



DIREKTORATET FOR  
NATURFORVALTNING

UTREDNING



DN-utredning 5-2012

# Terrengkalking for å redusere surhet og tilførsel av aluminium til vassdrag

Terrengkalkingsprosjektets oppsummeringsrapport

# Terrengkalking for å redusere surhet og tilførsel av aluminium til vassdrag

Terrengkalkingsprosjektets oppsummeringsrapport

DN-utredning 5-2012

**Utgiver:**

Direktoratet for naturforvaltning

**Dato:** Juni 2012

**Antall sider:** 152

**Emneord:**

Terrengkalking, vannkjemi, vegetasjon, skog

**Keywords:**

Terrestrial liming, water chemistry, vegetation, forest

**Bestilling:**

Direktoratet for naturforvaltning,  
postboks 5672 Sluppen, 7485 Trondheim  
Telefon: 73 58 05 00  
Telefaks: 73 58 05 01  
[www.dirnat.no/publikasjoner](http://www.dirnat.no/publikasjoner)

**Refereres som:**

Atle Hindar (red.),  
Kjetil Tørseth (NILU), Wenche Aas (NILU),  
Lene Sørli Heier (NLH), Brit Salbu (NLH),  
William Standring (NLH), Hans-Christian  
Teien (NLH), Vegar Bakkestuen (NINA),  
Tor Erik Brandrud (NINA), Per Arild  
Aarrestad (NINA), Frode Kroglund (NIVA),  
Thorjorn Larssen (NIVA), Petter Nielsen  
(Skogforsk) og Per S. Krokan (eget firma).  
Terrengkalking for å redusere surhet og  
tilførsel av aluminium til vassdrag.  
Utredning for DN 5-2012. Direktoratet  
for naturforvaltning.

ISBN (Trykt): 978-82-8284-057-6

ISBN (PDF): 978-82-8284-058-3

ISSN (Trykt): 0804-1504

ISSN (PDF): 1891-4616

**Layout:** Guri Jermstad AS

**Foto forside:** Atle Hindar

**EKSTRAKT:**

Rapporten oppsummerer Terrengkalkingsprosjektets resultater. Prosjektet ble startet for å teste terrengkalking som tiltak mot forurensningseffekter i vassdrag. Vannkjemi, jordkjemi, biologiske og økonomiske forhold er undersøkt. Denne kalkingsteknikken er brukt ved fullskala forsøk i tre forsøksfelt; Gjerstad i Aust-Agder, Suldal i Rogaland og i Flekke-Guddalvassdraget i Sogn og Fjordane. Feltene ble kalket med grovdolomitt i hhv. 1994, 1998 og 1999. Det er derfor en begrenset periode som ble undersøkt, men vannkjemiske data fra Gjerstad har gitt grunnlag for å modellere utviklingen framover. Resultatene viser at de vannkemiske effektene ved doser på 2-3 tonn/ha er svært gode; giftig aluminium reduseres til akseptable nivåer og den oppnådde vannkvaliteten er stabil over flere år, også i de sjøsaltutsatte feltene på Vestlandet. Det er funnet kalkingsrelaterte skader på moser og lav, særlig på nedbørmyrer. Kalkingen virker generelt veksthemmende på flere planter de første år etter kalking, mens få arter profiterer på kalking. Artssammensetningen i skog endret seg lite, mens det var en betydelig nedgang i fruktlegemeproduksjon av mykorrhizasopp. Det er ikke funnet effekter på trærnes tilvekst eller vitalitet. Terrengkalking er et dyrere tiltak enn andre kalkingstiltak, og bør derfor bare brukes etter nærmere vurderinger av nytteverdien. Anbefalinger om kalktype og kalkdose, samt sårbare naturtyper som ikke bør kalkes er gitt.

**ABSTRACT:**

This report summarizes the results of the Terrestrial liming project. The project was started to test liming of whole catchments as a measure to reduce acid rain effects in watercourses. Water chemistry, soil chemistry, biological and economic relations have been investigated. Full scale experiments were performed at three sites; Gjerstad in Aust-Agder County, Suldal in Rogaland County and Flekke-Guddal in Sogn og Fjordane County. The catchments were limed with relatively coarse-grained dolomite powder in 1994, 1998 and 1999, respectively. Thus, the liming effects were followed over a limited amount of time. However, future water chemistry following liming was modeled based on the Gjerstad data. The results show very good effects on stream-water chemistry at doses of 2-3 tons/ha; toxic aluminium was reduced to acceptable levels and the achieved water quality was stable over several years, also in the sea-salt affected areas in the western parts of Norway. Liming-related effects have been found on mosses and lichens, especially on marshes highly influenced by precipitation. Liming on dry land generally seems to inhibit growth in several plant species during the first years after liming, while few species seem to profit from liming. There were few changes in the species composition in forests, while a considerable decrease in the production of fruit bodies of mycorrhizal fungi was seen. No effects have been found on growth or vitality of trees. Whole-catchment liming is more expensive than other liming measures, and should only be considered based on a cost-benefit analysis. Recommendations regarding liming material, doses and vulnerable habitats are given.

# Forord

Terrengkalkingsprosjektet ble opprettet av Direktoratet for naturforvaltning (DN) i 1997. Undersøkelsene har foregått i tre geografisk atskilte prosjekter som er Gjerstadvassdraget i Aust-Agder, Suldalsvassdraget i Rogaland og i Guddalsvassdraget i Sogn og Fjordane.

Gjennomføringen av Terrengkalkingsprosjektet har vært organisert med en styringsgruppe som har fungert som rådgivende organ for DN. Roy M. Langåker har koordinert prosjektet i DN. Det har vært en egen FoU-gruppe med Atle Hindar som leder. Finansieringen har hovedsakelig vært basert på tilskudd fra DN, men de deltakende institutter har hele tiden brukt midler fra basisbevilgning eller andre interne ressurser. Landbruksdepartementet har finansiert skogundersøkelsene.

Prosjektet ble startet for å teste terrengkalking som tiltak mot forsuringseffekter i vassdrag, og det ble gjennomført fullskala forsøk i tre forsøksfelt som ble kalket i hhv. 1994, 1998 og 1999. Det har vært en relativt brei faglig innsats for å dokumentere relevante ønskede og uønskede sideeffekter av terrengkalking. Undersøkelsene har omfattet vannkjemi, jordkjemi, klima, hydrologi, økonomi, kalkingsteknikk og biologi. De biologiske undersøkelsene har omfattet undersøkelser av fisk og bunndyr i vassdragene og undersøkelser av terrestrisk vegetasjon, skogproduksjon og sopp i tiltaksfelt og referansefelt. Rapporten omfatter resultater fram til 2004, men vannkemiske data fra Gjerstad gav grunnlag for å modellere utviklingen framover. Rapporten har ikke blitt publisert før nå, på grunn av at DN ønsket å supplere de økonomiske analysene i rapporten. DN har bestemt å gi ut rapporten, og gjøre nødvendige økonomiske analyser i aktuelle nye prosjekter der en vil vurdere om dosererking eller terrengkalking er økonomisk mest fordelaktig. DN vil med dette takke alle som har bidratt i gjennomføringen av prosjektet.

Trondheim, juni 2012

Yngve Svarte  
direktør, avdeling for artsforvaltning

# Forord

Terrengkalkingsprosjektet ble opprettet av Direktoratet for naturforvaltning (DN) i 1997, dels som en videreføring av elementer i forskningsprosjektet "Miljøtiltak i skog", dels med nye forskningsaktiviteter.

Undersøkelsene har foregått i tre geografisk atskilte prosjekter. Gjerstadprosjektet i Aust-Agder ble etablert i 1993, mens prosjektene i Suldal i Rogaland og i Flekke-Guddal i Sogn og Fjordane, ble opprettet i hhv. 1996 og 1998.

Gjennomføringen av Terrengkalkingsprosjektet har vært organisert i en egen FoU-gruppe med Atle Hindar som leder, mens en styringsgruppe har fungert som rådgivende organ for DN og på den måten vært med å koordinere aktivitetene i prosjektet.

Finansieringen har hovedsakelig vært basert på tilskudd fra DN, men de deltakende institutter har hele tiden brukt midler fra basisbevilgning eller andre interne ressurser. Landbruksdepartementet har finansiert skogundersøkelsene.

Liv Bente Skancke, NIVA, har samlet inn og satt sammen alle bidragene i rapporten. I alle forsøksområder har vi fått god hjelp fra grunneiere og lokalbefolkning til prøvetaking og diverse annet arbeid. Vi vil spesielt takke Olav Fjærbu i Gjerstad for velvillig utleie av skogareal og for prøvetaking. Takk også til Hans Olav Skåre, Oddleif Yndestad og Bjarne Huseklepp for prøvetaking og annen assistanse. Disse og andre bidragsytere er nevnt under de ulike kapitlene i rapporten.

Grimstad, 2. februar 2004

Atle Hindar

# Innhold

<b>1</b>	<b>Terrengkalkingsprosjektets hovedkonklusjoner</b>	<b>8</b>
1.1	Bakgrunn	8
1.2	Hovedresultater	8
1.3	Anbefaling	9
<b>2</b>	<b>Nedbør- og kronedryppkjemi i Hovlandsdalen og Espedalen</b>	<b>10</b>
2.1	Innledning	10
2.2	Prøvetaking	10
2.3	Resultater	10
2.4	Referanser	13
<b>3</b>	<b>Effekter på vannkjemi etter terrengkalking i Hovlandsdalen</b>	<b>14</b>
3.1	Bakgrunn	14
3.2	Områdebeskrivelse og kalking	14
3.3	Nedbør og hydrologi	16
3.4	Vannkjemi	17
3.5	Referanser	24
<b>4</b>	<b>Vannkemiske endringer og effekter på smolt under flom i Hovlandselven – effekt av terrengkalking</b>	<b>25</b>
4.1	Innledning	25
4.2	Eksperimentelt arbeid	25
4.2.1	Overflatejord	25
4.2.2	Feltforsøk med fisk	25
4.3	Resultater og diskusjon	26
4.3.1	Effekter på jord	26
4.3.2	Nedbør	27
4.3.3	Forsøkene i Espedalselven	28
4.3.4	Forsøkene i Hovlandselven	32
4.3.5	Effekt av terrengkalking under sjøsaltepisoder	34
4.4	Konklusjon	36
4.5	Referanser	37
<b>5</b>	<b>Effekter på vegetasjon og jord etter terrengkalking i Hovlandsdalen, Flekke-Guddal</b>	<b>38</b>
5.1	Innledning	38
5.2	Områdebeskrivelse	38
5.3	Kalking og analyseår	39
5.4	Materiale og metoder	39
5.4.1	Overvåkingfeltet i skog og jordsmonnsanalyser	39
5.4.2	Registrering av skader på levermosen storstylte <i>Bazzania trilobata</i>	40
5.4.3	Overvåking av skadet myrvegetasjon	40
5.4.4	Databehandling	40
5.5	Resultater	41
5.5.1	Endringer i analyserutenes artssammensetning	41
5.5.2	Endringer i enkeltarters mengde	46
5.5.3	Registrering av skader på levermosen storstylte <i>Bazzania trilobata</i>	51
5.5.4	Jordsmonnsendringer	52
5.5.5	Endringer i vegetasjon på flatmyr ved Gammelstølskråna	55
5.5.6	Vegetasjonen generelt i Hovlandsdalen tre år etter kalking	59



5.6	Diskusjon.....	59
5.6.1	Endringer i vegetasjon i skogsystemene.....	59
5.6.2	Endringer i vegetasjon på flatmyr.....	61
5.6.3	Jordsmonnsendringer.....	61
5.7	Hovedkonklusjoner.....	61
5.8	Referanser.....	62
<b>6</b>	<b>Effekten av kalking på skog i Hovlandsdalen.....</b>	<b>64</b>
6.1	Innledning.....	64
6.2	Oppmålinger og beregninger.....	64
6.3	Resultater.....	64
6.3.1	Skogressursene.....	64
6.3.2	Vegetasjonsflater.....	64
6.4	Diskusjon.....	66
6.5	Referanser.....	66
<b>7</b>	<b>Effekter på vannkjemii av terrengkalking i Brommelandsfeltet.....</b>	<b>67</b>
7.1	Bakgrunn.....	67
7.2	Områdebeskrivelse og kalking.....	67
7.3	Hydrologi.....	68
7.4	Effekter på vannkvalitet.....	70
7.5	Referanser.....	72
<b>8</b>	<b>Effekter på vegetasjon, sopp og jord etter terrengkalking i Brommelandsfeltet.....</b>	<b>78</b>
8.1	Innledning.....	78
8.2	Områdebeskrivelse.....	78
8.3	Kalking og analyseår.....	79
8.4	Vegetasjonsundersøkelser.....	79
8.4.1	Materiale og metoder.....	79
8.4.2	Resultater og diskusjon.....	81
8.5	Soppundersøkelser.....	93
8.5.1	Materiale og metoder.....	93
8.5.2	Resultat og diskusjon.....	93
8.6	Jordsmonnsendringer.....	97
8.7	Hovedkonklusjoner.....	97
8.8	Referanser.....	99
<b>9</b>	<b>Effekten av kalking på skog i Brommelandsfeltet.....</b>	<b>101</b>
9.1	Innledning.....	101
9.2	Oppmålinger og beregninger.....	101
9.3	Resultater.....	101
9.3.1	Skogressursene.....	101
9.3.2	Vegetasjonsflater.....	102
9.4	Diskusjon.....	103
9.5	Referanser.....	103
<b>10</b>	<b>Effekter av terrengkalking på vegetasjon – basert på fellestrekk fra Hovland og Brommeland.....</b>	<b>104</b>
10.1	Innledning.....	104
10.2	Analysemetodikk.....	104
10.3	Resultater og diskusjon.....	104
10.3.1	Effekter på enkeltarter.....	104
10.3.2	Endringer i vegetasjonstyper.....	108
10.4	Konklusjon.....	116
10.5	Referanser.....	116

<b>11</b>	<b>Effekter på vannkjemi etter terrengkalking i Fugleliåsen</b>	<b>117</b>
11.1	Bakgrunn	117
11.2	Områdebeskrivelse og kalking	117
11.3	Nedbør og hydrologi	120
11.4	Vannkjemi	120
11.4.1	Kalkeffekter og trender	120
11.4.2	Tungmetaller etter kalking	127
11.4.3	Kalktransport og økonomi	127
11.5	Modellering av vannkemisk utvikling	128
11.5.1	Kort om MAGIC-modellen	128
11.5.2	Kalibrering av modellen	128
11.5.3	Simuleringsresultater	129
11.6	Referanser	133
11.7	Vedlegg A-D	134
<b>12</b>	<b>Effekter på vegetasjon og sopp etter terrengkalking i Fugleliåsen</b>	<b>137</b>
12.1	Metodikk	137
12.2	Resultater	137
12.3	Referanser	138
<b>13</b>	<b>Effekter av terrengkalking på skog i Fugleliåsen</b>	<b>139</b>
13.1	Innledning	139
13.2	Oppmålinger og beregninger	139
13.3	Resultater	139
13.3.1	Skogressursene	139
13.3.2	Vegetasjonsflater	140
13.3.3	Rotmykorrhiza	141
13.4	Diskusjon	142
13.5	Referanser	143
<b>14</b>	<b>Økonomisk vurdering av terrengkalking</b>	<b>143</b>
14.1	Innledning	143
14.2	Metode	143
14.3	Kalkulasjonsrente	144
14.4	Utelatte kostnadskomponenter	144
14.4.1	Negative indirekte virkninger av å kalke henholdsvis terreng og vann	144
14.4.2	Forundersøkelser før kalking	145
14.4.3	Vannkemiske undersøkelser etter kalking	145
14.4.4	Oppsummering	145
14.5	Fordeler ved terrengkalking i forhold til vassdragskalking	145
14.6	Økonomisk vurdering av terrengkalkingsprosjekt i Suldal	145
14.6.1	Grunnlag for beregningene	145
14.6.2	Beregninger	146
14.6.3	Konklusjon og følsomhetsberegninger	146
14.7	Økonomisk vurdering av terrengkalkingsprosjekt i Guddal	148
14.7.1	Grunnlag for beregningene	148
14.7.2	Beregninger	148
14.7.3	Konklusjon og følsomhetsberegninger	148

# 1 Terrengkalkings- prosjektets hovedkonklusjoner

## Kan terrengkalking anbefales?

### 1.1 Bakgrunn

En økologisk og økonomisk optimalisering innenfor kalkingsvirksomheten betinger at det bør foreligge en helhetlig oversikt over økologiske og økonomiske konsekvenser ved valg av ulike kalkingsstrategier og -metoder.

Det FoU-programmet som fra første dag ble etablert i tilknytning til kalkingsvirksomheten har hele tiden hatt som målsetting å legge grunnlag for dette.

Terrengkalking er utprøvet fra 1983 (kalking av Tjonnstrondfeltet i Telemark), videreført av prosjektet "Miljøtiltak i skog" (felt i Gjerstad kalket i 1994) og deretter i regi av Terrengkalkingsprosjektet. Terrengkalkingsprosjektet har forlenget deler av forsøkene i Gjerstad, Aust-Agder (Fugleliåsen) og satt igang og gjennomført forsøk i Flekke-Guddalvassdraget, Sogn og Fjordane (Hovlandsfeltet kalket i 1998) og i Suldal, Rogaland (Brommelandsfeltet kalket i 1999).

Ulike doser og kalktyper er brukt og kalk er spredd i en rekke ulike terrengtyper. Det foreligger en god vannkjemisk og botanisk dokumentasjon i de gjennomførte prosjektene. En fullstendig økonomisk analyse foreligger ikke, men et sammenliknende studium på basis av prosjektets resultater er foretatt for et felt i Flekke-Guddalvassdraget og to felt i Suldal.

### 1.2 Hovedresultater

#### Jord:

- Terrengkalking gir redusert utvasking av aluminium (Al) og andre metaller fra jord.
- Dette er særlig viktig for forholdene i vassdragene under flomepisoder med forhøyede tilførsler av sjøsalter fordi transport av reaktivt Al fra nedbørfeltet og ut i vassdrag reduseres.
- De kjemiske egenskapene i øvre humissjikt i skogsjord endres betydelig ved kalkdoser på 1-3 tonn pr. ha. pH, basemetning og utbyttingskapasitet øker, mens utbyttbart aluminium, jern og hydrogen avtar.

#### Vannkjem:

- Redusert Al-transport og økt pH gir redusert avsetning av Al på gjeller og derved reduserte negative effekter på fisk
- Vannkvaliteten (pH og uorganisk aluminium) kan bedres til et akseptabelt nivå ved bruk av 1-3 tonn kalk/ha, også under ekstreme værforhold på Vestlandet.
- Vannkjemien stabiliseres slik at en unngår betydelige sesongvariasjoner i avrenningsvannet. Det hindrer blant annet reforsuring under isen i innsjøer.
- Vannkjemien kan stabiliseres over flere tiår slik at terrengkalking kan betraktes som en "engangs"-foreteelse, særlig ved en parallell reduksjon i forsuring.

#### Vegetasjon:

- Ved bruk av lavdose dolomitt-korn (1-3 tonn/ha) gir kalking relativt små og reversible skader på de fleste typer av skogsvegetasjon. Kalkingen virker veksthemmende på flere arter de første årene etter kalking. Over tid synes endringer som skyldes beite, naturlige suksesjoner og klimaendringer å bli viktigere enn kalkingseffekten.
- Unntak er torvmoserike *røsslyngfuruskoger* på Vestlandet som kan ha noe større skader, særlig hvis kalken spres i tørt vær (trolig reversible skader, men lang "recovery"). I fuktige røsslyngskoger vil det kunne skje en økning av gras og graslignende arter, samt økt algevekst på råtnende organisk materiale.



- Størst skader opptrer på *torvmoser* og *levermoser*, også en del på lav. Skadene er strakseffekter ved kontaktskader/sviskader. Det er registrert rask (< 5 år) til meget langsom recovery på disse grupper.
- Et mindre surt jordsmonn og økt næringstilgang kan over tid føre til økt vekst av svakt næringskrevende arter.
- Det skjer en betydelig nedgang i fruktlegeme-produksjon av mykorrhizasopp (de som har symbiose med skogstrær) ved kalking. Dette er trolig en sekundæreffekt av økt nitrogen, og antas å være reversibel, men med langsom recovery (> 5 år).
- Terrengekalking gir store skader på visse *myrtyper*, særlig regnvannsmyrer (nedbørmyrer) med kompakt torv. Skadebildet øker over tid de første tre år etter kalking. Her er reversibilitet usikker og "recovery" meget langsom. Tålegrenser er vurdert som overskredet for regnvannsmyr selv ved laveste grovdolomittkaldose (1 tonn/ha).
- Tålegrenser er vurdert som overskredet for regnvannsmyr selv ved laveste, undersøkte kaldose (1 tonn/ha).
- Ved bruk av (lavdose) kalksteinsmel blir vegetasjonsskadene betydelig større; med arealmessig omfattende utdøing av torvmoser og lav på bergflater. Tålegrenser er overskredet i hvert fall for myr, åpne furuskoger og svabergområder.

