENERY project
- 1992:1 Allmän Skogs- och Miljöinventering, ÖSI och NISP
- 1992:2 Skogsskador i Sverige 1991
- 1992:3 Aktiva Natur- och Kulturvårdande åtgärder i skogsbruket
- 1992:4 Utvärdering av studiekampanjen Rikare Skog
- 1993:1 Skoglig geologi
- 1993:2 Organisationens Dolda Resurs
- 1993:3 Skogsskador i Sverige 1992
- 1993:5 Nyckelbiotoper i skogarna vid våra sydligaste fjäll
- 1993:6 Skogsmarkskalkning – *Resultat från en fyraårig försöksperiod samt förslag till åtgärdsprogram*
- 1993:7 Betespräglad äldre bondeskog – *från naturvårdssynpunkt*
- 1993:8 Seminarier om Naturhänsyn i gallring i januari 1993
- 1993:9 Förbättrad sysselsättningsstatistik i skogsbruket – *arbetsgruppens slutrapport*
- 1994:1 EG/EU och EES-avtalet ur skoglig synvinkel
- 1994:2 Hur upplever "grönt utbildade kvinnor" sin arbetssituation inom skogsvårdsorganisationen?
- 1994:3 Renewable Forests - Myth or Reality?
- 1994:4 Bjursåsprojektet - *underlag för landskapsekologisk planering i samband med skogsinventering*
- 1994:5 Historiska kartor - *underlag för natur- och kulturmiljövård i skogen*
- 1994:6 Skogsskador i Sverige 1993
- 1994:7 Skogsskador i Sverige – *nuläge och förslag till åtgärder*
- 1994:8 Häckfågelinventering i en åkerholme åren 1989-1993
- 1995:1 Planering av skogsbrukets hänsyn till vatten i ett avrinningsområde i Gävleborg
- 1995:2 SUMPSKOG – ekologi och skötsel
- 1995:3 Skogsbruk vid vatten
- 1995:4 Skogsskador i Sverige 1994
- 1995:5 Långsam alkalisering av skogsmark
- 1995:6 Vad kan vi lära av KMV-kampanjen?
- 1995:7 GROT-uttaget. Pilotundersökning angående uttaget av trädrester på skogsmark
- 1996:1 Women in Forestry – What is their situation?
- 1996:2 Skogens kvinnor – Hur är läget?
- 1996:3 Landmollusker i jämtländska nyckelbiotoper
- 1996:4 Förslag till metod för bestämning av prestationstal m.m. vid självverksamhet i småskaligt skogsbruk.
- 1997:1 Sjövatten som indikator på markförsurning
- 1997:2 Naturvårdsutbildning (20 poäng) Hur gick det?
- 1997:3 IR-95 – Flygbildsbaserad inventering av skogsskador i sydvästra Sverige 1995
- 1997:5 Miljeu96 Rådgivning. Rapport från utvärdering av miljeurådgivningen
- 1997:6 Effekter av skogsbränsleuttag och askåterföring – *en litteraturstudie*
- 1997:7 Målgruppsanalys
- 1997:8 Effekter av tungmetallnedfall på skogslevande landsnäckor (*with English Summary: The impact on forest land snails by atmospheric deposition of heavy metals*)
- 1997:9 GIS-metodik för kartläggning av markförsurning – *En pilotstudie i Jönköpings län*
- 1998:1 Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation
- 1998:2 Studier över skogsbruksåtgärdernas inverkan på snäckfaunans diversitet (*with English summary: Studies on the impact by forestry on the mollusc fauna in commercially used forests in Central Sweden*)
- 1998:3 Dalaskog - Pilotprojekt i landskapsanalys
- 1998:4 Användning av satellitdata – *hitta avverkad skog och uppskatta lövröjningsbehov*
- 1998:5 Baskatjoner och aciditet i svensk skogsmark - tillstånd och förändringar
- 1998:6 Övervakning av biologisk mångfald i det brukade skogslandskapet. *With a summary in English: Monitoring of biodiversity in managed forests.*
- 1998:7 Marksvampar i kalkbarrskogar och skogsbeten i Gotländska nyckelbiotoper
- 1998:8 Omgivande skog och skogsbrukets betydelse för fiskfaunan i små skogsbäckar
- 1999:1 Miljökonsekvensbeskrivning av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering
- 1999:2 Internationella konventioner och andra instrument som behandlar internationella skogsfrågor
- 1999:3 Målklassificering i "Gröna skogsbruksplaner" - betydelsen för produktion och ekonomi
- 1999:4 Scenarier och Analyser i SKA 99 - Förutsättningar