#### Skog:

- Ved bruk av lave doser (1-3 tonn pr. ha) av grovdolomitt (0-2 mm) synes det ikke å være kort-siktige effekter, verken positive eller negative på trærnes tilvekst eller vitalitet. Effektene på lengre sikt (20-40 år) er sannsynligvis også minimale.

#### Økonomi:

- Terrengekalking innebærer en forholdsvis stor engangsinvestering fordi all kalk som skal virke i en periode på mange år spres samtidig.
- Denne kalkingsteknikken innebærer at det spares inn på årlige administrative kostnader og kostnader forbundet med f.eks. drift av kalkdoseringsanlegg.
- Behovet for kontrollundersøkelser av vannkjemi kan være mindre når først den nye vannkjemiske tilstanden er nådd. Terrengekalking innebærer behov for en botanisk kartlegging og effektvurdering.

- Terrengekalking vil under de fleste forhold være et dyrere tiltak enn andre kalkingstiltak og bør bare brukes etter nærmere vurdering av nytteverdien.

## 1.3 Anbefaling

1) Terrengekalking kan inngå i den ordinære kalkingsvirksomheten om en tar hensyn til punktene under.

2) Terrengekalking brukes der en vil oppnå et bedre biologisk/økologisk resultat enn ved bruk av andre kalkingsmetoder eller der det er problematisk å bruke andre metoder. Det bør derfor foreligge en slik vurdering. Det bør også foreligge en vurdering av vegetasjon og fare for uønskede skader på vegetasjon. I tillegg bør det utarbeides et spredkart der en kan merke av områder som skal unntas for kalking (viktige områder for biologisk mangfold, større myrreal - særlig nedbørsmyrer, impedimentmark).

3) Det bør tas følgende hensyn:

- det brukes grovdolomitt (0-2 mm) eller aller helst grovdolomitt der finfraksjonen er fjernet (0,2-2 mm).
- kalken spres over et størst mulig område i terrenget for å minimalisere arealdosen.
- kalking av større myrområder vil gi skader og bør vurderes spesielt.
- større, sammenhengende fjelloverflater bør unntas for kalking.
- kalken bør spres fra helikopter og i størst mulig grad gjennomføres etter nedbør eller på seinhøsten for å hindre sviskader på vegetasjon.

4) Det bør brukes 1-3 tonn grovdolomitt/ha om en regner for hele nedbørfeltet. Mens 3 tonn/ha har gitt et godt og stabilt resultat i bekker i skogsmark (pH omkring 6,0), har 1 tonn/ha gitt en mer moderat virkning. Nedbørrike vestlandsområder med mye levermoser og torvmoser har lavere tålegrenser og bør gis lavere kalkdoser enn områder i mer kontinentale strøk.

# 2 Nedbør- og kronedryppkjemi i Hovlandsdalen og Espedalen

Av W. Aas og K. Tørseth

Norsk institutt for luftforskning, Pb. 100, 2027 Kjeller

## 2.1 Innledning

Det ble foretatt prøvetaking av nedbørkjemi, både frittfallende og i trebestand av bjørk, furu og gran i begge forsøksfeltene i Flekke-Guddalvassdraget. Formålet var å kvantifisere tilførselene av kjemiske hovedkomponenter fra atmosfæren til nedbørfeltene.

## 2.2 Prøvetaking

Nedbørsamlerne ble installert i både Hovlandsdalen og i Espedalen i oktober 1998. Antall prøvetakere har variert noe, og målefrekvensen har vekslet mellom ukentlig og annenhver uke. I 1998 var det kun to prøver fra hvert felt hver annen uke, men fra januar 1999 ble det innsamlet tre kronedrypp-prøver per felt. 1. januar 2001 ble antall prøvetakere økt til det dobbelte samt at prøvetakningsfrekvensen ble økt fra hver 14. dag til ukentlig. I 2001 ble det dermed benyttet 19 standard NILU samlere per felt; 6 stk. i granskog, 6 stk. i furuskog, 6 stk. i bjørkeskog og 1 stk som referansesamler utenfor skogbestanden for å måle frittfallende nedbør. Innsamling av prøver og analyse av disse har vært ukentlig. Overvåking av nedbør- og kronedryppkjemi ble avsluttet etter 2001.

Kronedrypp-prøvene for hver flate og tresort ble slått sammen i samlekaner og veid. Åpenbart kontaminerte delprøver (kontaminert av fugleskitt, plantemateriale eller insekter) ble kassert, og ca. 100 ml av samleprøven ble sendt til NILUs laboratorium for kjemisk analyse. For frittfallende nedbør ble prøvetakingen foretatt etter tilnærmet samme metodikk, men ingen sammenslåing, samt at nedbørmengden ble bestemt ved oppmåling i målesylinder. Alle nedbørsamlere og annet utstyr ble skylt med destillert vann etter hver innsamling.

## 2.3 Resultater

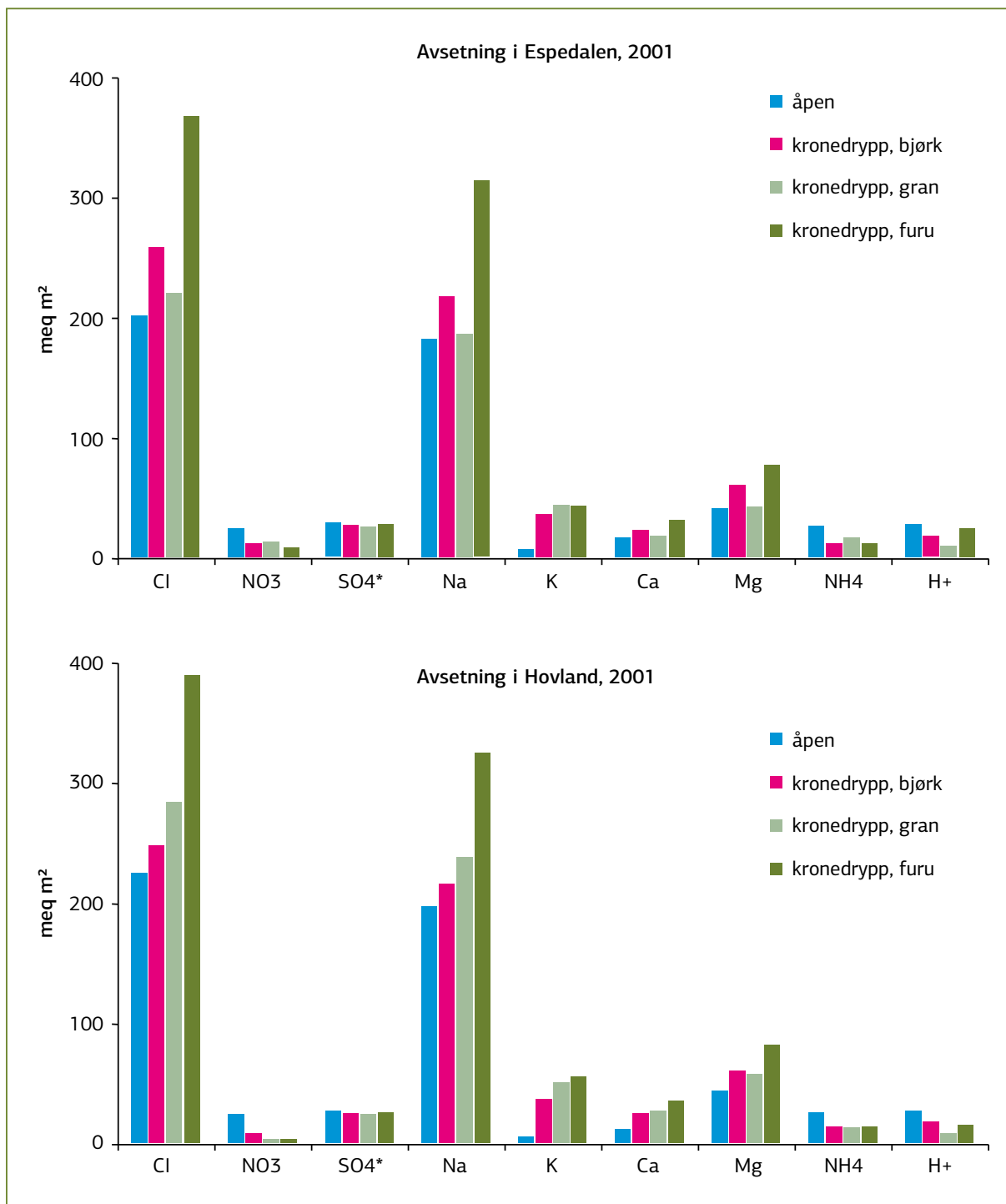
Normalt er nedbørmengden lavere under skog enn i åpent lende. Imidlertid vil skog fange opp dråper, partikler og gasser fra lufta slik at avsetningen av kjemiske forbindelser ofte kan være vesentlig høyere her. Spesielt gjelder dette for komponenter som forekommer i store partikler som sjøsalter, da disse avsettes spesielt effektivt på vegetasjonen.

I **Figur 1** er det vist totalavsetning i åpent lende og i kronedrypp for 2001. I **Tabell 1** er det gitt en oversikt over avsetningen for 1999-2001. Det er markant mer nedbør i åpent lende enn i noen av de forskjellige skogtypene, og det falt minst i furubestanden. De valgte skogbestandene ligger ikke i umiddelbar nærhet av hverandre, slik at også andre forhold som påvirker nedbørmengden (m.v. topografi) ikke er sammenlignbare. Feltene har en vesentlig tilførsel av sjøsalter, mens tilførselen av antropogent svovel er moderat og i størrelsesordenen  $30 \text{ meq m}^{-2}$  ( $450 \text{ mg S m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ ), **Figur 1**. Det er markant forskjell i tilførselene av sjøsalter i åpent lende og i skog, og både ved Hovland og Espedalen er tilførselen størst under furu.

**Tabell 2** viser anrikningsfaktoren av utvalgte komponenter under de ulike trebestandene. Normalt vil gran ha større avsetning grunnet høyere kronetetthet. Forklaringen på at furubestandene her mottar mer er trolig eksponering for kraftigere vind som er en viktig faktor for avsetningshastigheten av partikler. Avsetningen av nitrat og ammonium er på den annen side lavere i kronedrypp da disse næringssaltene tas opp av trærne.

Sesongvariasjonene i konsentrasjonsnivåer og avsetninger er i samsvar med resultater fra NILUs øvrige overvåkingsstasjoner (Statlig program for forurensningsovervåking) i denne regionen (stasjonene Nausta og Haukeland). Tilførselene av ikke-marin sulfat ( $\text{SO}_4^*$ ) har avtatt kraftig og i størrelsesorden 50-60% siden tidlig på 1980-tallet (Aas m.fl. 2003).

Nedbørmengder og nedfall av sjøsalter ved NILUs målestasjon i Nausta, 40 km nordøst for Guddalvassdraget, er vist i **Figur 2**. Selv om verdiene ikke er direkte sammenlignbare, kan en anta at Nausta vil gi en god indikasjon på frekvensen av sjøsaltepisoder også i Guddal. En ser i **Figur 2** at tilførselene i løpet av de siste par årene ikke avviker vesentlig fra tidligere observerte nivåer. Det ble observert relativt høye episoder av sjøsalter i årsskiftet 1999-2000 både i Nausta og Guddalvassdraget. Men tilførselene var vesentlig høyere i perioden 1988-1993.



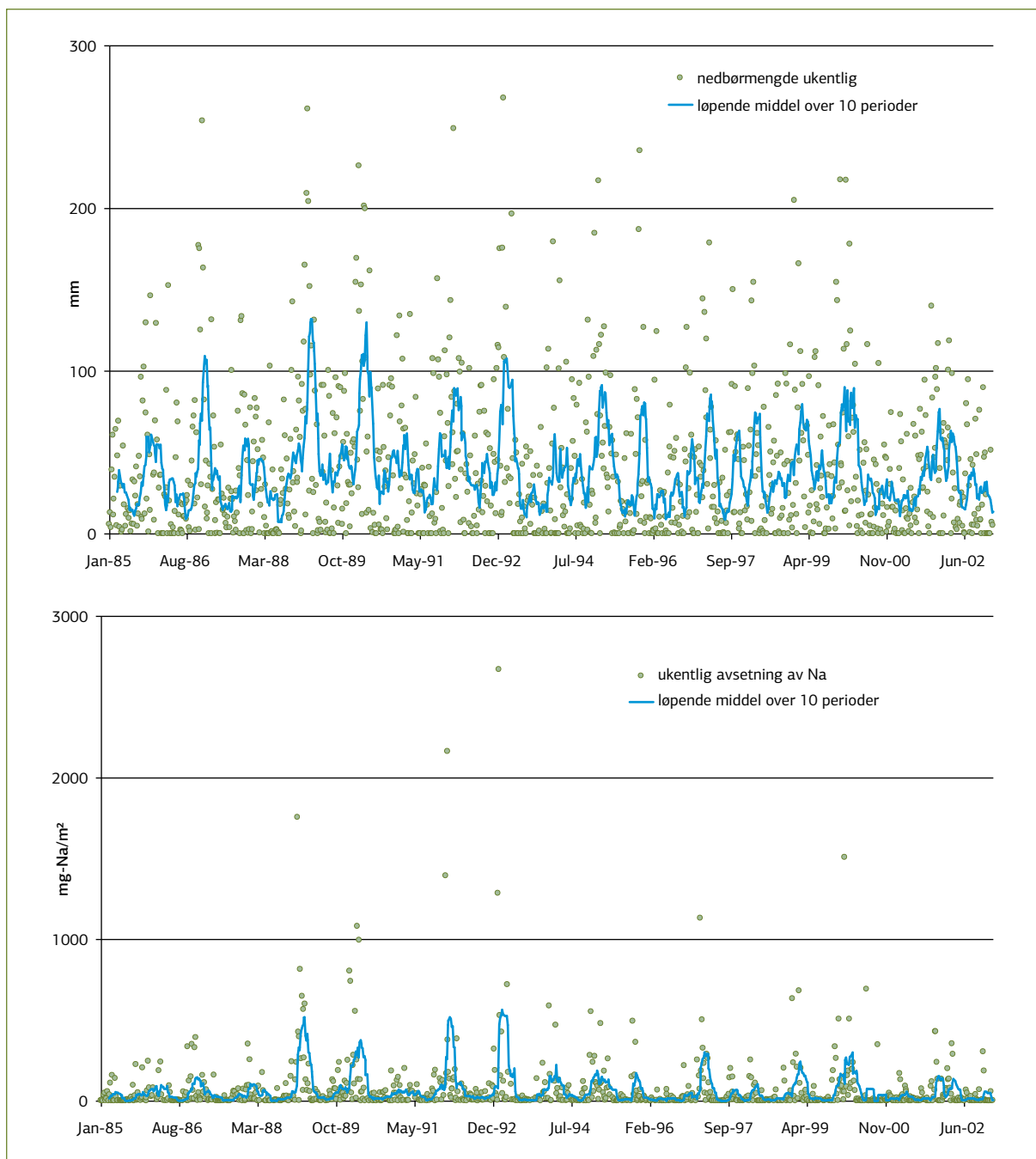
Figur 1. Total avsetning i åpen nedbørsamler og i kronedrypp i Guddal i 2001, meq m<sup>-2</sup>.

**Tabell 1.** Avsetning i åpen nedbørsamler og i kronedryppsamlere under ulike treslag fra 1999-2001 i Hovland og Espedalen. IB er ionebalansen (sum av kationer-sum av anioner). Totalkonsentrasjon av sulfat og ikke-marin avsetning (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>\*) er oppgitt. Enhet: meq m<sup>-2</sup>.

2001		mm	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> *	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	H <sup>+</sup>	IB
Hovland	åpen	2416	226	25	52	28	198	7	13	45	27	28	1.05
	gran	1866	285	5	54	25	239	51	28	59	14	9	1.17
	furu	1745	390	5	65	26	325	56	37	83	15	16	1.16
	bjørk	2368	249	9	53	26	217	38	26	62	15	19	1.21
Espedalen	åpen	2541	203	25	52	30	183	8	18	42	27	29	1.10
	gran	2031	222	14	49	27	187	45	19	44	18	11	1.13
	furu	1918	369	11	68	30	315	44	32	78	13	27	1.14
	bjørk	2110	259	13	54	28	219	37	24	61	13	19	1.14
2000		mm	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> *	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	H <sup>+</sup>	IB
Hovland	åpen	2179	340	25	65	31	287	9	17	62	21	31	0.99
	gran	1260	506	4	74	22	433	77	46	95	36	5	1.19
	furu	1599	745	6	107	33	620	67	45	125	20	14	1.04
	bjørk	1575	390	9	61	24	308	54	40	86	32	15	1.16
Espedalen	åpen	2398	345	28	69	35	284	9	18	65	17	35	0.97
	gran	1404	435	16	72	31	341	42	29	83	21	10	1.00
	furu	1814	672	15	100	35	546	203	40	124	19	29	1.22
	bjørk	1641	412	13	68	28	329	39	29	86	17	18	1.05
1999		mm	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> *	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	H <sup>+</sup>	IB
Hovland	åpen	2132	386	22	65	27	318	8	17	71	17	27	0.97
	gran	2181	516	5	82	32	417	86	52	106	14	8	1.13
	furu	2027	747	6	110	37	612	60	63	160	11	18	1.07
	bjørk	2439	501	10	79	29	412	52	41	107	14	19	1.10
Espedalen	åpen	2808	383	27	73	35	318	10	19	73	19	34	0.98
	gran	1735	433	19	74	31	353	45	32	79	15	14	1.02
	furu	2265	717	14	110	39	596	43	48	138	13	38	1.04
	bjørk	2091	489	14	80	32	401	41	34	101	14	21	1.05

**Tabell 2.** Anrikningsfaktorer (beregnet som kronedrypp/frittfallende) for nedbørmengde, klorid og ikke-marin sulfat (SO<sub>4</sub><sup>\*</sup>) i skogbestander i Guddal for 2001.

	mm			Cl			SO <sub>4</sub> <sup>*</sup>		
	gran	furu	bjørk	gran	furu	bjørk	gran	furu	bjørk
Hovland	0,77	0,72	0,98	1,26	1,73	1,10	0,90	0,92	0,93
Espedalen	0,80	0,76	0,83	1,09	1,82	1,28	0,89	0,99	0,92



**Figur 2.** Nedbørmengder og våtavsetning av natrium (Na) ved målestasjonen Nausta for perioden 1985-2002. Det er også vist et løpende middel over 10 måleperioder (tilsvarende omlag 10 uker).

## 2.4 Referanser

Aas, W., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. og Yttri, K.E. 2003. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel 2002. SFT Rapport 877/2003 NILU OR 23/2003.

# 3 Effekter på vannkjemi etter terrengkalking i Hovlandsdalen

Av A. Hindar

Norsk institutt for vannforskning

- Sørlandsavdelingen, Televeien 3, 4879 Grimstad

Rolf Høgberget har hatt ansvar for etablering av måledammer, samt måling og tilrettelegging av data fra vannføringsstasjonene. Liv Bente Skancke har tilrettelagt og bearbeidet vannkemiske data, mens Mette C. Lie har hatt ansvar for innhenting og tilrettelegging av data for nedbør. Bjarne Huseklepp og deretter Oddleif Yndestad har samlet inn og oversendt vannprøver.

## 3.1 Bakgrunn

Behovet for bedre avsyngningsmetoder på Vestlandet og erfaringene med terrengkalking andre steder (Traaen m.fl. 1997; Hindar m.fl. 2003a) førte til at det ble satt igang et terrengkalkingsforsøk i Flekke-Guddalsvassdraget. Forsøkskalkingen var også en oppfølging av anbefalinger i kalkingsplanen for dette vassdraget (Hindar m.fl. 1996).

Terrengkalking i dette området kunne være en interessant mulighet fordi rask avgiftning av surt vann er viktig i laksevassdrag på Vestlandet. Episodisk forsuring under sjøsaltepisoder i kystnære vassdrag (Hindar m.fl. 1994) ble antatt å være en viktig

årsak til forsuringproblemer. Mottiltak under slike episoder er vanskelig, men det ble antatt at terrengkalking kunne være en løsning.

## 3.2 Områdebeskrivelse og kalking

Hovlandsfeltet er 8 km<sup>2</sup> og ligger i Fjaler kommune i Sogn og Fjordane, se **Tabell 3** og **Figur 3**. Feltet ble kalket med 800 tonn grovdolomitt (1 tonn/ha) fra helikopter i løpet av en uke fra 28. september 1998. Sårbare myrområder i indre deler av Hovlandsfeltet ble unntatt fra kalking. Kalken var ordinær handelsvare, og den kan karakteriseres ved at 90 % er mindre enn ca. 1 mm, 50 % < 0,4 mm og 20 % < 0,2 mm. Dosen var lav, men ble valgt for å finne ut hvor langt ned en kunne gå i dosering og likevel oppnå en biologisk relevant forbedring i vannkvalitet. Det ble opprettet et referansefelt i Espedalen, nederst i det vi har kalt Espedalsbekken (**Figur 3**), for å følge vannkjemi og andre forhold i et nærliggende, ukalket område.

Prøvetakingen ble opprinnelig målt på tre stasjoner i Hovlandsdalen, men stasjonene i Stordalsbekken og Vestdalsbekken ble tatt ut hhv. i desember 1999 fordi det viste seg at vannkjemien i begge disse delfeltene var svært lik. I perioder etter oppstarten av prosjektet ble det også tatt volumveide prøver ved målestasjonene for vannføring. Men driftsproblemene ved stasjonene førte til at denne prøvetakingsstrategien måtte oppgis. Vannprøvene som denne rapporten er basert på er derfor fra regelmessig innsamlede stikkprøver direkte fra hovedbekken som drenerer det kalkede feltet og tilsvarende for referansefeltet. I forbindelse med antatte sjøsaltepisoder ble det tatt ekstra vannprøver.

**Tabell 3.** Data for Hovlandsdalen og referansefeltet Espedalen.

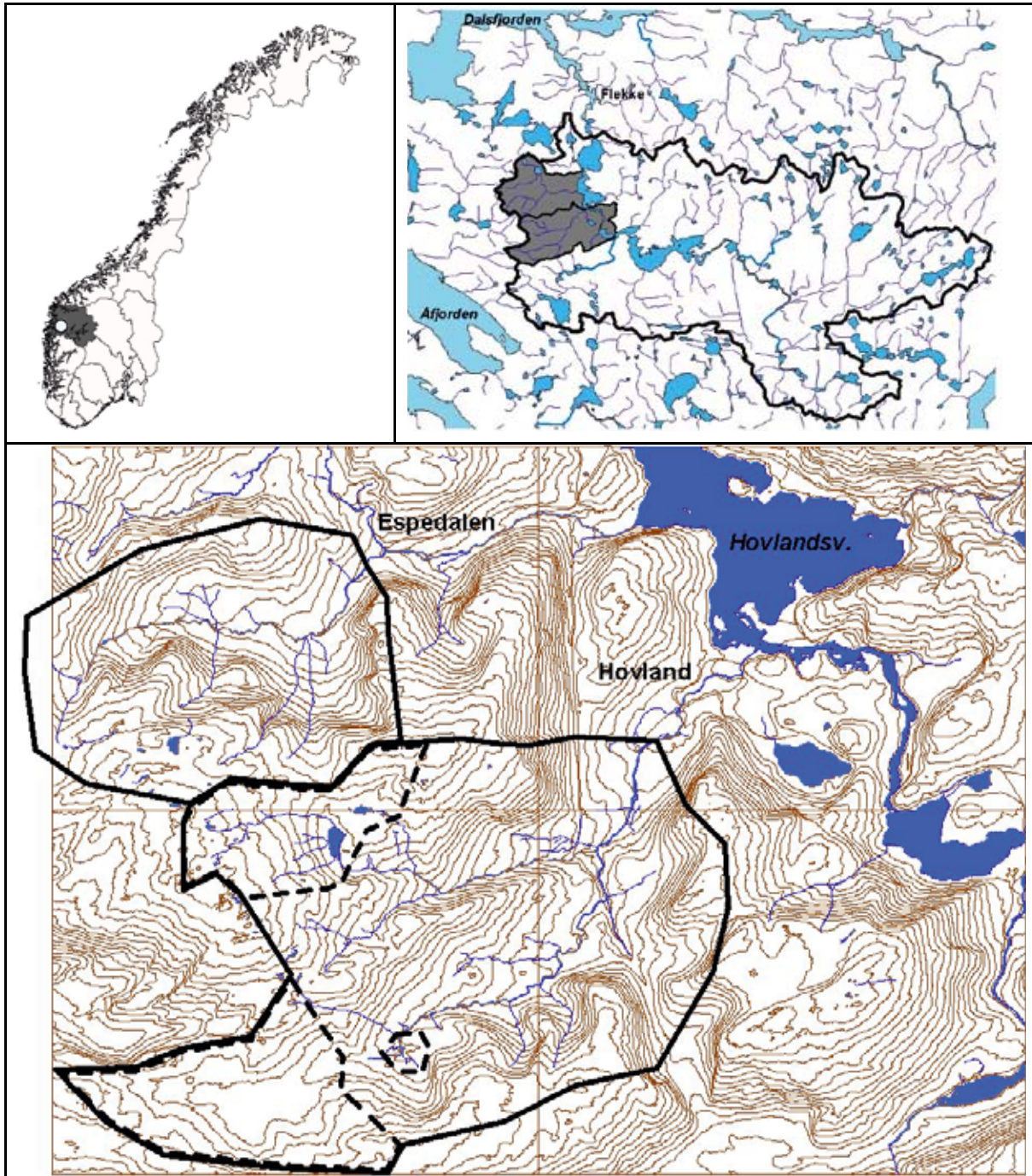
Spesifikk avrenning	87,8 L/s*km <sup>2</sup> (Nautsundvatn)
Middelnedbør	2730 mm (DNMI-stasjon 56650 Dale)
Middelvannføring i Hovlandsbekken (8 km <sup>2</sup> )	0,70 m <sup>3</sup> /s

Stasjonskode	Navn	Areal, km <sup>2</sup>	Status for prøvetaking	Kartblad	UTM ØV NS
HOV-1	Hovlandsbekken	8,0	mai-98 -->	1117 I	3043 67969
HOV-2	Stordalsbekken	4,7	mai-98 -->desember-99	1117 II	3037 67961
HOV-3	Vestdalsbekken	2,3	mai-98 -->desember-99	1117 II	3038 67960
ESP-4	Espedalsbekken	3,8	mai-98 -->	1117 I	3024 67982



Figur 3 viser plasseringen av Hovlandsfeltet og Espedalen i Guddalsvassdraget. Det kalkede feltet munner ut på anadrom strekning og kalkingen antas å gi et bidrag til vannkvalitetsforbedringen i

vassdraget. Det er plassert kalkdoserer ved Tuland i hovedvassdraget og i Espedalen. Dosereren i Espedalen er plassert nedstrøms det som brukes her som referansefelt.



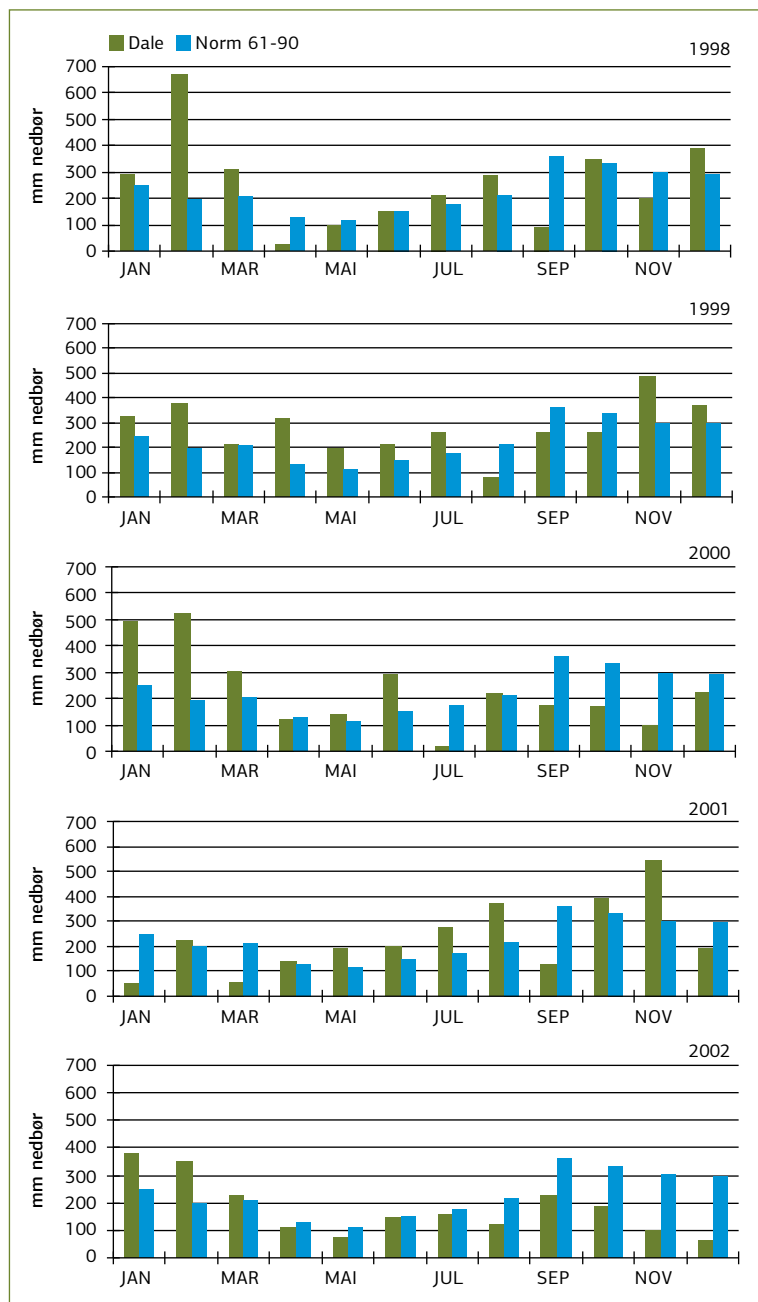
Figur 3. Guddalsvassdraget med plassering av Hovlandsfeltet (kalket) og Espedalen (søndre sidegrein er referansefelt). I hovedvassdraget er det plassert en kalkdoserer ved Tuland og en i Espedalselva.

### 3.3 Nedbør og hydrologi

Døgnet nedbør måles ved Dale 5 km nord for utløpet av Guddalsvassdraget. Middelnedbøren her er 2730 mm, mens nedbørmengden i årene 1998-2002 varierte i området 2146-3359 mm. De to første årene var våte, særlig 1999, mens det siste året var spesielt tørt (Figur 4). Vinteren 2000 var svært nedbørrik, med noe over 1000 mm i januar+februar, mens det normale er ca. 450 mm for disse to månedene. Vinteren 2001 var til sammenlikning svært

tørr, med 270 mm i januar+februar. Mars var også svært tørr dette året. Sommeren 2001 var uvanlig våt, mens høsten i både 2000 og 2002 var svært tørr. Året 2000 peker seg derfor ut som temmelig spesielt, med svært våt vinter og svært tørr høst, mens årsnedbøren var helt normal.

Vannføring har forsøksvis vært registrert kontinuerlig i begge felt, men målestasjonene har vært utsatt for gjentatte skader i forbindelse med isgang og flom.



Figur 4. Nedbør på DNMI-stasjon 56650 Dale i Sogn og Fjordane for perioden 1998-2002 (kilde DNMI 1998-2002).

### 3.4 Vannkjemi

Vannprøver i kalket felt og referansefelt er tatt på samme dag. Ved å trekke måledata for referansefeltet fra samtidige måledata fra kalket felt får vi fram forskjell i vannkjemi før og etter kalking og endring i vannkjemi som vi mener kan tilskrives kalking. Metoden gjør at sesongvariasjoner blir sterkt dempet.

Forskjeller mellom kalket og ukalket felt ble analysert vha variansanalyser (ANOVA; basert på middelerverdier) eller den ikke-parametriske Kruskal-Wallis testen (basert på medianverdier) med differansene som basis. Alle signifikante endringer har vi i utgangspunktet valgt å tilskrive kalkingstiltaket. For enkelte variable, f.eks. ANC, har det medført at selv svært små endringer i tiltaksfeltet kan vise seg å være signifikante endringer pga kalking, eller at selv betydelige endringer etter kalking ikke er signifikante. Aktiv bruk av data fra referansefeltet gjør oss altså bedre i stand til å tolke ulike typer endringer i tiltaksfeltet.

Trendanalyser for perioden etter kalking er også basert på differanser mellom parallelle målinger. Vi har brukt enkle regresjonsanalyser framfor mer sofistikerte metoder fordi sesongvariasjoner, som nevnt over, er sterkt dempet i datasettene.

Vannkjemien i feltene før kalking var i hovedsak svært lik (Tabell 4), men konsentrasjonen av nitrogenkomponenter og TOC var større i Hovlandsbekken enn i Espedalsbekken. Høyere TOC ga lavere middelkonsentrasjoner av uorganisk monomert aluminium (LAI).

Etter kalkingen i september 1998 økte pH, Ca, Mg og ANC signifikant i Hovlandsbekken ( $p < 0,01$ ; Tabell 4) sammenliknet med referansestasjonen i Espedalen, men endringene var små (Figur 5 og Figur 6). Middel-pH ble bare økt fra 5,2 til 5,7 og midlere Ca-konsentrasjon var fortsatt under  $1 \text{ mg L}^{-1}$  etter kalking. ANC ble signifikant redusert i referansefeltet (fra 29 til  $17 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ ), mens den ble signifikant økt pga kalking i Hovlandsbekken (fra 34 til  $39 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ ), selv om forskjellen var liten (se omtale av analysemetoden innledningsvis).

Økningen i en del parametre etter kalking må ses i sammenheng med at det også ble registrert økning i referansefeltet. Det er derfor ikke alle endringer som er signifikante eller så store som før- og etterdata gir inntrykk av. F.eks. økte Cl og Na klart i begge felt fordi det etter kalking var betydelige

sjøsaltepisoder i området med høye konsentrasjoner av disse ionene i episoder. Økningen i tiltaksfeltet kan derfor ikke tilskrives kalkingen. Både Ca og Mg økte også i referansefeltet, men økningen etter kalking i Hovlandsbekken var stor nok til å kunne tilskrives selve kalkingstiltaket.

Den generelle økningen i mange variable i begge bekker skyldes sjøsaltdeposisjon etter kalking, men også den mer generelle trenden med mindre nedbør, se avsnittet om nedbør. Særlig var vinteren 2001 og hele året 2002 svært tørt, og dette ga seg utslag i større dominans av grunnvann som gir høyere konsentrasjon av ioner i bekkevannet. Dette ses i figurene som høyere konsentrasjoner og mer spredning i datamaterialet i disse periodene.

Men for organisk bundet aluminium (ILAI) ble det registrert en motsatt trend, nemlig lavere konsentrasjon, og dermed også av reaktivt Al (RAI). Det henger sammen med at aluminium er sterkt bundet til humusstofer i dette området og at TOC ble signifikant redusert i perioden, uavhengig av kalking (Tabell 4), se nærmere analyser seinere i dette kapitlet.

Labilt Al er tilsynelatende økt i Hovlandsbekken som følge av kalking, men dette resultatet må ses i sammenheng med hva som skjedde i referansebekken. Der var det en signifikant økning fra 6 til  $14 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ . Siden økningen etter kalking i Hovlandsbekken bare var fra 4 til  $6 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ , viser variansanalysen at det var en signifikant lavere økning som følge av kalking. Økningen skyldes at sjøsaltepisodene mobiliserer aluminium og at mye av dette er som LAI. Men kalkingen har redusert effekten og økningen blir dermed mindre enn den ville vært uten kalking.

Sjøsaltepisodene var karakterisert av kloridkonsentrasjoner i bekkene på omlag  $15 \text{ mg Cl L}^{-1}$ . Skogbestandene i både Hovlandsdalen og Espedalen bidrar trolig til høye konsentrasjoner fordi trekrone fanger opp sjøsalter og øker avsetningen (se Aas og Tørseth i denne rapporten). Omlag 50% av arealet i begge feltene er skog (Nilsen i denne rapporten). Denne skogeffekten kan øke den negative effekten på vannkjemien (Hindar m.fl. 1995).

Beregnete verdier for ikke-marin Na ( $\text{Na}^*$ ) på  $-100 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$  (Figur 8) viser klart at Na holdes tilbake i jorda. Særlig vinteren 2000 var karakterisert av gjentatte episoder med beregnet negative  $\text{Na}^*$ -konsentrasjoner. Dette gir grunnlag for at andre positivt ladde ioner kan komme ut i bekkene, og en kan dermed forvente redusert pH og økt labilt Al i



**Tabell 4.** Middelkonsentrasjoner for vannkjemiske variable i kalket (Hovlandsbekken) og ukalket (Espedalsbekken) felt før og etter kalking. En eller to stjerner betyr signifikant endring i middel eller median verdi ved hhv.  $p < 0,05$  og  $p < 0,01$  pga kalking (basert på differanser; notert i kolonnen for Hovlandsbekken) eller etter kalking i referansefeltet (notert i kolonnen for Espedalsbekken). ( $n=17$  før kalking og 161-170 etter kalking). Ammonium ( $\text{NH}_4$ ) var for det meste under deteksjonsgrensen og er ikke med i tabellen, mens total aluminium (TAI) bare er målt etter kalking (fra hhv. 7. november 1999 og 7. mai 2000).

	enhet	Hovlandsbekken		Espedalsbekken	
		før kalking	etter kalking	før kalking	“etter” kalking
H+	$\mu\text{eq L}^{-1}$	6,7	3,4**	5,4	6,1
pH		5,20	5,66**	5,31	5,35
Ca	$\text{mg L}^{-1}$	0,50	0,85**	0,47	0,56
Mg	$\text{mg L}^{-1}$	0,28	0,54**	0,27	0,41**
Na	$\text{mg L}^{-1}$	2,4	3,2	2,5	3,2*
K	$\text{mg L}^{-1}$	0,11	0,27	0,10	0,26**
$\text{SO}_4$	$\text{mg L}^{-1}$	1,47	1,90**	1,65	1,80
Cl	$\text{mg L}^{-1}$	3,2	5,4	3,3	5,3*
$\text{NO}_3\text{-N}$	$\mu\text{g L}^{-1}$	6,4	47**	1,0	16**
ANC	$\mu\text{eq L}^{-1}$	34	38**	29	17*
TAI	$\mu\text{g L}^{-1}$		120		116
RAI	$\mu\text{g L}^{-1}$	115	75**	102	76**
ILAI	$\mu\text{g L}^{-1}$	112	69**	96	62**
LAI	$\mu\text{g L}^{-1}$	3,9	6,1*	6,3	14**
Org N	$\mu\text{g L}^{-1}$	185	136	149	118**
Tot N	$\mu\text{g L}^{-1}$	197	188	154	141
Tot P	$\mu\text{g L}^{-1}$	5,2	5,1*	3,4	3,6
TOC	$\text{mg L}^{-1}$	7,8	4,6**	6,0	3,7**

forsurede områder (Hindar m.fl. 1994). Hindar m.fl. (2003b) har vist at slike episoder henger sammen med spesielle atmosfæriske sirkulasjonsmønstre i Nord-Atlanteren. Under disse episodene økte LAI markant til opp mot  $50\text{-}60 \mu\text{g L}^{-1}$  i Espedalen. Tydelige utslag var det også i Hovlandsdalen etter kalking, men til lavere konsentrasjonsnivåer ved samme Cl-verdier.

Sjøsøltepisoder med fare for surt vann kan også forekomme om høsten. Dette skjedde både i 1999 og 2001. Den 19. og 21. november i 2001 var det store nedbørmengder og relativt kraftig sjøsaltpåvirkning, iallfall til november å være. Det ble beregnet høye negative verdier for  $\text{Na}^+$ . LAI økte til 18 og  $21 \mu\text{g L}^{-1}$  i referansebekken, men kun til 11 og  $13 \mu\text{g L}^{-1}$  i bekken i kalket område. Denne forskjellen ble registrert til tross for at TOC-konsentrasjonen i bekken fra kalket felt var lavest, noe som gir grunnlag for mindre kompleksdannelse med humus og dermed høyere LAI. Det var også tydelig forskjell i pH mellom bekkene.

Både kalsium- og magnesiumkonsentrasjonene, både totalkonsentrasjon og ikke-marin andel (Figur 5 og Figur 6), viser at løst kalk blir mobilisert. Klar effekt på magnesium skyldes at det ble benyttet dolomitt, som er magnesiumholdig. Kalkdosen har vært for liten til å gi større vannkvalitetsendringer, men Hovlandsfeltet framstår som mere motstandsdyktig mot sjøsøltepisoder enn referansefeltet.