- 2000:1 Samordnade åtgärder mot försurning av mark och vatten - Underlagsdokument till Nationell plan för kalkning av sjöar och vattendrag
- 2000:2 Skogliga Konsekvens-Analyser 1999 - Skogens möjligheter på 2000-talet
- 2000:3 Ministerkonferens om skydd av Europas skogar - Resolutioner och deklamationer
- 2000:4 Skogsbruket i den lokala ekonomin
- 2000:5 Aska från biobränsle
- 2000:6 Skogsskadeinventering av bok och ek i Sydsverige 1999
- 2001:1 Landmolluskfaunans ekologi i sump- och myrskogar i mellersta Norrland, med jämförelser beträffande förhållandena i södra Sverige
- 2001:2 Arealförluster från skogliga avrinningsområden i Västra Götaland
- 2001:3 The proposals for action submitted by the Intergovernmental Panel on Forests (IPF) and the Intergovernmental Forum on Forests (IFF) - in the Swedish context
- 2001:4 Resultat från Skogsstyrelsens ekenkät 2000
- 2001:5 Effekter av kalkning i utströmningsområden *med kalkkross 0 - 3 mm*
- 2001:6 Biobränslen i Söderhamn
- 2001:7 Entreprenörer i skogsbruket 1993-1998
- 2001:8A Skogspolitisk historia
- 2001:8B Skogspolitiken idag - en beskrivning av den politik och övriga faktorer som påverkar skogen och skogsbruket
- 2001:8C Gröna planer
- 2001:8D Föryngring av skog
- 2001:8E Fornlämningar och kulturmiljöer i skogsmark
- 2001:8G Framtidens skog
- 2001:8H De skogliga aktörerna och skogspolitiken
- 2001:8I Skogsbilvägar
- 2001:8J Skogen sociala värden
- 2001:8K Arbetsmarknadspolitiska åtgärder i skogen
- 2001:8L Skogsvårdsorganisationens uppdragsverksamhet
- 2001:8M Skogsbruk och rennäring
- 2001:8O Skador på skog
- 2001:9 Projekterfarenheter av landskapsanalys i lokal samverkan – (LIFE 96 ENV S 367) Uthålligt skogsbruk byggt på landskapsanalys i lokal samverkan
- 2001:11A Strategier för åtgärder mot markförsurning
- 2001:11B Markförsurningsprocesser
- 2001:11C Effekter på biologisk mångfald av markförsurning och motåtgärder
- 2001:11D Urvalskriterier för bedömning av markförsurning
- 2001:11E Effekter på kvävedynamiken av markförsurning och motåtgärder
- 2001:11F Effekter på skogsproduktion av markförsurning och motåtgärder
- 2001:11G Effekter på tungmetallers och cesiums rörlighet av markförsurning och motåtgärder
- 2001:12 Forest Condition of Beech and Oak in southern Sweden 1999
- 2002:1 Ekskador i Europa
- 2002:2 Gröna Huset, slutrapport
- 2002:3 Project experiences of landscape analysis with local participation – (LIFE 96 ENV S 367) Local participation in sustainable forest management based on landscape analysis
- 2002:4 Landskapsekologisk planering i Söderhamns kommun
- 2002:5 Miljöriktig vedeldning - Ett informationsprojekt i Söderhamn
- 2002:6 White backed woodpecker landscapes and new nature reserves
- 2002:7 ÄBIN Satellit
- 2002:8 Demonstration of Methods to monitor Sustainable Forestry, Final report Sweden
- 2002:9 Inventering av frötäktssbestånd av stjärkek, bergesk och rödek under 2001 - Ekdöd, skötsel och naturvård
- 2002:10 A comparison between National Forest Programmes of some EU-member states
- 2002:11 Satellitbildsbaserade skattningar av skogliga variabler
- 2002:12 Skog & Miljö - Miljöbeskrivning av skogsmarken i Söderhamns kommun
- 2003:1 Övervakning av biologisk mångfald i skogen - En jämförelse av två metoder
- 2003:2 Fågelfaunan i olika skogsmiljöer - en studie på beståndsnivå
- 2003:3 Effektivare samråd mellan rennäring och skogsbruk -förbättrad dialog via ett utvecklat samrådsförfarande
- 2003:4 Projekt Nissadalen - En integrerad strategi för kalkning och askspridning i hela avrinningsområden
- 2003:5 Projekt Renbruksplan 2000-2002 Slutrapport, - ett planeringsverktyg för samebyarna
- 2003:6 Att mäta skogens biologiska mångfald - möjligheter och hinder för att följa upp skogspolitiken miljösmål i Sverige
- 2003:7 Vilka botaniska naturvärden finns vid torplämningar i norra Uppland?
- 2003:8 Kalkgranskogar i Sverige och Norge – förslag till växtsociologisk klassificering
- 2003:9 Skogsägare på distans - Utvärdering av SVO:s riktade insatser för utbör
- 2003:10 The EU enlargement in 2004: analysis of the forestry situation and perspectives in relation to the present EU and Sweden
- 2004:1 Effektoppföljning skogsmarkskalkning tillväxt och trädvitalitet, 1990-2002
- 2004:2 Skogliga konsekvensanalyser 2003 - SKA 03
- 2004:3 Natur- och kulturinventeringen i Kronobergs län 1996 - 2001