Konsentrasjonen av nitrat økte signifikant fra 1 til  $16 \mu\text{g N L}^{-1}$  i referansefeltet (Tabell 4). Konsentrasjonsøkningen i tiltaksfeltet etter kalking var imidlertid enda større (fra 6 til  $47 \mu\text{g N L}^{-1}$ ) og mye av økningen kan dermed tilskrives kalkingen. Selv om antall data som ligger til grunn for denne analysen er sparsomme fra perioden før kalking, viser dataanalysen dermed det samme resultat som for Suldal, se denne rapporten. Økningen skyldes trolig at ammonium oksideres til nitrat (nitrifisering) etter pH-økning i jorda og frigjøring av nitrat ved økt mineralisering.

Til tross for økningen i  $\text{NO}_3$ , er det ikke funnet økning i total N. Det skyldes at 70-90 % av total N er organisk bundet og at endringer i  $\text{NO}_3$  dermed blir marginale for totalkonsentrasjonen. Konsentrasjonen av organisk N ble redusert samtidig med den signifikante reduksjonen i total karbon (TOC).

TOC-konsentrasjonen ble altså redusert, både generelt (i referansefeltet), men også som følge av kalking. I tillegg var det en signifikant nedadgående trend i TOC-differansen etter kalking. Årsaken til dette er ikke kjent, og det er en motsatt tendens enn det som ble funnet i Gjerstad (Hindar m.fl. 2003a; også denne rapporten), mens det ikke var noen trend i Suldal (denne rapporten). Økt mineralisering pga kalking kunne gi en økt konsentrasjon, mens det er vanskelig å peke på kalkingsrelaterte prosesser som skulle gi en lavere konsentrasjon. Parallelt med denne reduksjonen ble det også funnet en signifikant redusert konsentrasjonen av total fosfor som i utgangspunktet må tilskrives kalking. Reduksjonen i fosfor skyldes sannsynligvis at mesteparten av fosforet er organisk bundet og derfor følger endringer i TOC.

Ellers var det generelt ubetydelige trender i perioden etter kalking (Figur 9). Mens H<sup>+</sup>-differansen ikke ble endret, var det en signifikant økning ( $p < 0,05$ ) i pH-differansen (på 0,15 enheter). Ca-differansen økte signifikant ( $p < 0,01$ ) etter kalking (fra 0 til 0,5 mg L<sup>-1</sup>), mens forskjellen i Mg var stabil. ANC-differansen økte utover i perioden, fra 15 til 30  $\mu\text{ekv L}^{-1}$ . Disse resultatene tyder på at den primære kalkings-effekten ikke var stabilisert ved utgangen av den undersøkelsesperioden som er med her.

Mens differansen i labilt Al ikke endret seg videre utover i kalkingsperioden, viste differanser basert på TOC, organisk N og Al-variable som er mer knyttet til TOC enn pH (RAL og ILAI) nedadgående trender. TOC-differansen gikk fra 1,5 til 0 mg/L, mens RAL-differansen gikk fra 8 til -2  $\mu\text{g L}^{-1}$ .

Den kalkingsrelaterte endringen som ble funnet for  $\text{NO}_3$  er basert på en økt trend i  $\text{NO}_3$ -differansen etter kalking, fra 0 til 60  $\mu\text{g N L}^{-1}$ . Data fra terrengkalkingen på Tjønnsstrond i Vest-Telemark viser at det kan være en tydelig kalkingsrelatert økning i  $\text{NO}_3$  noen år etter tiltaket, men at denne effekten avtar forholdsvis raskt deretter (Traaen m.fl. 1997). Det videre forløpet i Hovlandsfeltet bør derfor følges.

Årsaken til en kalkingsrelatert økning i  $\text{SO}_4$  (Tabell 4) og at det også ble funnet en økt trend i  $\text{SO}_4$ -differansen etter kalking (fra -0,3 til + 0,5 mg L<sup>-1</sup>) er vanskelig å forklare. En tilsvarende signifikant

effekt ble funnet i Suldal (mindre reduksjon enn i referansefeltet, se denne rapporten). Økt oksidasjon av sulfid kan forklare slike økninger, men det må i tilfellet være en rent kjemisk effekt som ikke er knyttet til uttørking. I Gjerstad ble  $\text{SO}_4$ -konsentrasjonen redusert pga mindre surt nedfall, men reduksjonen i tiltaks- og referansefeltet var ikke signifikant forskjellig, og ingen kalkingsrelatert effekt kunne derfor påvises (Hindar m.fl. 2003a). Effekten av økt  $\text{SO}_4$ -konsentrasjon er økt krav til avsyring.

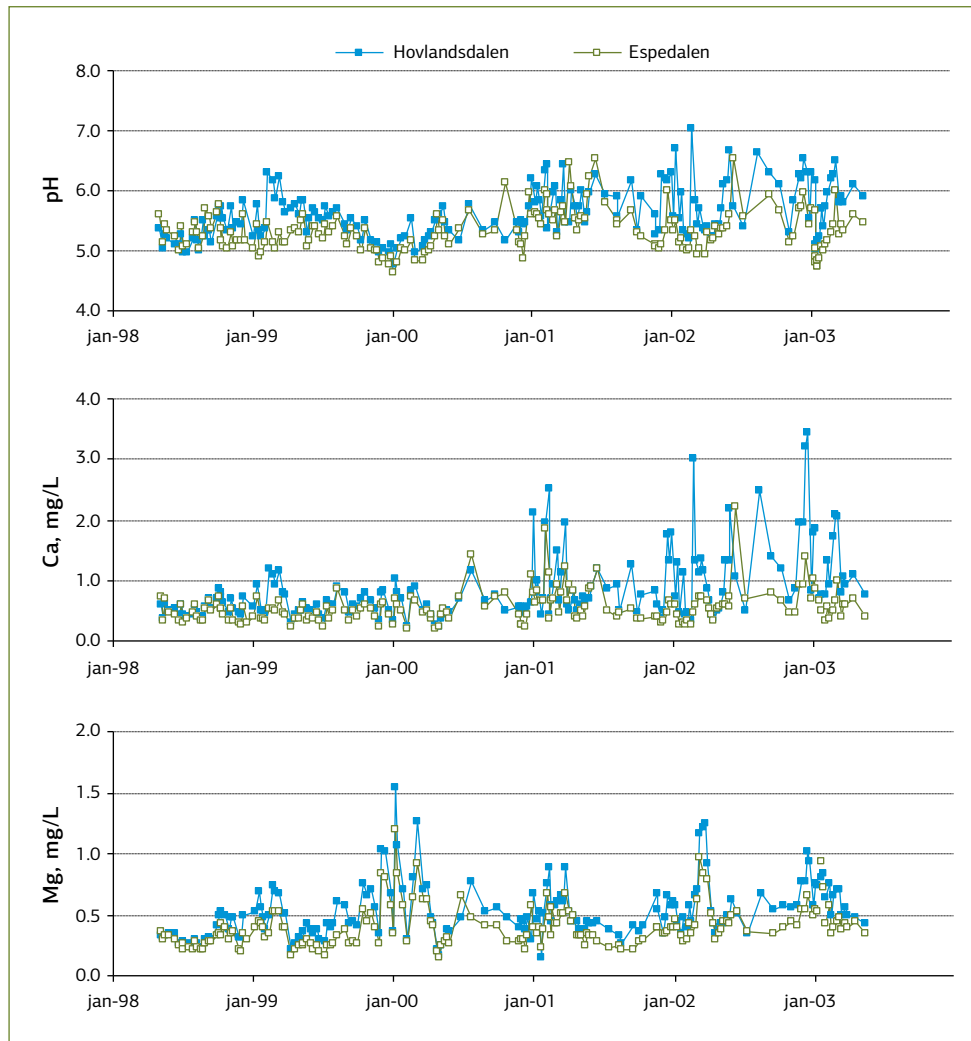
Av særlig interesse i forbindelse med kalkingstiltaket i Hovlandsdalen var å se på endringer i samspillet mellom surhet, aluminiumsfraksjoner og organisk karbon under sjøsaltepisoder. Aluminium er sterkt bundet til løst organisk stoff, og i vann med forholdsvis høye konsentrasjoner av TOC kan det være vanskelig å måle konsentrasjoner av uorganisk monomert Al (LAI) på mer enn 10  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Men under sjøsaltepisoder i Flekke-Guddalområdet mobiliseres både LAI og H<sup>+</sup>. Hovedmålet med kalkingen var å redusere denne mobiliseringen. Vi har derfor analysert dette nærmere.

Det var en svært god sammenheng mellom reaktivt Al (RAI) og TOC ( $p < 0,001$ ) i både Hovlandsbekken og Espedalsbekken, mens RAI-variasjonen i langt mindre grad var knyttet til pH ( $p < 0,05$ ) (Figur 10 og Tabell 5). Årsaken til at det også ble funnet en signifikant negativ sammenheng mellom RAI og klorid (Cl) er at vannets innhold av organiske stoffer (målt som TOC) og stoffer som er assosiert med dette (f.eks RAI) fortynnes ved mye nedbør og høy vannføring, typisk for perioder med høye Cl-konsentrasjoner.

LAI var sterkt assosiert med pH, slik som funnet i mange andre sammenhenger (Hindar m.fl. 2000), og sterkt positivt korrelert med Cl. Dette skyldes at LAI mobiliseres ved sjøsaltepisoder, slik som vist og omtalt tidligere. Den dårlige sammenhengen mellom LAI og Cl i Hovlandsbekken før kalking skyldes at det ikke ble registrert sjøsaltepisoder før kalking.

Kalkingen endret ikke mye på signifikansforholdet mellom RAI og TOC eller mellom RAI og Cl, ei heller den negative relasjonen mellom LAI og TOC og den positive mellom LAI og Cl. Hovedtendensene i Hovlandsbekken etter kalking var dermed de samme som før kalking og i referansefeltet.

Det var imidlertid en klar forskjell mellom referanse- og tiltaksfelt i konsentrasjonen av LAI ved gitte kloridkonsentrasjoner (Figur 10). Korrelasjonen var dessuten bedre for referansebekken ( $r^2 = 0,61$ ) enn i tiltaksbekken ( $r^2 = 0,35$ ) i perioden etter kalking,



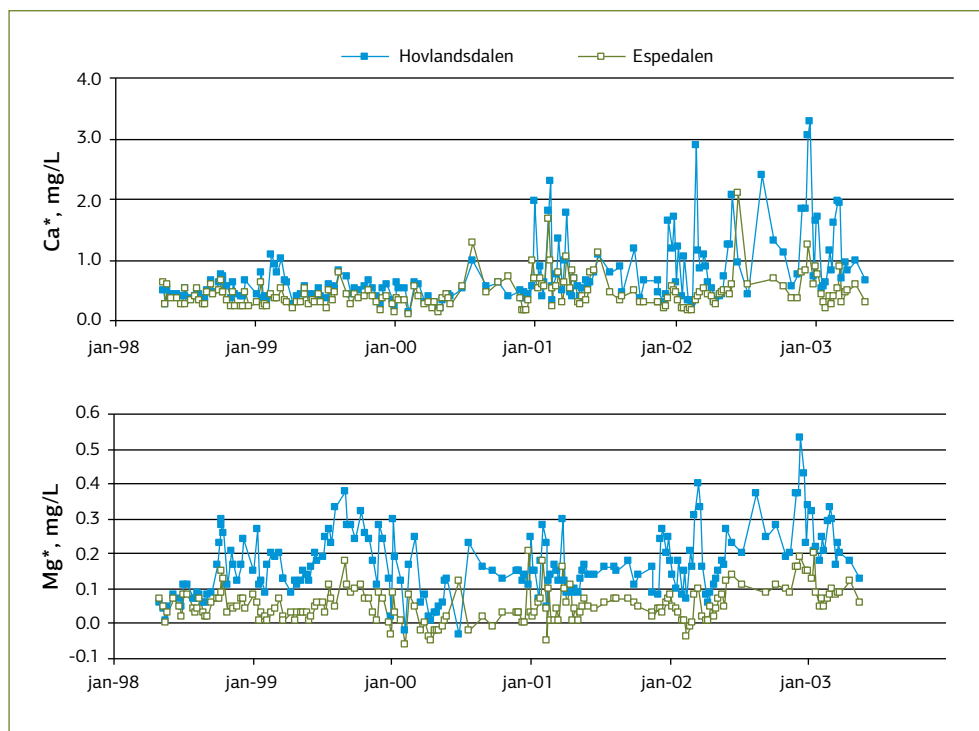
Figur 5. Utvikling av pH, kalsium og magnesium i Hovlandsdalen og Espedalen i perioden 1998-2003. Feltet i Hovlandsdalen ble kalket i september 1998.

noe som tyder på at kalkingen har gitt redusert LAI-konsentrasjon under sjøsaltepisoder. Dette er helt parallelt med det som er funnet i Suldal (denne rapporten), men den korte datainnsamlingen i Hovland før kalking gjør at vi ikke kan tolke dette enda klarere.

Konklusjonen på de foreliggende resultatene er at den kalkdosen som ble brukt i Hovlandsfeltet har vært for liten til å gi så klare vannkvalitetsendringer som i Suldal og Gjerstad. pH er endret lite i forhold til det en i utgangspunktet har som målsetting ved kalkingstiltak, men pH i lokaliteter med mye TOC kan gjerne være lavere enn i klarvannslokaliteter. Under sjøsaltepisodene ble det registrert "negative"

utslag på vannkjemien også i Hovlandsdalen, men reduksjonen i pH og økningen i labilt Al var lavere enn i referansefeltet. Dette viser at kalkingen ikke var tilstrekkelig til å holde konsentrasjonen av LAI helt nede under episodene, men har trolig gjort feltet mer motstandsdyktig mot sjøsaltepisoder. De fiskefysiologiske undersøkelsene som er rapportert her understreker kanskje enda klarere betydningen av disse forskjellene enn det som registreres vannkjemisk. De viser også at effektene kan ha vært tilstrekkelige for å nå de biologiske målene ved tiltaket.

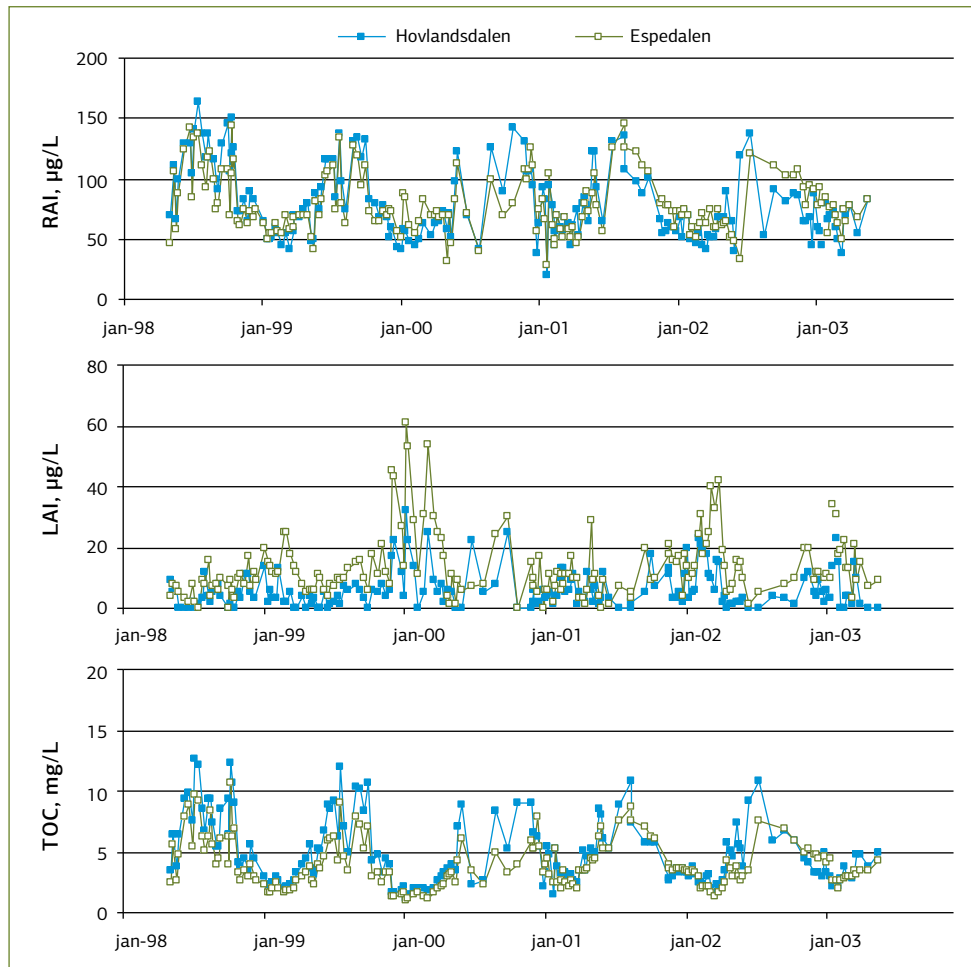




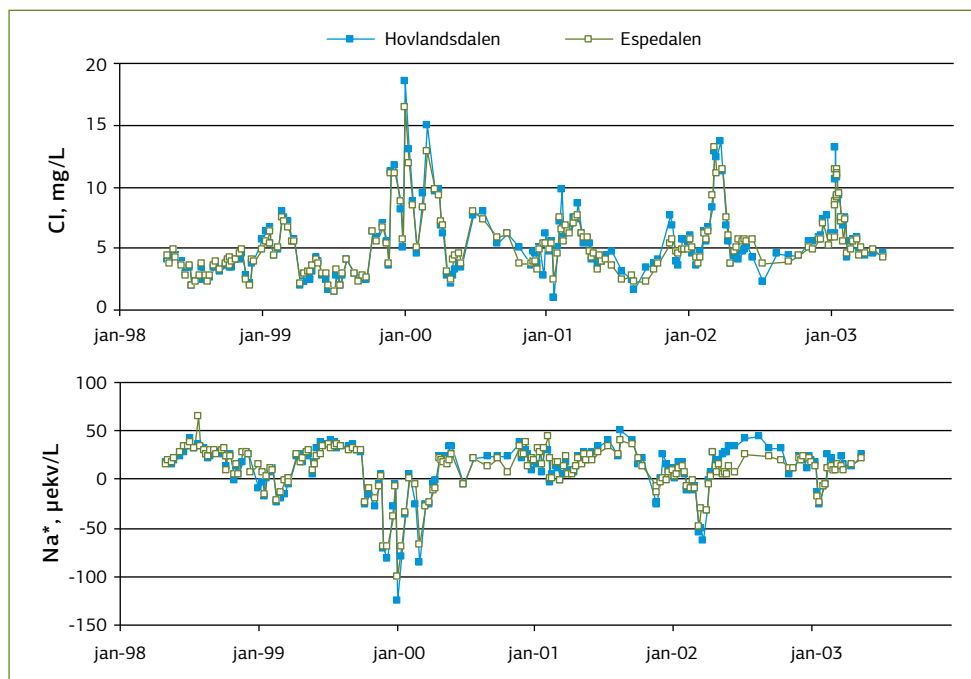
Figur 6. Utvikling i beregnet ikke-marin kalsium ( $Ca^*$ ;  $mg\ L^{-1}$ ) og ikke-marin magnesium ( $Mg^*$ ;  $mg\ L^{-1}$ ) i Hovlandsdalen og Espedalen i perioden 1998-2003.

Tabell 5. Korrelasjonskoeffisienter ( $r$ ) for sammenhengen mellom ulike variable i referansebekken (øverst) og i Hovlandsbekken før og etter kalking. En, to eller tre stjerner betyr signifikante sammenhenger basert på lineær regresjon og ved hhv.  $p < 0,05$ ,  $p < 0,01$  og  $p < 0,001$ .

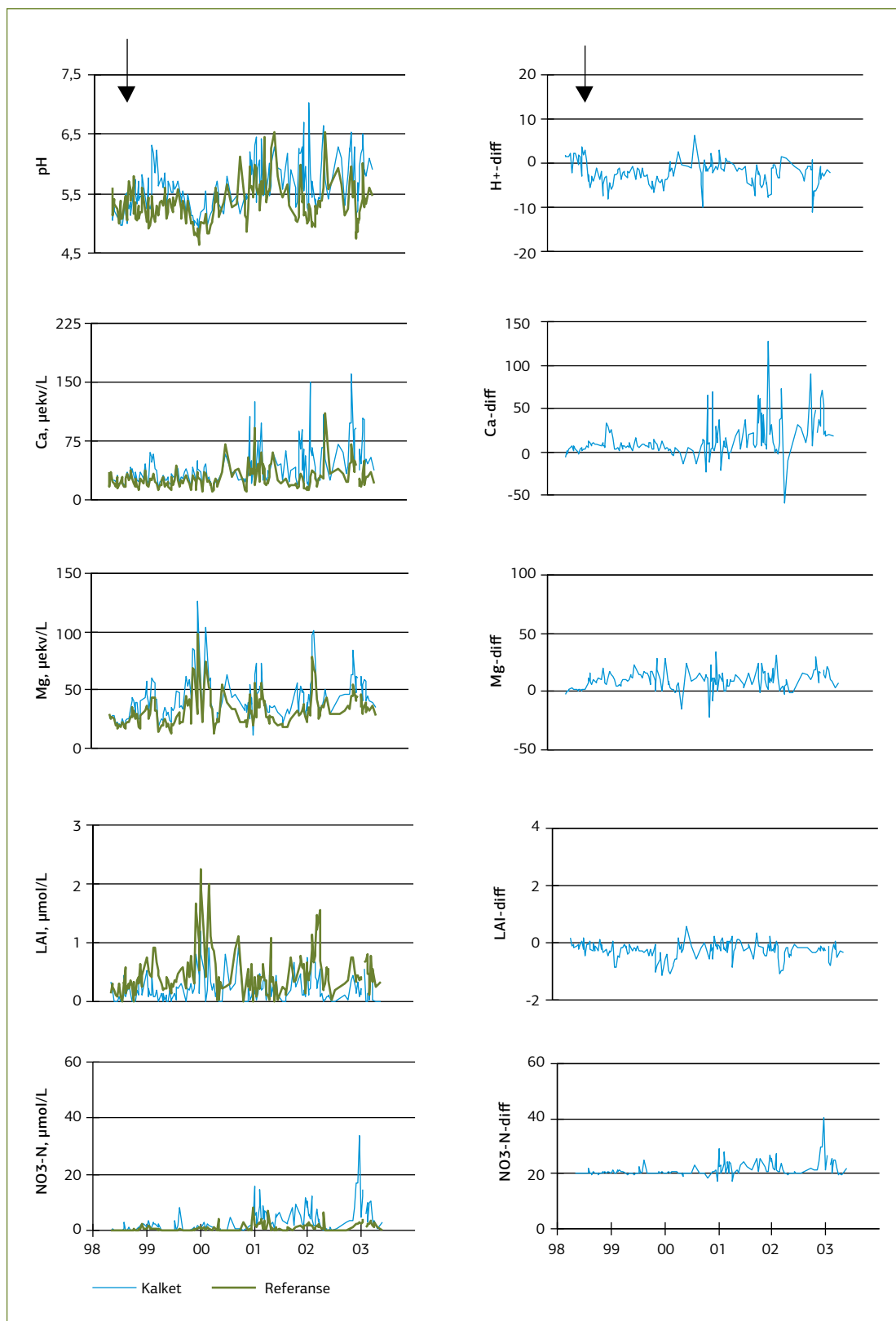
	TOC	Cl	pH
<b>Espedalsbekken (ref) alle data (n=164)</b>			
RAI	0,88***	-0,35***	-0,17*
LAI	-0,48***	0,79***	-0,56***
TOC	-	-0,64***	-0,15*
Cl	-0,64***	-	-0,29***
pH	-0,15*	-0,29***	-
<b>Hovlandsbekken før kalking (n=17)</b>			
RAI	0,93***	-0,79***	-0,56*
LAI	-0,66**	i.s.	0,73***
TOC	-	-0,79***	-0,67**
Cl	-0,79***	-	i.s.
pH	-0,67**	i.s.	-
<b>Hovlandsbekken etter kalking</b>			
RAI	0,93***	-0,46***	-0,17*
LAI	-0,43***	0,60***	-0,29***
TOC	-	-0,59***	i.s.
Cl	-0,59***	-	-0,19*
pH	i.s.	-0,19*	-



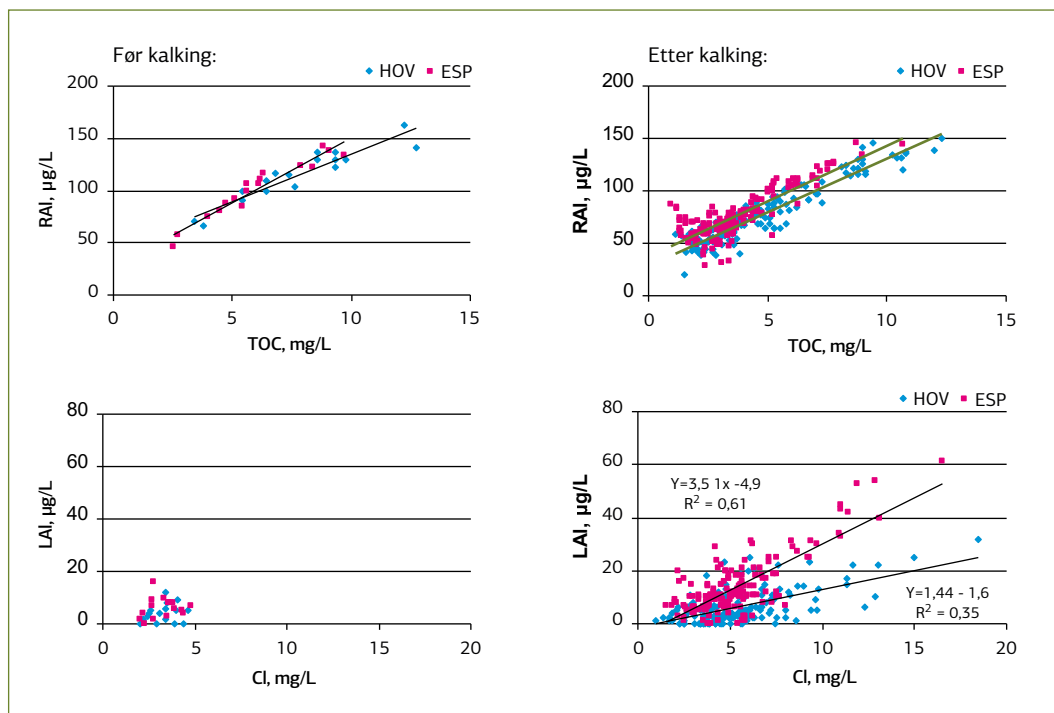
Figur 7. Utvikling av reaktivt Al, labilt Al og TOC i Hovlandsdalen og Espedalen i perioden 1998-2003.



Figur 8. Utvikling i klorid (Cl; mg L<sup>-1</sup>) og ikke-marin natrium (Na\*; µekv L<sup>-1</sup>) i Hovlandsdalen og Espedalen i perioden 1998-2003.



**Figur 9.** Tidsutvikling for en del variable før og etter terrengkalking i Guddal. Differansene mellom kalket og referanse viser endringer som i utgangspunktet tilskrives kalking.



Figur 10. Forholdet mellom reaktivt Al (RAI) og TOC og forholdet mellom labilt Al (LAI) og Cl før og etter kalking.

### 3.5 Referanser

DNMI 1998-2002. Nedbørhøyder fra meteorologisk stasjon 56650 Dale i Sunnfjord, samt normalperioden 1961-1990. Det norske meteorologiske institutt, Oslo.

Hindar, A., Henriksen, A., Kaste, Ø. and Tørseth, K. 1995. Extreme acidification in small catchments in southwestern Norway associated with a sea salt episode. *Water, Air Soil Pollut.* 85: 547-552.

Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K. and Semb, A. 1994. Acid water and fish death. *Nature* 372: 327-328.

Hindar, A., Kroglund, F. og Skiple, A. 1996. Kalkingsplan for Guddalsvassdraget i Sogn og Fjordane. NIVA-rapport 3388-1996. 20 s.

Hindar, A., Teien, H.-C., Salbu, B., Lierhagen, S. og Oug, E. 2000. Faktorer som påvirker aluminiumskjemien og dermed vannkvalitetsmålet for laks i Tovdal- og Mandalsvassdraget. NIVA-rapport 4229-2000. 81 s.

Hindar, A., Tørseth, K., Henriksen, A. and Orsolini, Y. 2003b. The significance of the North Atlantic Oscillation (NAO) for sea-salt episodes and acidification-related effects in Norwegian rivers. *Environmental Science and Technology* (in print).

Hindar, A., Wright, R.F., Nilsen, P., Larssen, T. and Høgberget, R. 2003a. 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.

Traaen, T.S., Frogner, T., Hindar, A., Kleiven, E., Lande, A. and Wright, R.F. 1997. Whole-catchment liming at Tjønstrond, Norway: An 11-year record. *Water, Air, and Soil Pollut.* 94: 163-180.

# 4 Vannkjemiske endringer og effekter på smolt under flom i Hovlandselven – effekt av terrengkalking

Av H. C. Teien<sup>1</sup>, B. Salbu<sup>1</sup>, L. Sørli Heier<sup>1</sup>, W. Standing<sup>1</sup> og F. Kroglund<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Isotoplaboratoriet, Institutt for plante- og miljøvitenskap, Norges Landbrukshøgskole, Pb. 5028, 1432 Ås.

<sup>2</sup> Norsk institutt for vannforskning - Sørlandsavdelingen, Televeien 3, 4879 Grimstad

Anicke Jerpetjøn, Arne Skogen og Oddleif Yndestad hjalp til med å gjennomføre feltarbeidet, mens Tove Loftås og Marianne Kroglund har bistått i analysearbeidet.

## 4.1 Innledning

I sterkt forsurede områder er vannkvaliteten vedvarende dårlig og effekten på sensitive organismer antas å være relativt permanent i tid og rom. I lite og moderat forsurede områder er påvirkningen av mer episodisk karakter og det er uklart hvordan sensitive organismer påvirkes under slike episoder. Tolkningen av vannkjemiske data i forhold til bestandseffekter blir derfor svært vanskelig. Tidligere studier av forsurede vassdrag på Vestlandet har vist at sjøsalter representerer den drivende kraften for mobilisering av uorganisk aluminium til vassdrag (Hindar og Kroglund 2000). Sjøsaltdeposisjon er relatert til perioder med mye nedbør og flom, og store vindstyrker som frakter saltene langt innover fastlandet. Det er imidlertid uklart hvilken effekt slike episoder vil ha på fisk og varigheten av effekter som kan observeres i et vassdrag etter en slik episode. Vi har undersøkt om terrengkalking kan være et egnet tiltak for sjøsaltutsatte, moderat forsurede vassdrag.

For å få kunnskap om episodisk forsurening og virkning på laks samt å vurdere om terrengkalking kan

være et egnet tiltak, ble det vinter/vår 2001 og 2002 utført feltstudier i Hovlandselven (i kalket felt) og Espedalselven (referanse), se nærmere omtale av lokalitetene annet sted i denne rapporten. Arbeidet omfattet studier av

- aluminiums (Al) bindingsforhold i overflatelaget i jord,
- Als tilstandsformer i vassdragene under ulike episoder og
- effekter av vannkvalitet på fisk (eksponeringsforsøk med smolt).

## 4.2 Eksperimentelt arbeid

### 4.2.1 Overflatejord

Jordprøver (n=15) fra øverste 0-5 cm sjikt ble innsamlet fra tre ulike vegetasjonsområder: (blåbær-småbregne bjørkeskog fra felt 17 og 1, blåbærfuruskog fra felt 14 og 2, samt granplanteområde fra felt 15 og 7 i referansefeltet og i kalkingsfeltet (Aarrestad m.fl. 1999). Jordprøver ble tørket, siktet (2 mm) og Al ble ekstrahert med hhv.  $\text{CuCl}_3$  (totalt organisk bundet Al) og 7M  $\text{HNO}_3$  (syreløselig fraksjon). Parallell jordprøver ble ekstrahert med hhv. 3 ppt og 27 ppt saltvann for å simulere sjøsaltepisoder og effekter i estuarieblandsoner. Konsentrasjonen av Ca, Mg, Fe, Si og Al i  $\text{CuCl}_3$  og  $\text{HNO}_3$  ekstrakter ble målt vha ICP-AES, mens konsentrasjonen av Al i saltvannsekstrakter ble målt vha ekstraksjon og spektrofotometri (Teien m.fl. 2003).

### 4.2.2 Feltforsøk med fisk

Det ble etablert elvestasjoner i begge elvene for å studere vannkvaliteten og effekter på fisk i periodene 1. mars - 9. april 2001 og 7. februar - 9. mai 2002. Vannkvaliteten (pH, konduktivitet) og temperatur ble kontinuerlig overvåket ved hver stasjon. Vann ble kontinuerlig pumpet opp fra brønn (60 L stamp) i elva til kar (ca 900 L som rommet ca 300 L elvevann) på land og laksesmolt ble kontinuerlig eksponert til elvevannet (Teien m.fl. 2001). Vanngjennomstrømningen i karet var så stor at fisken ble stående i vannstrømmen. Under feltforsøket i 2001 ble det benyttet bur i Hovlandselva for eksponering av fisk.

### Nedbør og vannkjemi

For å dokumentere nedbørsmengde og endringer i nedbørskvalitet ble nedbør oppsamlet (1 L plastflaske) og døgngjennomsnitt beregnet. Under forsøket i 2001 ble nedbøren oppsamlet på Helle-

vika, mens under feltforsøket i 2002 ble nedbøren oppsamlet på Hovland. Vannføringsmålere i Espedalselven og i Hovlandselven ble benyttet til å dokumentere endringer i vannføring. Generelt ble vann og fisk prøvetatt samtidig hver tredje dag gjennom de to forsøksperiodene, innenfor noen timers tidsdifferanse mellom vassdragene. For å oppnå hyppig innsamling av elvevann under enkeltepisoder ble det benyttet en automatisk prøvetaker (0,4 L eller 1,2 L). Ved hver prøvetaking ble vannet fraksjonert in situ mhp størrelse og ladning, og ekstrahert mhp Al. Prøvene ble lagret kjølig og analysert på laboratoriet. Prøver av vann (0,5 L) for analyse mhp  $SO_4$ ,  $NO_3$ , Cl og F ble målt vha autoanalysator, mens Ca, Mg, Na, K og Si ble målt vha ICP-AES. Organisk karbon (TOC eller DOC) ble bestemt vha Shimano TOC-5000.

I felt ble partikkelfiltrering (0,45  $\mu$ m membranfilter) og hullfiber ultrafiltrering (10 kDa) kombinert med kationkromatografi (Ambelite) benyttet for å få informasjon om ulike tilstandsformer for Al, TOC og basekationene, se Teien m.fl. (2001). Partikler, kolloider, høymolekylære (HMM) og lavmolekulære (LMM) former av Al, TOC og basekationer ble separert. Na:Cl-forholdet er beregnet basert på 0,45  $\mu$ m fraksjonerte prøver, og verdier i elvevann, nedbør og sjøvann er sammenlignet for å få informasjon om sjøsalteffekter.

Reaktivt Al i ulike fraksjoner ble bestemt vha ekstraksjon (Barnes 1975; Driscoll 1984) i felt og spektrofotometri (Shimadzu, UV-1601, bølgelengde 395 nm) på laboratoriet. Al ble korrigert for interferens av Fe (600 nm). Total konsentrasjonen av Al ble målt i surgjorte prøver vha ICP-AES. Ulike Al tilstandsformer som ble målt i totale og filtrerte vannfraksjoner, var:

**tot-Al:** Total Al-konsentrasjon i vannet, bestemt på laboratoriet vha. ICP-AES i surgjorte prøver (1%  $HNO_3$  minimum 1 mnd etter surgjøring)

**Alc:** Syrereaktivt Al, ofte benevnt kolloidalt partikulært Al, hvor  $Alc = tot-Al - Ala$

**Ala:** Reaktivt Al, vannprøve ekstrahert med 8-hydroxyquinoline og metylisobutylketon i 20 sekunder, lagret ved 4 °C i minst 2 dager før måling av Al-konsentrasjon vha. spektrofotometer

**Alo:** Ekstrahert Al i eluat fra kationbytterkolonne (nøytrale eller negativt ladd), Al-konsentrasjon bestemt vha. spektrofotometer

**Ali:** Monomert uorganisk Al. Retensjon i kationbytter beregnet ved:  $Ali = Ala - Alo$

### Forsøksfisk

Forsøksfisken var veterinærgodkjent laksesmolt. Fisk som ble benyttet under forsøket i 2001, var fra Gjølanger Fisk A/S og fisk som ble benyttet i 2002, var fra Norway Seafarms avd. Hyllestad. Laksesmolten ble fraktet med bil i svart plastsekk fylt med vann og oksygen (standard metode) til den enkelte lokalitet. Det ble ikke registrert negative effekter på fisken etter transport. Under de enkelte forsøkene ble det benyttet to grupper med fisk da fisken ikke ble føret under forsøket. Fiskens kondisjon og størrelse i de enkelte gruppene, samt antallet og eksponeringsstart er angitt i **Tabell 6**.

Ved hvert tidspunkt ble det tatt prøver fra 3 (n=3) eller 5 (n=5) individuelle fisk. Prøvetakingsprogrammet omfattet: lengde (mm) og vekt (g), blodprøver for bestemmelse av plasma-Cl og glukose (målt i felt), gjellebue nr. 2 på høyre side (metallkonsentrasjoner) og snute og gjelleprøver av enkelte fisk for fargeteknikk (Al-avsetninger på gjellene og nesevev).

## 4.3 Resultater og diskusjon

### 4.3.1 Effekter på jord

**Tabell 7** viser pH, glødetap og konsentrasjon av Ca, Mg, Fe, Al og Si i 7 M  $HNO_3$  jordekstrakter fra de ulike områdene i Espedal og Hovland. Som forventet, hadde terrengkalket jord fra Hovland høyere pH og høyere konsentrasjon av Ca og Mg enn i Espedalen, mens konsentrasjonen av Si var høyere i Espedalen.

**Tabell 6.** Fisk som ble benyttet i eksponeringsforsøkene.

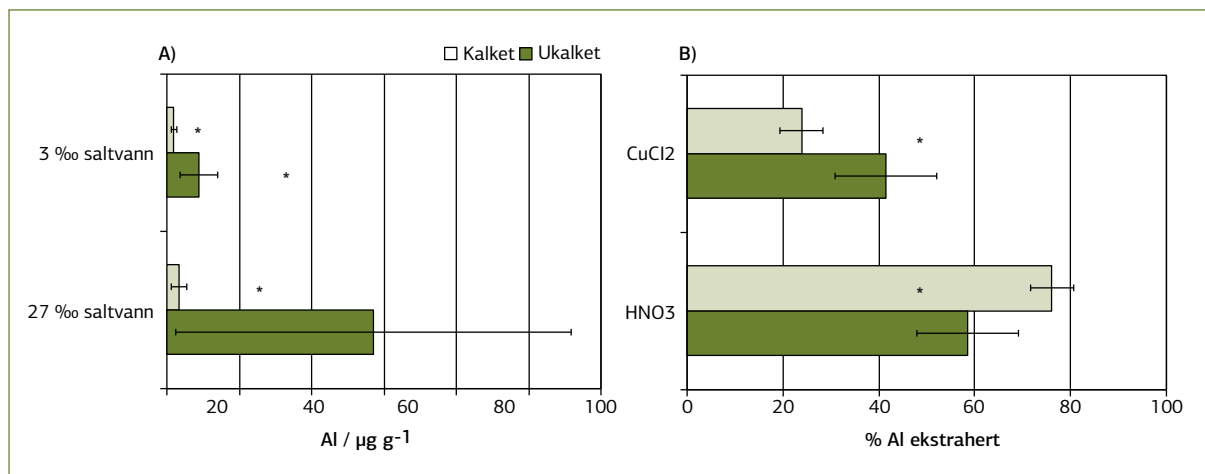
Feltforsøk	Gruppe	Antall	Eksp. start	lengde cm	vekt g	glukose mmol L <sup>-1</sup>	Pl-Cl mmol L <sup>-1</sup>	HCT %	Al-gjelle $\mu$ g Al g <sup>-1</sup> tv. gjelle
2001	Utsett I	50	4. mars	16,1±1,1	48±10,3	5,8±0,8	130±8	IM	13±2
	Utsett II	50	23. mars	16,9±0,9	50,8±12,6	4,9±1,9	136±6	IM	14±6
2002	Utsett I	150	8. februar	13,1±1,2	23,8±6,7	5,8±3,3	IM	42,4±12,1	59±13
	Utsett II	50	13. mars	14,3±0,5	33,8±3,3	4,4±0,2	116±12	48,2±2,9	61±23

IM =ikke målt



**Tabell 7.** pH, glødetap (% 12 t ved 550 OC) og total konsentrasjon av Ca, Mg, Fe, Al and Si ( $\text{mg g}^{-1}$ ) i overflatejord ( $n=15$ ) fra Hovland (kalket) og Espedalen (ukalket). Mvd  $\pm$  St.avvik. \*Signifikante forskjeller mellom områdene ( $P<0,05$ ).