- 2004:4 Naturlig föryngring av tall
- 2004:5 How Sweden meets the IPF requirements on nfp
- 2004:6 Synthesis of the model forest concept and its application to Vilhelmina model forest and Barents model forest network
- 2004:7 Vedlevande arters krav på substrat - sammanställning och analys av 3.600 arter
- 2004:8 EU-utvidgningen och skogsindustrin - En analys av skogsindustrins betydelse för de nya medlemsländernas ekonomier
- 2004:9 Nytt nummer se 2005:1
- 2004:10 Om virkesförrådets utveckling och dess påverkan på skogsbrukets lönsamhet under perioden 1980-2002
- 2004:11 Naturskydd och skogligt genbevarande
- 2004:12 När vi skogspolitiken mångfaldsmål på artnivå? - Åtgärdsförslag för uppföljning och metodutveckling
- 2005:1 Access to the forests for disabled people
- 2005:2 Tillgång till naturen för människor med funktionshinder
- 2005:3 Besökarstudier i naturområden - en handbok
- 2005:4 Visitor studies in natureareas - a manual
- 2005:5 Skogshistoria år från år 1177-2005
- 2005:6 Vägar till ett effektivare samarbete i den privata tätortsnära skogen
- 2005:7 Planering för rekreation - Grön skogsbruksplan i privatägd tätortsnära skog
- 2005:8a-8c Report from Proceedings of ForestSAT 2005 in Borås May 31 - June 3
- 2005:9 Sammanställning av stormskador på skog i Sverige under de senaste 210 åren
- 2005:10 Frivilliga avsättningar - en del i Miljö kvalitetsmålet Levande skogar
- 2005:11 Skogliga sektorsmål - förutsättningar och bakgrundsmaterial
- 2005:12 Målbilder för det skogliga sektorsmålet - hur går det med bevarandet av biologisk mångfald?
- 2005:13 Ekonomiska konsekvenser av de skogliga sektorsmålen
- 2005:14 Tio skogsägares erfarenheter av stormen
- 2005:15 Uppföljning av skador på fornlämningar och övriga kulturlämningar i skog
- 2005:16 Mykorrhizasvampar i örtrika granskogar - en metodstudie för att hitta värdefulla miljöer
- 2005:17 Forskningsseminarium skogsbruk - rennärning 11-12 augusti 2004
- 2005:18 Klassning av renbete med hjälp av ståndortsboniteringens vegetationstypsindelning
- 2005:19 Jämförelse av produktionspotential mellan tall, gran och björk på samma ståndort
- 2006:1 Kalkning och askspredning på skogsmark - redovisning av arealer som ingått i Skogsstyrelsens försöksverksamhet 1989-2003
- 2006:2 Satellitbildsanalys av skogsbilvägar över våtmarker
- 2006:3 Myllrande Våtmarker - Förslag till nationell uppföljning av delmålet om byggande av skogsbilvägar över värdefulla våtmarker
- 2006:4 Granbarkborren - en scenarioanalys för 2006-2009
- 2006:5 Överensstämmer anmält och verkligt GROT-uttag?
- 2006:6 Klimathotet och skogens biologiska mångfald
- 2006:7 Arenor för hållbart brukande av landskapets alla värden - begreppet Model Forest som ett exempel
- 2006:8 Analys av riskfaktorer efter stormen Gudrun
- 2006:9 Stormskadad skog - föryngring, skador och skötsel
- 2006:10 Miljökonsekvenser för vattenkvalitet, Underlagsrapport inom projektet Stormanalys
- 2006:11 Miljökonsekvenser för biologisk mångfald - Underlagsrapport inom projekt Stormanalys
- 2006:12 Ekonomiska och sociala konsekvenser av stormen Gudrun **ännu inte klar**
- 2006:13 Hur drabbades enskilda skogsägare av stormen Gudrun - Resultat av en enkätundersökning
- 2006:14 Riskhantering i skogsbruket
- 2006:15 Granbarkborrens utnyttjande av vindfällan under första sommaren efter stormen Gudrun - (The spruce bark beetle in wind-felled trees in the first summer following the storm Gudrun)
- 2006:16 Skogliga sektorsmål i ett internationellt sammanhang
- 2006:17 Skogen och ekosystemansatsen i Sverige
- 2006:18 Strategi för hantering av skogliga naturvärden i Norrtälje kommun ("Norrtäljeprojektet")
- 2006:19 Kantzonens ekologiska roll i skogliga vattendrag - en litteraturöversikt
- 2006:20 Ägoslag i skogen - Förslag till indelning, begrepp och definitioner för skogsrelaterade ägoslag
- 2006:21 Regional produktionsanalys - Konsekvenser av olika miljöambitioner i länen Dalarna och Gävleborg
- 2006:22 Regional skoglig Produktionsanalys - Konsekvenser av olika skötselregimer
- 2006:23 Biomassaflöden i svensk skogsnäring 2004
- 2006:24 Trädbränslestatistik i Sverige - en förstudie
- 2006:25 Tillväxtstudie på Skogsstyrelsens obsytor
- 2006:26 Regional produktionsanalys - Uppskattning av tillgängligt trädbränsle i Dalarnas och Gävleborgs län
- 2006:27 Referenshägn som ett verktyg i vilt- och skogsförvaltning
- 2007:1 Utvärdering av ÄBIN
- 2007:2 Trädslagets betydelse för markens syra-basstatus - resultat från Ståndortskarteringen
- 2007:3 Älg- och rådjursstammarnas kostnader och värden
- 2007:4 Virkesbalanser för år 2004
- 2007:5 Life Forests for water - summary from the final seminar in Lycksele 22-24 August 2006
- 2007:6 Renskadorna i plant- och ungskog - en litteraturöversikt och analys av en taxeringsmetod
- 2007:7 Övervakning och klassificering av skogsvattendrag i enlighet med EU:s ramdirektiv för vatten - exempel från Emån och Öreälven

- 2007:8 Svenskt skogsbruk möter klimatförändringar
- 2007:9 Uppföljning av skador på fornlämningar i skogsmark
- 2007:10 Utgör kvävegödning av skog en risk för Östersjön? Slutsatser från ett seminarium anordnat av Baltic Sea 2020 i samarbete med Skogsstyrelsen
- 2008:1 Arenas for Sustainable Use of All Values in the Landscape - the Model Forest concept as an example
- 2008:2 Samhällsekonomisk konsekvensanalys av skogsmarks- och ytvattenkalkning
- 2008:3 Mercury Loading from forest to surface waters: The effects of forest harvest and liming
- 2008:4 The impact of liming on ectomycorrhizal fungal communities in coniferous forests in Southern Sweden
- 2008:5 Långtidseffekter av kalkning på skogsmarkens kol- och kväveförråd
- 2008:6 Underlag för en nationell strategi för skötsel och skydd av sumpskogar
- 2008:7 Regionala analyser
- 2008:8 Frötäkt och frötäktso mråden av gran och tall i Sverige
- 2008:9 Vägledning vid skogsmarkskalkning
- 2008:10 Områden som skogsmarkskalkats inom Skogsstyrelsens försöksverksamhet 2005-2007
- 2008:11 Inventering av ädellövplanteringar på stormhyggen från 1999 i Skåne
- 2008:12 Aluminiumhalter i skogsbäckar och variationen med avrinningsområdenas egenskaper
- 2008:13 Åtgärder för ett uthålligt brukande av skogsmarken - resultat från studier finansierade inom Movib
- 2008:14 Användningen av växtskyddsmedel inom skogsbruket
- 2008:15 Skogsmarkskalkning