Nedbørsfelt	pH*	Glødetap (%)	Ca* ( $\text{mg g}^{-1}$ )	Mg* ( $\text{mg g}^{-1}$ )	Fe ( $\text{mg g}^{-1}$ )	Al ( $\text{mg g}^{-1}$ )	Si* ( $\text{mg g}^{-1}$ )
Espedal	4,2 $\pm$ 0,1	88 $\pm$ 7	1,6 $\pm$ 0,4	0,79 $\pm$ 0,2	1,3 $\pm$ 0,9	2,0 $\pm$ 1,6	0,44 $\pm$ 0,05
Hovland	5,4 $\pm$ 0,7	88 $\pm$ 9	3,3 $\pm$ 0,9	1,83 $\pm$ 0,4	2,6 $\pm$ 1,3	1,1 $\pm$ 0,9	0,37 $\pm$ 0,10



**Figur 11.** A) Al-konsentrasjon ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) i saltvannsekstrakter av jord fra ukalket (Espedal) og kalket (Hovland) område. B) Fraksjon av Al (%) i  $\text{CuCl}_2$ -ekstraktet fra ukalket (Espedal) og kalket (Hovland) jord samt syreløselig fraksjon (%) av Al i  $\text{HNO}_3$ -ekstraktet.

Konsentrasjonen av Al og Fe varierte mellom de ulike feltene, men det var ingen signifikant forskjell mellom kalket og ikke kalket jord.

**Figur 11** viser at konsentrasjonen av ekstrahert Al fra hhv. sur jord og kalket jord øker når en benytter ekstraksjonsmidlene saltvann,  $\text{CuCl}_2$  eller 7 M  $\text{HNO}_3$ . Sjøsalter ekstraherer mer Al fra den sure jorda enn fra kalket jord, og konsentrasjonen økte med økt salt konsentrasjon i den sure jorda. Økningen er mindre markant i den kalkede jorda.

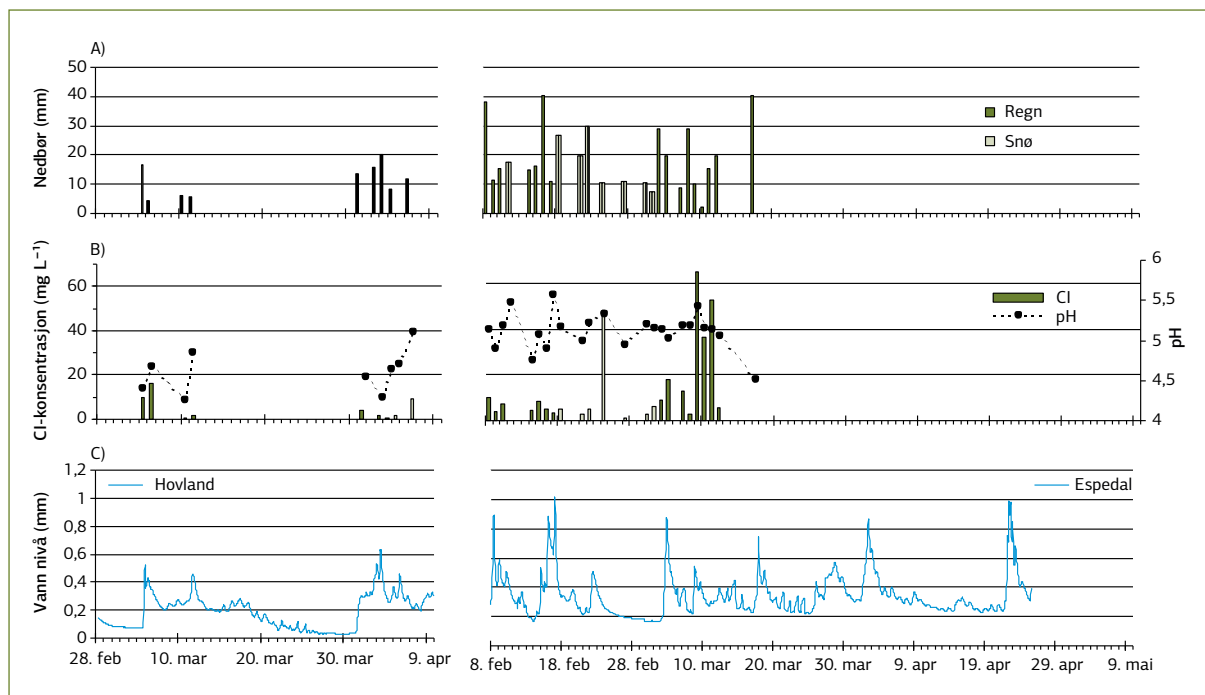
Resultatene indikerer betydelig mobilisering av Al fra den sure jorda og økt mobilisering ved økt saltkonsentrasjon. Mobilisering av Al fra kalket jord ved tilførsel av sjøsalter er betydelig lavere. Lavere mobiliseringen fra kalket jord er trolig et resultat av økt konsentrasjon av basekationer i jorda etter kalking.

$\text{CuCl}_2$  ekstraherer også mer Al fra den sure jorda enn fra kalket jord. Dette indikerer at konsentrasjonen av organisk Al var høyest i den sure jorda. Under

stormepisoder kan en betydelig høyere konsentrasjon av organisk bundet Al i ukalket jord derfor bli transportert med overflateavrenning. Det var ingen signifikant forskjell mellom konsentrasjonen av ikke-reaktivt Al i sur og kalket jord, selv om middelveiden var betydelig høyere for kalket jord.

#### 4.3.2 Nedbør

Forsøksperiodene var forskjellige mhp. nedbørintensiteten. Mens forsøksperioden i 2001 var relativ nedbørsfattig, var forsøksperioden i 2002 relativ nedbørrik (**Figur 12**). Nedbøren under forsøksperioden i 2001 var relativ sur (pH 4,3-5,1) i forhold til nedbøren i 2002 (pH 4,8-5,6). Under begge feltperiodene ble det registrert nedbør som var innholdsrik på sjøsalter; moderate mengder av sjøsalter (opptil 11  $\text{mg Cl L}^{-1}$ ) 5.-6. mars 2001 og høye saltkonsentrasjoner (opp til 63  $\text{mg Cl L}^{-1}$ ) i dagene 9.-11. mars 2002.



**Figur 12.** Variasjon i nedbørmengde, pH og Cl-konsentrasjon ( $\text{mg L}^{-1}$ ) i nedbøren, samt vannstand gjennom forsøksperiodene. Parallellmålinger viser at vannføringsmønsteret er omtrent indentisk i de to elvene.

### 4.3.3 Forsøkene i Espedalselven

#### Vannkvalitet

I 2001 ble det registrert to flomepisoder (5.-13. mars og 1.-6. april), mens det i 2002 var mange flommer, blant annet ved forsøkstart 8. februar (Figur 12). Vanntemperaturen i Espedalselva var, med unntak av flomepisoder, nær  $0\text{ }^{\circ}\text{C}$  frem til slutten av mars og økte fra slutten av mars mot mai, under begge forsøksperiodene (Figur 13). Konsentrasjonen av TOC økte også under flomepisoder, men var generelt lav ( $2\text{ mg L}^{-1}$ ). Generelt økte TOC-konsentrasjonen i vannet gjennom perioden; fra slutten av mars i 2001 og fra midten av april i 2002 (Figur 13), og samvarierte godt med temperaturendringene. Mer enn 50% av det organiske materialet forelå som kolloidale forbindelser (større enn  $10\text{ kDa}$ ) i 2002. Konsentrasjonen av Ca var lav i elvevannet ( $<1\text{ mg L}^{-1}$ ).

Konsentrasjonen av Ca og pH i elvevannet varierte gjennom forsøksperiodene (Figur 13B). pH var generelt lavere under flomepisoder og høyere ved lav vannføring. I tillegg varierte pH med Cl konsentrasjonen, ved økt Cl-konsentrasjon ble det observert en redusert pH. Gjennom forsøksperiodene var konsentrasjonen av Cl i elvevannet relativt høy ( $>6$

$\text{mg L}^{-1}$ ). Under to perioder var Cl-konsentrasjonen over  $8\text{ mg L}^{-1}$ , og i perioden 9. mars - 6. april 2002 var konsentrasjonen av Cl svært høy ( $>10\text{ mg L}^{-1}$ ) med  $20\text{ mg L}^{-1}$  som høyeste registrerte konsentrasjon (Figur 13A).

Økning i Cl- og Na-konsentrasjonen viser økt bidrag av sjøsalter. Lavere Na:Cl-forhold i elvevannet enn i nedbøren (Na:Cl-forholdet  $<0,86$ ), indikerer ionebytting av Na med andre kationer i nedslagsfeltet. I 2001 avtok Na:Cl-forholdet fra 0,97 til 0,8 og forble lav i noen dager, mens vannkvaliteten i 2002 var påvirket av sjøsalteffekter gjennom hele perioden (Na:Cl-forholdet  $<0,86$ ). Na:Cl-forholdet avtok fra 0,70 til 0,53 under sjøsaltepisoden (Figur 13D).

#### Aluminiums tilstandsformer i vann

Konsentrasjonen av totalt Al varierte innenfor  $65\text{-}143\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$  (Figur 13E). Konsentrasjonen økte under flomepisodene i likhet med TOC, trolig som følge av økt erosjon og avrenning, og økte generelt mot slutten av forsøksperiodene, også i likhet med TOC-konsentrasjonen (Figur 13C). Tilnærmet alt aluminium forelå løst i vann, dvs ca. 40 % som kolloidalt/ høymolekylært (HMM Al) og ca 60 % som LMM Al. Konsentrasjon av kolloidalt Al, Alc, i vannet økte generelt med konsentrasjon av TOC.

Konsentrasjonen av positivt ladd Al var generelt lav ( $17 \mu\text{g L}^{-1}$ ), men økte under sjøsaltepisoder. Al-nivået økte betydelig 5.-6. mars 2001 fra 13 til  $31 \mu\text{g L}^{-1}$  og spesielt i perioden 9. mars - 6. april 2002 var konsentrasjonen høy, med høyeste konsentrasjon ( $81 \mu\text{g L}^{-1}$ ) 12. mars. Konsentrasjonen av Al varierte uavhengig av total konsentrasjonen av Al, og økte under episoder med høy Cl-konsentrasjon ( $>10 \text{ mg L}^{-1}$ ) til over  $30 \mu\text{g L}^{-1}$ . Etter begge sjøsaltepisodene avtok Al-konsentrasjonen til bakgrunnsnivå. Korrelasjon mellom Cl- og Al-konsentrasjonen i vannet var god ( $R^2 = 0,92$ ). Resultatene indikerte betydelig mobilisering av Al fra dreneringsområdet under sjøsaltepisoder.

En betydelig andel av positivt ladd Al forelå som LMM former. Under sjøsaltepisodene mobiliseres også  $\text{H}^+$ . Konsentrasjonen av  $\text{H}^+$  i elvevannet var under sjøsaltepisodene betydelig høyere (lav pH) enn før sjøsaltepisoden og høyere enn i nedbøren. Forsøkene i 2001 skiller seg fra 2002 ved at nedbøren var surere i 2001 og sjøsaltpåvirkningen mindre.

#### Effekt på smolt

Det ble registrert betydelig dødelighet hos fisk under forsøket i 2002, men ingen dødelighet hos fisk i 2001 (Figur 14E). For fisk (Utsett I, 2002) som var fôret før utsett ble det registrert betydelig dødelighet ved to tidspunkt; etter 3 dagers eksponering i februar 2002, og fra 17.-18. mars 2002 under sjøsaltepisoden. For fisk som var sultefôret (Utsett II, 2002) før utsetting ble det også observert betydelig dødelighet under sjøsaltepisoden. Totalt døde 75 % av fisken i Utsett I og 55 % av fisken i Utsett II. Etter 6. april 2002 ble det ikke observert dødelighet i noen grupper.

Det var betydelig akkumulering av Al på gjellene til alle fiskegruppene, både i 2001 og 2002 (Figur 14A). For fisk eksponert i 2001 ble det registrert betydelig akkumulering etter sjøsaltepisoden 5. mars - 23. mars 2001 (Utsett I) og ved eksponering til elvevannet i starten av flomeepisoden 23. mars - 3. april 2001 (Utsett II). Konsentrasjonen avtok under videre eksponering. For fisk eksponert i 2002 ble det registrert betydelig Al-akkumulering på gjeller ved tre tidspunkt; tidlig i eksponeringsperioden (Utsett I), etter 20. februar (Utsett I) og under sjøsaltepisoden fra 9. mars 2002. Al-avsetningen på gjeller nådde et maksimum 15. mars, under sjøsaltepisoden før konsentrasjonen på gjellene igjen avtok, og åtte uker etter var konsentrasjonen betydelig redusert for begge Utsett I og Utsett II. Det var ingen signifikant forskjell mellom Al-akkumulering på gjellene

til langtidseksponert sultefôret fisk i forhold til fisk som ble satt ut 13. mars. Begge fiskegrupper viste samme trend fra 15.-18. mars.

All forsøksfisk viste økt blodglukose under eksponering til elvevannet i Espedal (Figur 14B). Konsentrasjonen av blod glukose økte mest under eksponering i 2002, men økte også betydelig under forsøket i 2001. I 2001 økte konsentrasjonen av blodglukose fra 6 til ca  $15 \mu\text{mol L}^{-1}$  ved eksponering under sjøsaltepisoden 5. mars 2001 og flomeepisoden 1. april 2001. I 2002 økte glukosekonsentrasjonen i blodet ved eksponeringstart (Utsett I) og fra 20. februar og gjennom sjøsaltepisoden i begge utsett. Forsøket i 2002 viste imidlertid redusert blodglukose i fisken mot slutten av forsøket. Den 9. mai var nivået av blod glukose redusert ( $13 \pm 9 \mu\text{mol glukose}$ ) for Utsett I og redusert til normale nivåer ( $3 \pm 0 \mu\text{mol glukose}$ ) for Utsett II.

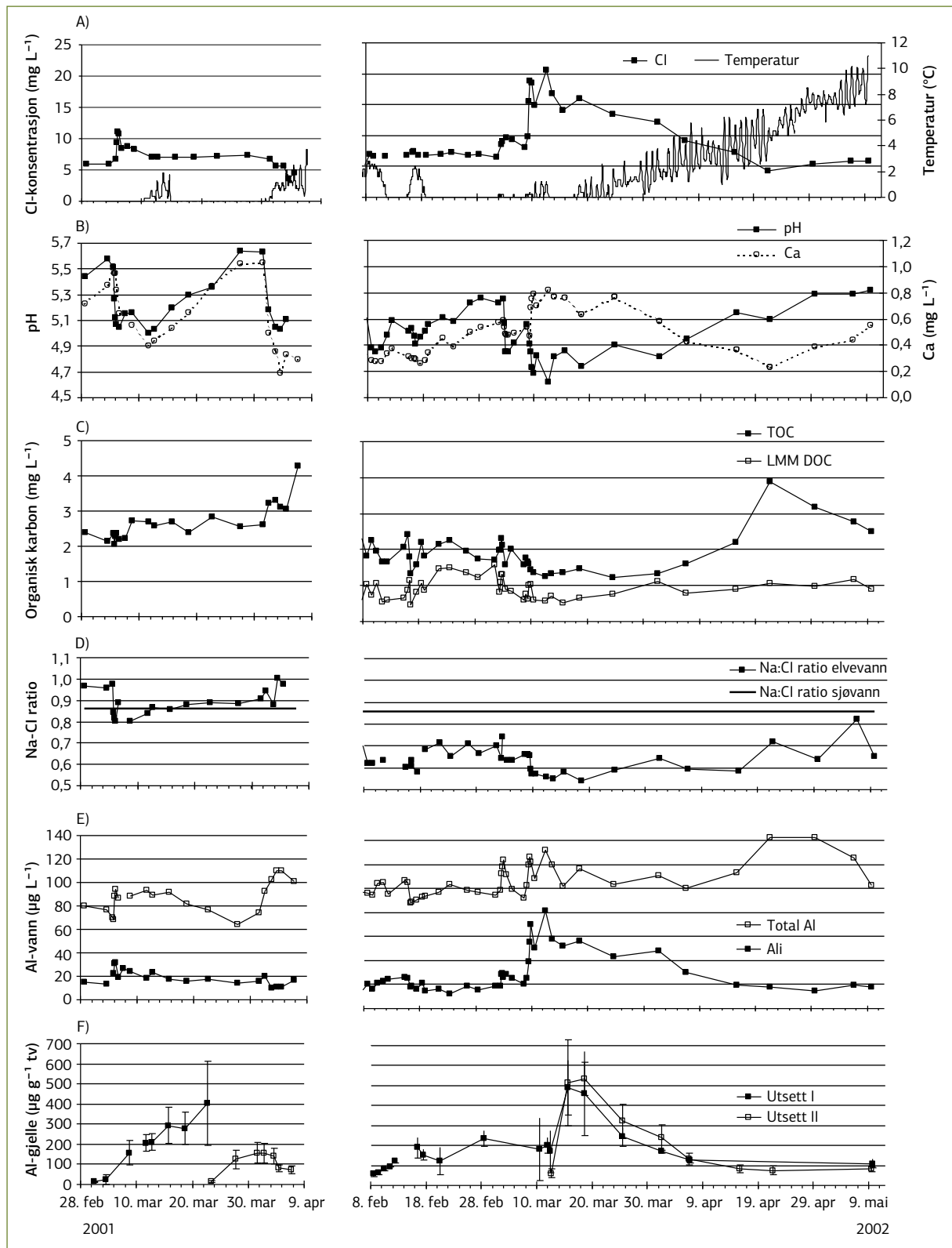
Konsentrasjonen av blodplasma Cl avtok også hos alle fiskegrupper ved eksponering til vannet i Espedalselven (Figur 14C). Det indikerer svikt i ioneregulering hos fisk. I 2001 avtok blodplasma Cl til ca.  $105 \mu\text{mol L}^{-1}$  ved eksponering under sjøsaltepisoden 5. mars 2001 og til ca  $110 \mu\text{mol L}^{-1}$  under flomeepisoden 1. april 2001. I 2002 avtok blodplasma Cl-konsentrasjonen i blodet til lave nivåer ( $<80 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) ved eksponeringstart (Utsett I) og etter 20. februar (Utsett I). Konsentrasjonen av blodplasma Cl økte noe i begge utsett gjennom sjøsaltepisoden 2002 ( $>80 \mu\text{mol L}^{-1}$ ), og økte til normale verdier 9. mai (Utsett II:  $137 \pm 2 \text{ mmol L}^{-1}$ ). De observerte konsentrasjonene i blodplasma Cl i 2002 var så lave at dødelighet kunne inntre.

Hematokritt (%) nivået i blod økte også for fisk etter eksponering i Espedalselven i 2002 (Figur 14A). Hematokrittverdiene var forhøyet etter eksponeringstart (55 %), og var svært høye under sjøsaltepisoden 6. mars - 6. april 2002 ( $>60$  % for fisk i Utsett I og Utsett II). Ved forsøkslutt 9. mai var imidlertid hematokrittverdiene i blodet blitt normale (noe over 40 % for begge utsett).

Konsentrasjonen av Al på gjeller og  $\text{H}^+$ -konsentrasjonen i vannet var under de observerte flomeepisodene og spesielt under sjøsaltepisodene høye og på kritiske nivåer for fisk. Ved forsøket i 2001 ble det observert høy akkumulering på gjeller ( $400 \mu\text{g Al g}^{-1}$  tv gjelle), pH-verdier ned mot 4,95 og lave Ca-konsentrasjoner (ned mot  $0,4 \text{ mg L}^{-1}$ ) i elvevannet uten at det oppsto dødelighet. Under forsøket i 2002 ble det observert moderat akkumulering på

gjeller (200  $\mu\text{g Al g}^{-1}$  tv gjelle), pH 4,90 og lavere Ca-konsentrasjoner (0,3  $\text{mg L}^{-1}$ ) i ellevannet som resulterte i dødelighet etter tre dagers eksponering (forsøkstart).