## Av Skogsstyrelsen publicerade Meddelanden:

1991:2	Vägplan -90
1991:3	Skogsvårdsorganisationens uppdragsverksamhet – Efterfrågade tjänster på en öppen marknad
1991:4	Naturvårdshänsyn – Tagen hänsyn vid slutavverkning 1989–1991
1991:5	Ekologiska effekter av skogsbränsleuttag
1992:1	Svanahuvudsvägen
1992:2	Transportformer i väglöst land
1992:3	Utvärdering av samråden 1989-1990 /skogsbruk – rennärning
1993:2	Virkesbalanser 1992
1993:3	Uppföljning av 1991 års lövträdsplantering på åker
1993:4	Återväxttaxeringarna 1990-1992
1994:1	Plantinventering 89
1995:2	Gallringsundersökning 92
1995:3	Kontrolltaxering av nyckelbiotoper
1996:1	Skogsstyrelsens anslag för tillämpad skogsproduktionsforskning
1997:1	Naturskydd och naturhänsyn i skogen
1997:2	Skogsvårdsorganisationens årskonferens 1996
1998:1	Skogsvårdsorganisationens Utvärdering av Skogspolitiken
1998:2	Skogliga aktörer och den nya skogspolitiken
1998:3	Föryngringsavverkning och skogsbilvägar
1998:4	Miljöhänsyn vid föryngringsavverkning - Delresultat från Polytax
1998:5	Beståndsanläggning
1998:6	Naturskydd och miljöarbete
1998:7	Röjningsundersökning 1997
1998:8	Gallringsundersökning 1997
1998:9	Skadebilden beträffande fasta fornlämningar och övriga kulturmiljövärden
1998:10	Produktionskonsekvenser av den nya skogspolitiken
1998:11	SMILE - Uppföljning av sumpskogsskötsel
1998:12	Sköter vi ädellövskogen? - Ett projekt inom SMILE
1998:13	Riksdagens skogspolitiska intentioner. Om mål som uppdrag till en myndighet
1998:14	Swedish forest policy in an international perspective. (Utfört av FAO)
1998:15	Produktion eller miljö. (En mediaundersökning utförd av Göteborgs universitet)
1998:16	De trädbevuxna impedimentens betydelse som livsmiljöer för skogslevande växt- och djurarter
1998:17	Verksamhet inom Skogsvårdsorganisationen som kan utnyttjas i den nationella miljöövervakningen
1998:18	Auswertung der schwedischen Forstpolitik 1997
1998:19	Skogsvårdsorganisationens årskonferens 1998
1999:1	Nyckelbiotopsinventeringen 1993-1998. Slutrapport
1999:2	Nyckelbiotopsinventering inom större skogsbolag. En jämförelse mellan SVOs och bolagens inventeringsmetodik
1999:3	Sveriges sumpskogar. Resultat av sumpskogsinventeringen 1990-1998
2001:1	Skogsvårdsorganisationens Årskonferens 2000
2001:2	Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödsling
2001:3	Kontrollinventering av nyckelbiotoper år 2000
2001:4	Åtgärder mot markförsurning och för ett uthålligt brukande av skogsmarken
2001:5	Miljöövervakning av Biologisk mångfald i Nyckelbiotoper
2001:6	Utvärdering av samråden 1998 Skogsbruk - rennärning
2002:1	Skogsvårdsorganisationens utvärdering av skogspolitikens effekter - SUS 2001
2002:2	Skog för naturvårdsändamål – uppföljning av områdesskydd, frivilliga avsättningar, samt miljöhänsyn vid föryngringsavverkning
2002:3	Recommendations for the extraction of forest fuel and compensation fertilising
2002:4	Action plan to counteract soil acidification and to promote sustainable use of forestland
2002:5	Blir er av
2002:6	Skogsmarksgödsling - effekter på skogshushållning, ekonomi, sysselsättning och miljön
2003:1	Skogsvårdsorganisationens Årskonferens 2002
2003:2	Konsekvenser av ett förbud mot permetrinbehandling av skogsplanter
2004:1	Kontinuitetsskogar - en förstudie
2004:2	Landskapsekologiska kärnområden - LEKO, Redovisning av ett projekt 1999-2003
2004:3	Skogens sociala värden
2004:4	Inventering av nyckelbiotoper - Resultat 2003
2006:1	Stormen 2005 - en skoglig analys
2007:1	Övervakning av insektsangrepp - Slutrapport från Skogsstyrelsens regeringsuppdrag
2007:2	Kvävegödsling av skogsmark
2007:3	Skogsstyrelsens inventering av nyckelbiotoper - Resultat till och med 2006
2007:4	Fördjupad utvärdering av Levande skogar
2008:1	Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk

### **Beställning av Rapporter och Meddelanden**

Skogsstyrelsen,  
Förlaget  
551 83 JÖNKÖPING  
Telefon: 036 – 35 93 40  
vx 036 – 35 93 00  
fax 036 – 19 06 22  
e-post: [forlaget@skogsstyrelsen.se](mailto:forlaget@skogsstyrelsen.se)  
[www.skogsstyrelsen.se](http://www.skogsstyrelsen.se)

I Skogsstyrelsens författningssamling (SKSFS) publiceras myndighetens föreskrifter och allmänna råd. Föreskrifterna är av tvingande natur. De allmänna råden är generella rekommendationer som anger hur någon kan eller bör handla i visst hänseende.

I Skogsstyrelsens Meddelande-serie publiceras redogörelser, utredningar m.m. av officiell karaktär. Innehållet överensstämmer med myndighetens policy.

I Skogsstyrelsens Rapport-serie publiceras redogörelser och utredningar m.m. för vars innehåll författaren/författarna själva ansvarar.

Skogsstyrelsen publicerar dessutom fortlöpande: Foldrar, broschyrer, böcker m.m. inom skilda skogliga ämnesområden.

Skogsstyrelsen är också utgivare av tidningen Skogseko.

Skogsstyrelsen har bedrivit försöksverksamhet kring åtgärder mot markförsurning under drygt 15 år. Hösten 2004 beslutade regeringen att via Naturvårdsverkets kalkningsanslag avsätta medel till Skogsstyrelsens arbete med åtgärder mot skogsmarksförsurning. Skogsstyrelsen arbetade, i samråd med Naturvårdsverket, fram en projektplan för perioden 2005 till 2007. Den största delen av pengarna användes till finansiering av studier samt spridning av kalk.

Denna rapport utgör en sammanställning av de resultat som tagits fram i studier, både sådana som finansierats inom projektet och andra relevanta undersökningar, de erfarenheter som vunnits genom den praktiska spridningen samt de slutsatser som dragits under diskussioner med den expertgrupp som kopplades till projektet.