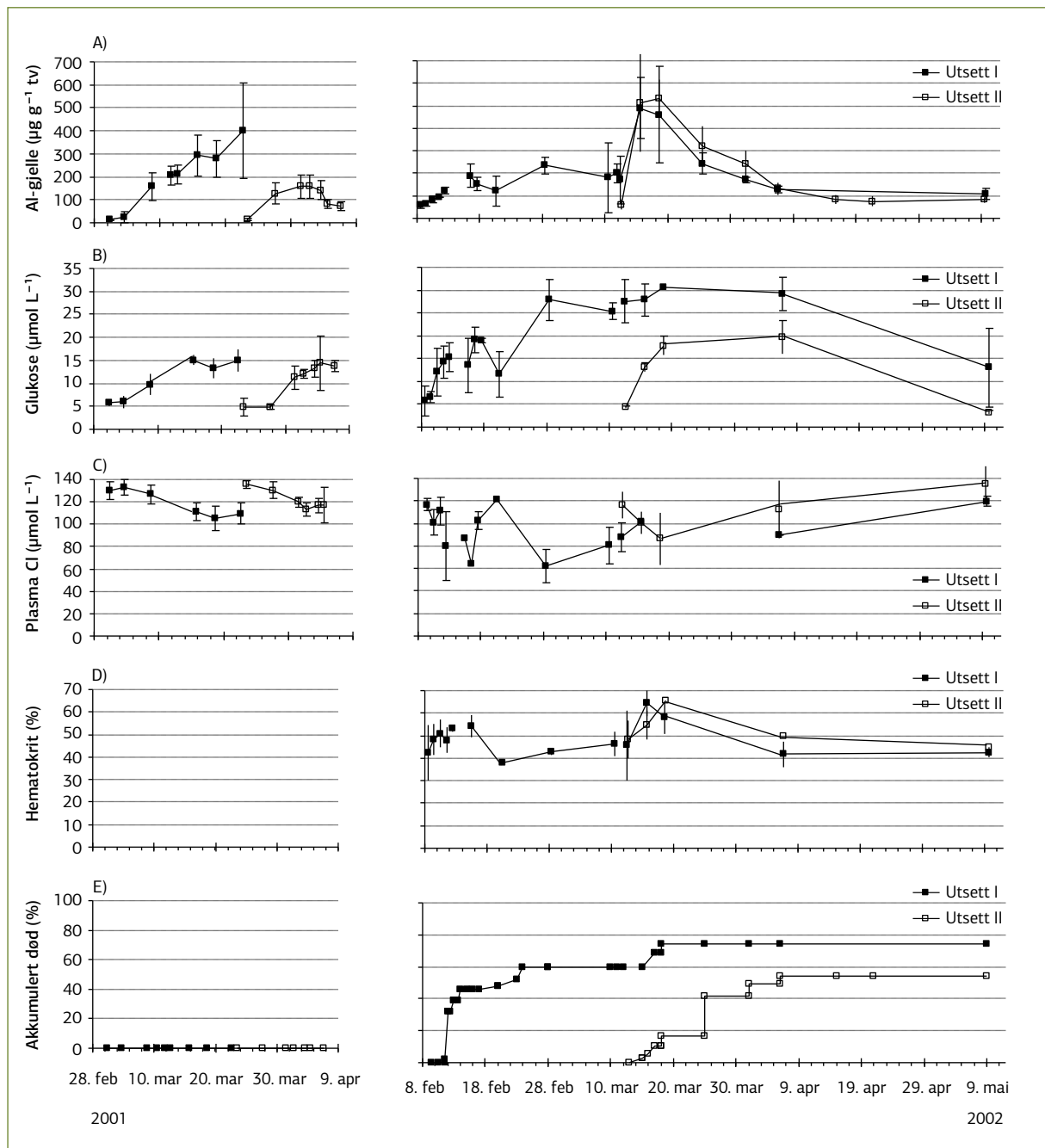
Det var tydelige forskjeller i både fisk- og vannkvalitet mellom årene. Fisken var føret før forsøks-tart i 2002. Fisken som ble benyttet i 2001 var



**Figur 13.** Temperatur, pH, konsentrasjon ( $\text{mg L}^{-1}$ ) av Cl, Ca, TOC, Na:Cl-forhold, tilstandsformer for Al ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) i Espedalselven og Al avsetning på fiskegjeller ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) gjennom forsøksperiodene i 2001 og 2002.

større, hadde lavere gjelle-Al konsentrasjon som bakgrunnsverdi og hadde bedre helsestatus enn den fisken som ble benyttet i 2002. Forskjeller i dødelighet mellom årene kan også skyldes at H<sup>+</sup>-konsentrasjonen var høyere og Ca-konsentrasjonen lavere i 2002. Forskjellene i Ali var mer marginale.

For laksesmolt er den vannkjemiske forringelsen betydelig når pH endres fra et pH 5,6 til 4,9 nivå i 2001 til å variere mellom 4,9 og 5,1 de første ukene av 2002, samt at Ca varierte fra 0,4 til 1 mg L<sup>-1</sup> i 2001 og til å variere mellom 0,3 til 0,4 mg L<sup>-1</sup> de første ukene av 2002 (Wood and McDonald 1987). Under sjøsaltepisoden i 2002 var konsentrasjonen av H<sup>+</sup> og Ali i elvevannet høy. Dette resulterte i høye konsentrasjoner av akkumulert Al på fiskegjellene.



**Figur 14.** Effekt på smolt eksponert til vannet i Espedalselven gjennom forsøksperioden. A) Al-akkumulering på gjeller B) Glukose konsentrasjon i blod C) Cl<sup>-</sup>-konsentrasjon i plasma D) Hematokritt (%) E) Akkumulert dødelighet. Første punkt i de enkelte kurver angir fiskestatus før eksponering.

Dødelighet her var sannsynligvis direkte relatert til gjelle-Al akkumuleringen. I samme periode økte Ca-konsentrasjonen fra 0,3 til 0,8 mg L<sup>-1</sup> uten at dette beskyttet fisken mot dødelig vannkvalitet.

Resultatene viste også at fisk som overlevde episoden ble restituert i forhold til glukose, plasma klorid og hematokritt på tross av at pH i denne perioden var omkring 5,3, Ca-konsentrasjonen ca 0,4 mg L<sup>-1</sup> og at det ble målt i underkant av 20 µg Ali L<sup>-1</sup>. Gjelle-Al var i denne perioden på omkring 100 µg Al g<sup>-1</sup> gjelle. Dette er ikke et gjelle-Al nivå hvor det forventes omfattende responser på de målte parametrene.

#### 4.3.4 Forsøkene i Hovlandselven

##### Vannkvalitet

Vanntemperaturen i Hovlandselva var, med unntak av flomeepisoder, nær 0 °C frem til slutten av mars og økte fra slutten av mars mot mai, under begge forsøksperiodene. Det var ingen forskjell i temperatur mellom Espedalselven og Hovlandselven. Konsentrasjonen av TOC økte også under flomeepisoder, men var generelt lav (2 mg L<sup>-1</sup>). TOC-konsentrasjonen økte også fra slutten av mars i 2001 og fra midten av april i 2002, og samvarierte godt med temperaturendringene. Mer enn 50 % av det organiske materialet forelå som kolloidale forbindelser (større enn 10 kDa) i 2002. Konsentrasjonen av TOC var en faktor 1,4 høyere i Hovlandselven enn i Espedalselven gjennom forsøksperiodene. Konsentrasjonen av basekationene Mg og Ca var i gjennomsnitt hhv. 1,7 og 0,1 mg L<sup>-1</sup> høyere i Hovlandselven enn i Espedalselven.

pH i bekkevannet varierte og var generelt lavere under flomeepisoder og høyere ved lav vannføring (Figur 15B). I tillegg varierte pH med Cl-konsentrasjonen. Gjennom forsøksperiodene var konsentrasjonen av Cl i ellevannet relativt høy (>6 mg L<sup>-1</sup>). I perioden 8.-10. mars 2001 ble det målt over 8 mg Cl L<sup>-1</sup> og i hele perioden 9. mars -6. april 2002 var konsentrasjonen over 10 mg L<sup>-1</sup>, med høyeste registrerte konsentrasjon på 19,5 mg L<sup>-1</sup> den 12. mars (Figur 15A).

Økning i Cl- og Na-konsentrasjon viser økt bidrag av sjøsalter. Som observert i Espedal, ble det registrert betydelige sjøsalteffekter også i Hovland under sjøsaltepisodene. I 2001 økte Na:Cl-forholdet fra 0,83 til >1 i perioden etter sjøsaltepisoden 5. mars, mens vannkvaliteten i 2002 var påvirket

av sjøsalteffekter hele perioden (Na:Cl-forholdet < 0,86). Na:Cl-forholdet avtok fra 0,70 til 0,51 under sjøsaltepisoden (Figur 15D).

##### Aluminiums tilstandsformer

Konsentrasjonen av total Al varierte innenfor 70 - 156 µg L<sup>-1</sup> (Figur 15E). Konsentrasjonen var lavest ved lav vannføring om vinteren når vanntemperaturen var lav, og økte under flomeepisoder med økt vanntemperatur. Dette samsvarte godt med variasjonen i TOC-konsentrasjonen. Konsentrasjon av kolloidalt Al<sub>c</sub> i vannet økte generelt med økt TOC-konsentrasjon. Ca 45 % av Al forelå som kolloidalt Al (mindre enn 0,45 µm) og ca 55 % forelå som LMM Al.

Konsentrasjonen av positivt ladd Al var i gjennomsnitt 14 µg L<sup>-1</sup>. Gjennom hele perioden med høy saltkonsentrasjon var konsentrasjonen av Ali forhøyet (>20 µg L<sup>-1</sup>), med høyeste konsentrasjon på 31 µg L<sup>-1</sup> den 12. mars 2002. En betydelig andel av positivt ladd Ali forelå som LMM former. Det var god korrelasjon mellom Cl- og Ali-konsentrasjonen i vannet (R<sup>2</sup>= 0,79). Resultatene indikerte at sjøsaltepisoden i 2002 bidro til en signifikant mobilisering av Ali i Hovlandselva.

##### Effekter på smolt

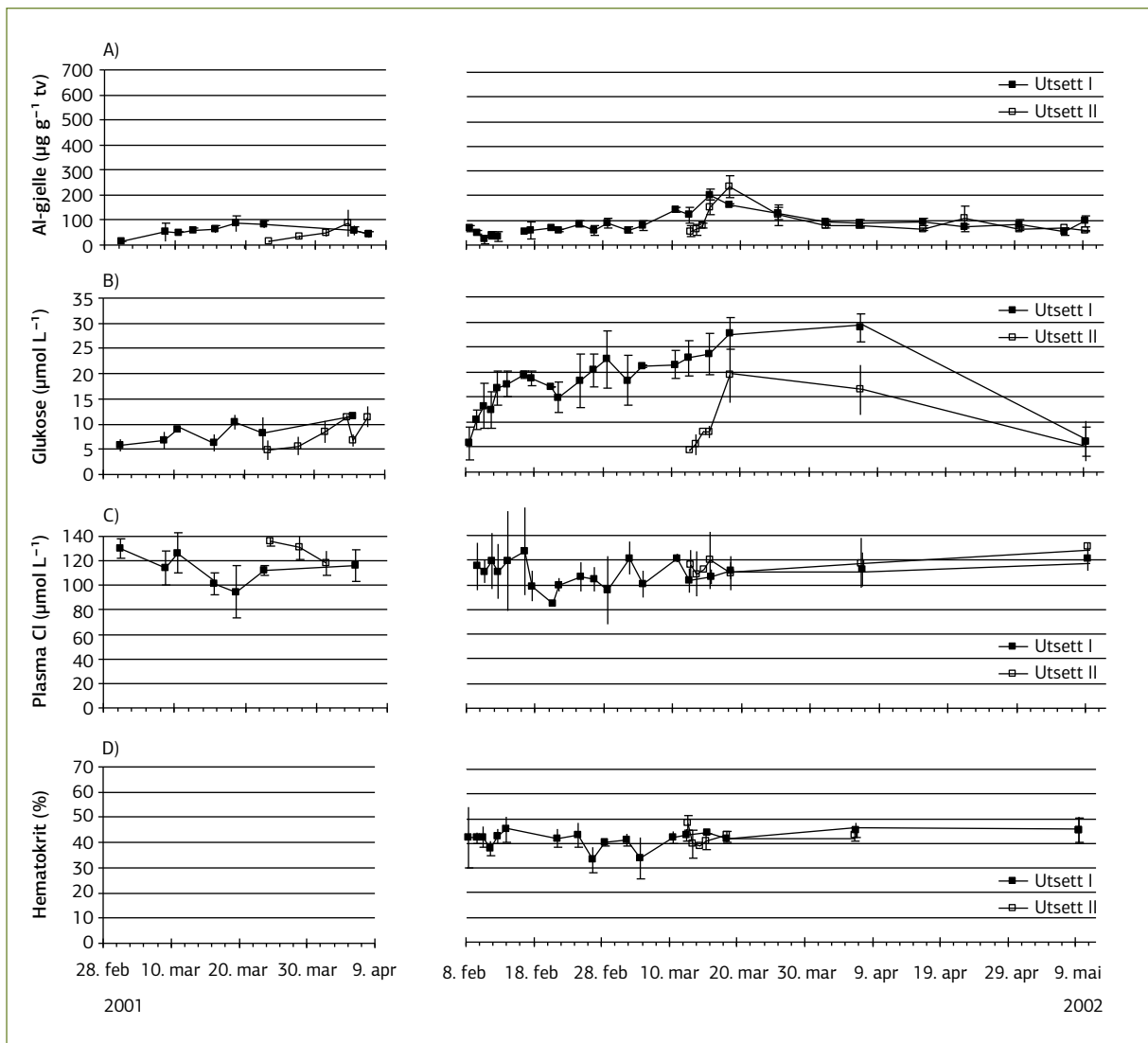
Det ble ikke observert dødelighet for laksesmolt eksponert til vannet fra Hovlandselva, selv om temperaturen i ellevannet var lav, nær 0 °C, over lengre perioder.

Selv om det ble akkumulert Al på gjellene til fisk eksponert i Hovlandselva var denne akkumuleringen betydelig lavere enn det som ble målt i Espedalselva (Figur 16A). I 2001 var konsentrasjonen lavere enn 100 µg Al g<sup>-1</sup> gjelle tv. I 2002 var akkumuleringen ubetydelig og nær bakgrunnsnivåene fisken hadde fra settefiskanlegget frem til sjøsalt episoden.

Under sjøsaltepisodene i perioden 9. mars til 6. april 2002 ble det registrert en økning til omkring 200 µg Al g<sup>-1</sup> tv. gjelle og Al-avsetningen på gjeller nådde et maksimum. Konsentrasjonen avtok deretter til 50-100 µg Al g<sup>-1</sup> åtte uker etter. Det var ingen signifikant forskjell mellom Al akkumulering på gjellene til langtidseksponert sulteføret fisk og fisk som ble satt ut 13. mars, og begge fiskegrupper viste samme trend fra 15.-18. mars.

All forsøksfisk viste økt blodglukose under eksponering til vannet i Hovlandselven (Figur 16B). Konsentrasjonen av blodglukose økte mest under eksponering i 2002, men den økte også betydelig





**Figur 15.** Temperatur, pH og konsentrasjon ( $\text{mg L}^{-1}$ ) av Cl, Ca, TOC, Na:Cl-forhold, tilstandsformer for Al ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) i Hovlandselva og Al avsetning på fiskegjeller ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) gjennom forsøksperiodene i 2001 og 2002. Første punkt i kurvene angir fiskestatus før eksponering.

etter sjøsaltepisoden 5. mars 2001 og flomeepisoden 1. april 2001. I 2002 økte glukosekonsentrasjonen i blodet ved eksponeringstart (Utsett I), etter 20. februar (Utsett I) og gjennom sjøsaltepisoden fra 9. mars 2002 (begge utsett). Den 9. mai var imidlertid blodglukosen redusert til normale nivåer i begge utsett ( $3\text{--}6 \mu\text{mol L}^{-1}$ ).

Konsentrasjonen av blodplasma Cl avtok også hos alle fiskegrupper ved eksponering til vannet i Hovlandselven (Figur 16C) som observert i Espedal. Det indikerer svikt i ioneregulering hos fisk. I 2001 avtok blodplasma Cl til omlag  $95 \mu\text{mol L}^{-1}$  under sjøsaltepisoden 5. mars 2001. I 2002 nådde blodplasma Cl-konsentrasjonen et minimum på  $83 \mu\text{mol L}^{-1}$  den 21. februar 2002. Konsentrasjonen av blodplasma

Cl var også lav gjennom sjøsaltepisoden 2002 ( $110 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) og økte deretter til normale verdier nær  $140 \text{mmol L}^{-1}$  mot slutten av forsøksperioden.

Hematokritt (%) nivået i blod hos fisken (Figur 16D) var normalt under forsøksperioden i 2002 (mellom 38 og 46 % for fisk i Utsett I og Utsett II).

Konsentrasjonen av Al på gjeller og  $\text{H}^+$ -konsentrasjonen i vannet var under flomeepisoder og spesielt under sjøsaltepisoder var forholdsvis høye, men betydelig lavere enn det som ble målt i det ukalka feltet. Ved forsøket i 2001 var Al-akkumuleringen på gjeller moderat ( $100 \mu\text{g Al g}^{-1}$  tv. gjelle) og pH-nivået relativt lavt (ned mot 5,1). Det bidro til betydelig svikt i ionereguleringen hos fisk (plasma Cl:  $100 \mu\text{mol L}^{-1}$ ).

Under forsøket i 2002 var også Al-akkumuleringen på gjeller moderat, men pH-nivået noe lavere. Det bidro til lave plasma Cl-verdier ( $85 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) og forhøyet glukosekonsentrasjonen i blodet (økte til  $20 \mu\text{mol L}^{-1}$ ).

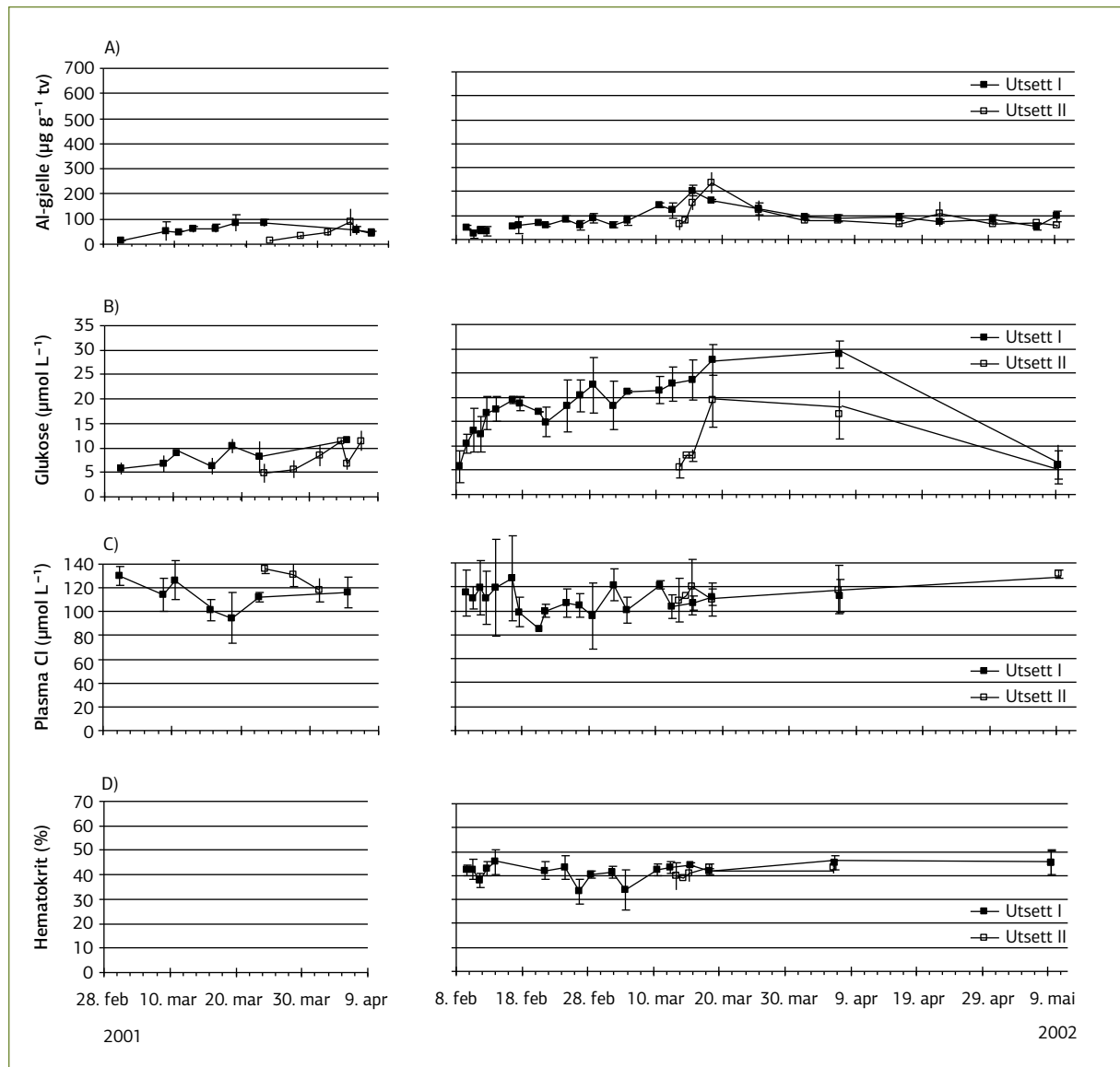
Forskjeller i fiskens bakgrunnshistorie og forskjeller i vannkemi mellom årene kan forklare forskjellene i respons. Konsentrasjonen av  $\text{H}^+$  og  $\text{Al}_i$  i elvevannet og Al-nivået på fiskegjellene var på tross av kalkingen fortsatt høy og bidro til betydelig stress hos fisk. Etter at episodene var avsluttet ble fiskens blodfysiologiske status normalisert, noe som tyder på en restituering. Fisken var imidlertid ikke sjøvannstolerant etter eksponeringslutt 9. mai 2002

(80 % dødelighet i sjøvannstest). Både vannkjemiske data og fiskefysiologiske variasjoner viser at restituering kunne ta mange uker, forutsatt at det ikke inntraff nye kritiske episoder.

#### 4.3.5 Effekt av terrengkalking under sjøsaltepisoder

##### Vannkvalitet

Tilførsel av sjøsalter og påfølgende sjøsalteffekter mobiliserte  $\text{Al}_i$  og  $\text{H}^+$  i begge bekker. Det er en god sammenheng mellom Cl-konsentrasjonen og  $\text{Al}_i$ -konsentrasjonen (Espedal:  $R^2 = 0,92$ , Hovland  $R^2 = 0,79$ ) og mellom Cl-konsentrasjon og  $\text{H}^+$ -konsentrasjon



Figur 16. Effekt på fisk eksponert til Hovlandselva gjennom forsøksperioden A) Al-akkumulering på gjeller ( $\text{mg g}^{-1}$ ) B) Konsentrasjon av blod glukose C) Konsentrasjon av plasma-Cl D) Hematokritt (%)

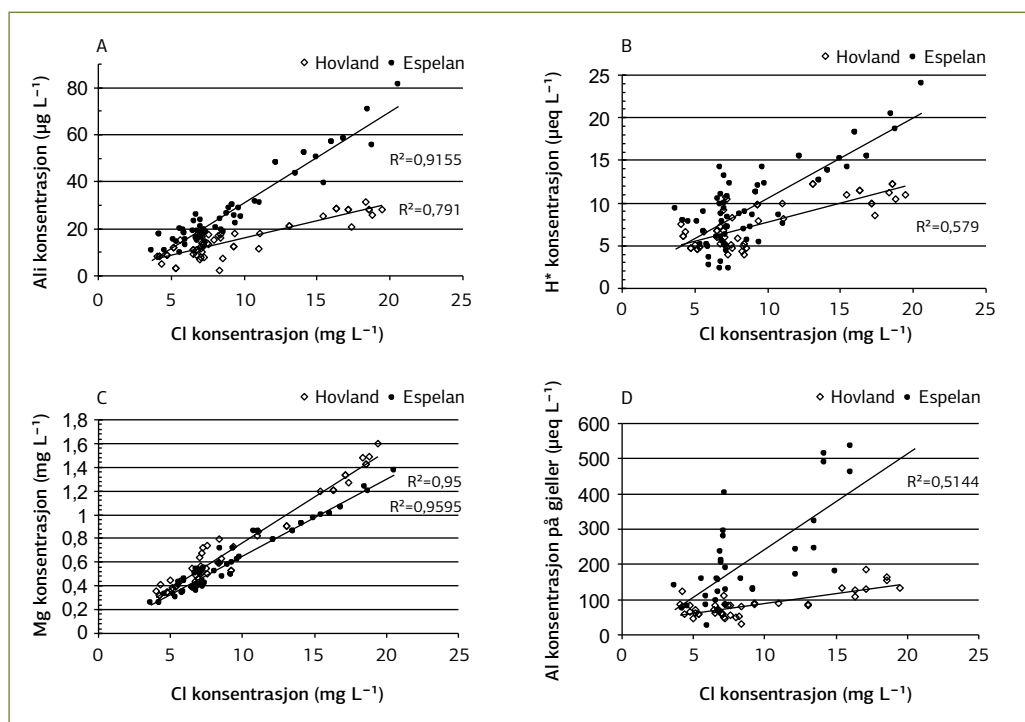
(Espedal:  $R^2 = 0,65$ , Hovland  $R^2 = 0,60$ ). Men sammenhengen er forskjellig mellom vassdragene (Figur 17). Ved samme saltkonsentrasjon er det betydelig lavere  $Al_i$  og  $H^+$ -konsentrasjon i Hovlandselven enn i Espedalselven. Dette indikerer lavere mobilisering av  $Al_i$  og  $H^+$  fra terrengkalkingsfeltet under sjøsaltepisoder enn fra ubehandlet område, som også funnet av Hindar (denne rapporten). Selv om konsentrasjonen av  $Al_i$  og  $H^+$  i Hovlandselven økte noe etter sjøsaltepisoder var nivået for lavt til at fiskedød inntraff. Det vil si at det biologiske målet ved terrengkalkingen langt på vei er nådd.

Det observeres ingen forskjell i sjøsalteffekter (Na:Cl ratio) mellom vassdragene. I Hovland er det en økt mobilisering av Mg under sjøsaltepisoder, som fremkommer som økt Mg-konsentrasjon i vannet i Hovlandelva i forhold til i Espedalselva. Differansen i Mg mellom vassdragene øker ved økt salt-tilførsel. Dette indikerer økt mobilisering av basekationer fra det terrengkalkede feltet, og forklarer den lave mobiliseringen av  $Al_i$  og  $H^+$ . Konsentrasjonen av  $Al_i$  økte med avtakende pH (økt  $H^+$ ) i vannet generelt (Figur 18), og det er god sammenheng mellom pH og  $Al_i$  i vassdragene.

I elvevannet forelå en liten fraksjon av Na som kolloidalt materiale. I gjennomsnitt var konsentrasjonen av kolloidalt Na ca. 10%, men under flomepisoder kunne konsentrasjonen av kolloidalt Na øke til 50 %. Figur 18 viser at kolloidalt Na øker med økt TOC-innhold i vannet. Resultatene viser nytten av å filtrere vannprøver, dvs. fjerne kolloidalt materiale før analyse, da dette kan gi betydelig feil i beregning av sjøsalteffekter og konsentrasjoner av løste basekationer i elvevann.

### Effekter på smolt

Dødeligheten var signifikant i Espedalselven og fraværende i Hovlandselven. Konsentrasjoner av Al på gjellene til fisk eksponert i Espedalselven var da også signifikant høyere enn i Hovlandselven. Under den kraftigste sjøsaltepisoden var konsentrasjonen av gjelle-Al for fisk eksponert til Espedalselven opptil en faktor 2,5 ( $489 \pm 136$  mot  $185 \pm 22 \mu\text{g Al g}^{-1}$  tv. gjelle) og 3,3 ( $534 \pm 81$  mot  $163 \pm 43 \mu\text{g Al g}^{-1}$  tv. gjelle) høyere enn i Hovlandselva for hhv. fisk fra Utsett I og Utsett II. Hematokritnivåene for fisk i Espedalselva (69% og 74% for hhv. Utsett I og Utsett II) var signifikant høyere enn hos fisk fra Hovlandselva (<45%), spesielt under sjøsaltepisoden



Figur 17. Korrelasjon mellom Cl-konsentrasjon i vann og vannkjemiske variable, og Al på fiskegjeller fra Espedalselva og Hovlandselva; A) Cl- og  $Al_i$ -konsentrasjon B) Cl- og  $H^+$ -konsentrasjon C) Cl- og Mg-konsentrasjon D) Cl-konsentrasjon i vann og Al på gjeller.

6. mars -6. april. Det var imidlertid ingen signifikant forskjell i blodglukosenivåene. Dette indikerer at fisk ble betydelig stresset av dårlig vannkvalitet i begge vassdragene.

Det er forventet at det måles forhøyd blodglukose hos forsøksfisk hvor det registreres dødelighet, men høy glukose er ikke årsak til dødelighet. Høy glukose og redusert plasma Cl i Hovlandselven tyder på at fisken også her var negativt påvirket. Forskjeller i dødelighet kan høyst sannsynlig tilskrives økt  $Al_i$  og  $H^+$ -belastning i vannet og økt gjelleavsetning på fisk i Espedalselva. Den marginale økningen i Ca-konsentrasjon i Hovlandselva kan også virke positivt. Forskjellene mellom resultatet i 2001 og 2002 kan dels skyldes forskjeller i forhistorien til fisken, men også vesentlige forskjeller i episodenes intensitet.

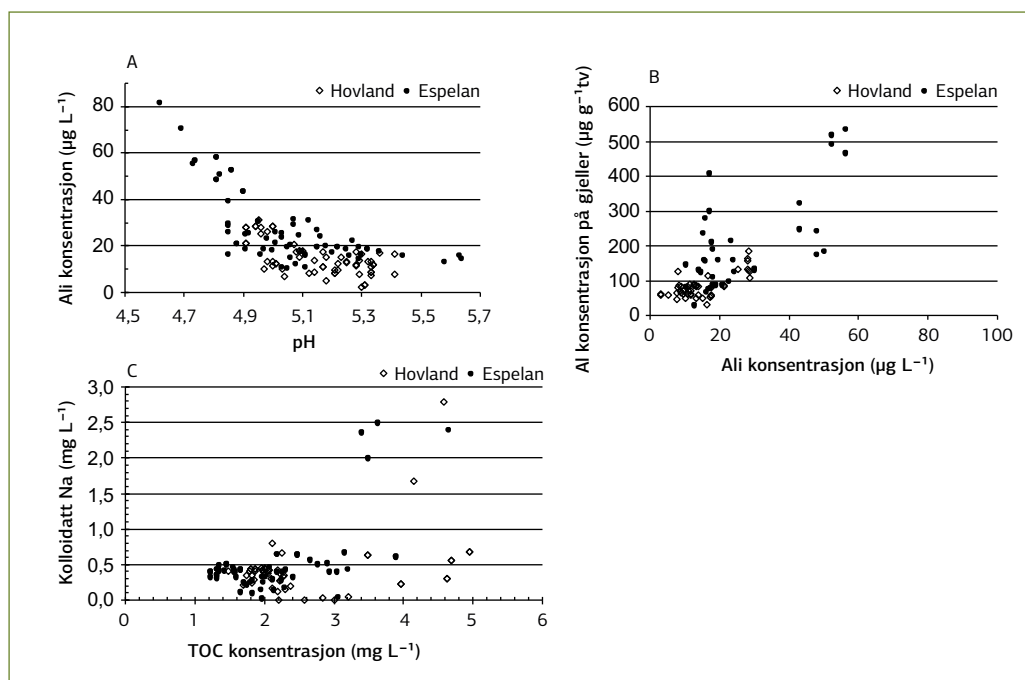
## 4.4 Konklusjon

I det ubehandlede nedbørfeltet til Espedalselven mobiliseres  $Al_i$  og  $H^+$  som følge av sjøsaltepisoder. Det er vist både ved sjøvannsekstraksjon av jord og i de vannkjemiske resultatene. Dødeligheten var betydelig for fisk eksponert til det sure  $Al_i$  rike bekkevannet i Espedalen under kraftige sjøsaltepisoder.

Ulike bioindikatorer ( $Al$  på gjeller, blodglukose-nivå og plasma Cl) viste at fisken hadde svikt i ione-regulering og var betydelig stresset. Høye konsentrasjoner av  $Al$  ble akkumulert på gjellene. Dette kan også bidra til respiratorisk svikt og den observerte dødeligheten, som indikert ved høye hematokritt verdier. Fisk som overlevde sjøsaltepisodene ble imidlertid restituert lang tid etter episoden.

Eksponeringsforsøket med fisk viste at terrengkalking var helt vesentlig for vannkvaliteten, og ga bare en moderat økning av reaktivt  $Al_i$ . Fisken overlevde derfor sjøsaltepisodene. Men de ulike bioindikatorene indikerte at fisken var stresset og at vannkvaliteten derfor var marginal. Resultatene viser også at det primært var basekationer som ble mobilisert fra terrengkalkingsfeltet, og det er jo selve målsettingen med dolomitt-tilførselen.

Feltforsøkene har dermed vist at terrengkalking har spesielt gunstig effekt under sjøsaltepisoder, hvor mobiliseringen av giftig  $Al$  kan være kritisk i forsurede vassdrag. Resultatene viser samtidig at terrengkalkingen i Hovlandsområdet ikke har vært tilstrekkelig til å fullstendig avgifte ellevannet mhp reaktivt  $Al_i$  og  $H^+$  under sjøsaltepisoder. Høyere dolomitt-dose ville sannsynligvis bedret resultatet.



**Figur 18.** Sammenheng mellom vannkjemiske variabler og  $Al$  i vann og  $Al$  på fiskegjeller fra Espedalselva og Hovlandselva; A) pH og  $Al_i$ -konsentrasjon B)  $Al_i$  i vann og  $Al$  på gjeller C) TOC i vann og kolloidalt Na.

## 4.5 Referanser

Barnes, R.B. 1975. The determination of specific forms of aluminium in natural water. *Chem. Geol.* 15: 177-191.

Driscoll, C.T. 1984. A procedure for the fractionation of aqueous aluminium in dilute acidic waters. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 16: 267-283.

Hindar, A. og Kroglund, F. 2000. Forsuringssituasjonen for laks i Vosso og vurdering av behov for ytterligere kalkingstiltak. NIVA-rapport 4255-2000. 41 s.

Teien, H.C., Standring, W.J.F., Salbu, B. og Hindar, A. 2001. Flomdynamikk i forsurede elver; vann-kjemiske endringer og biologisk respons i to elver og en simulert estuarieblandsone under flom. NIVA rapport 4455-2001. 51 s.

Teien, H.C., Standring, W., Salbu, B., Marskar, M., Kroglund, F. and Hindar, A. 2003. Mobilization of aluminium and deposition on fish gills during sea salt episodes - catchment liming as countermeasure. JEM. Submitted.

Wood, C.M. and McDonald, D.G. 1987. The physiology of acid/aluminium stress in Trout. *Annals de la Societe Royale Zoologique de Belgique* 117 (Supplement 1), 399-410.

Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. og Eilertsen, O. 1999. Terrengkalking i Flekke-Guddal, Sogn og Fjordane – undersøkelser av vegetasjon og jord før kalking. NINA Oppdragsmelding 600. 74 s.

# 5 Effekter på vegetasjon og jord etter terrengkalking i Hovlandsdalen, Flekke-Guddal

Av P. A. Aarrestad<sup>1</sup>, V. Bakkestuen<sup>2</sup> og T. E. Brandrud<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

<sup>2</sup> Norsk institutt for naturforskning, Pb. 736 Sentrum, 0105 Oslo.

Ingvar Brattbakk, Øyvind Brevik og Bodil Wilmann har bidratt med feltanalyser og databearbeiding.

## 5.1 Innledning

Terrengkalkingsprosjektet har som hovedmål å vurdere om terrengkalking er et egnet virkemiddel for å oppnå en stabil og god vannkvalitet i forsuredde vassdrag. Tidligere erfaringer viser at terrengkalking kan ha negative effekter på vegetasjon. Undersøkelser av kalking av myr i Norge (Høiland og Pedersen 1994; Korsmo m.fl. 1996; Hindar 1997) viser skader på bunnsjiktvegetasjon, særlig på torvmoser. I fjellområder har lavararter dødd ut på åpne bergflater (Traaen m.fl. 1997). I barskog er det utført forsøk med terrengkalking i Gjerstad i Telemark under programmet «Miljøtiltak i skog» (Eilertsen m.fl. 1996; 1997). Dette ble videreført i Terrengkalkingsprosjektet (Brandrud m.fl. 2003). Kalkingen her gav små utslag på vegetasjonssammensetningen, men det ble observert sviskader på moser, særlig torvmoser og på levermoser. Tilsvarende erfaringer har man fra furubestander på Gangseimoen i Åmli i Vest-Agder (Røsberg 1997). Bortsett fra sviskader og tilbakegang av torvmoser ble det her etter tre år ikke observert noen endringer i overjordiske deler av vegetasjonen. Bruk av finmalt kalk gav imidlertid større skader på torvmoser enn bruk av grovere dolomitt. I Sverige er det utført flere studier av effekter av terrengkalking på vegetasjon

der torvmoser var spesielt utsatt (f. eks. Staaf m.fl. 1996; Ollson 1982; Propovic og Anderson 1984; Svanberg 1987; Blom og Wincent 1989; van Dobben m.fl. 1992; Kellner 1993). Kalking av ferskvatn har ført til at torvmoser ble fullstendig utryddet, mens mer mesotrofe arter som vanlig tjønnaks og tusenblad ble favorisert (Eriksson 1988).

Vi har i dette prosjektet undersøkt effekter av terrengkalking på vegetasjon og på jordsmonn relatert til plantenes næringsforhold. Det er gjort med bakgrunn i metodikk utviklet i programmet Terrestrisk naturovervåking –TOV (Framstad m.fl. 2003). Vegetasjon og jord er prøvetatt og analysert i et kalket felt og i et ukalket referansefelt med tilsvarende vegetasjon. Her presenteres effekter av terrengkalking i 1998 på vegetasjon og jord i Hovlandsdalen i Flekke-Guddalvassdraget, fra 1998 til 2001, tre år etter kalking.

## 5.2 Områdebeskrivelse

Undersøkellesområdet ligger i Fjaler kommune i Sogn og Fjordane fylke og er en del av Flekke-Guddalvassdraget (Figur 19). Nedslagsfeltene til Hovlandselva, som omfatter Vestdalen, Stordalen og Storedalen (til sammen kalt Hovlandsdalen), ble valgt som kalkingsfelt (tiltaksfelt). Espedalen ligger rett nord for Hovlandsdalen og ble valgt som referansefelt uten kalking.

Både kalkingsfeltet og referansefeltet ligger i et surt berggrunnsområde tilhørende den vestnorske grunnfjellsformasjonen. Det består hovedsakelig av migmatittisk gneis av granittisk og granodiorittisk sammensetning (Sigmond m.fl. 1984). Dette er harde bergarter som forvitrer langsomt og gir dermed lite løs mineraljord og et næringsfattig jordsmonn. Bergartene har således liten bufferkapasitet mot sur nedbør. Området ligger i nedbørsmaksimumsonen på Vestlandet, med 3234 mm/år i Hovlandsdal (Førland 1993). Tilgangen på fuktighet er derfor svært høy, noe som fører til forsumpning og myrddannelse i slakere terreng. Middelsestemperaturen i lavlandet vinterstid ligger over 0 °C (Aune 1993) og somrene er relativt kjølige, men kompenseres av en lang vekstsesong. Kalkingsfeltets og referansefeltets nære beliggenhet og tilsvarende relieff tilsier at lokalklimaet i de to sidevassdragene skulle være også likt.

Mesteparten av de to sidevassdragenes nedslagsfelt ligger under skoggrensa (ca. 450 m o.h.). Furu og bjørk er de vanligste treslagene foruten innplantet gran. Blåbærfuruskog, røsslyng-blokkebærfuruskog og småbregne-/lågurt bjørkeskoger er dominerende skogstyper. Myrvegetasjon er vidt utbredt i skogsystemene, mens vannvegetasjon er mer sparsom utviklet grunnet få områder med åpent stillestående vann. Over skoggrensa veksler bakkemyrer med lyngdominert heivegetasjon og bart fjell.

Hovlandsdalen og Espedalen er jordbruksbygder der det drives et aktivt jord- og skogbruk. Skogdriften er størst i Hovlandsdalen hvor Statsskog bl.a. har større eiendommer med utstrakt granplanting. Her finnes også de eldste og største granplantefeltene. Espedalen har få eldre granplantinger, men yngre granplantefelter er vanlig. Hele området bærer preg av et langvarig beitepress, dels også slått. I begge dalførene foregår det i dag et utstrakt utmarksbeite av kyr og sau. Sauebeite er mest utbredt i fjellområdene, mens kubeite forekommer mest i de lavereliggende områdene. Trolig er beitepåvirkningen høyest i Espedalen, hvor også hest går ute på beite.

### 5.3 Kalking og analyseår

Kalkingsfeltet ble kartlagt for sårbare vegetasjonstyper i 1997, og et spredekart for kalk ble utformet der større myrareal, tjern og fjellheier ble holdt utenfor kalking, se avgrensningen i **Figur 3**. Samme år ble overvåkingsflater lagt ut i Hovlandsdalen og året etter i Espedalen (Aarrestad og Brevik 1998; Aarrestad m.fl. 1999). Hovlandsdalen ble kalket fra helikopter i september 1998 med en kalkdose i kalket areal på 1,3 tonn pr. ha. Begge overvåkingsfeltene ble reanalysert i 1999 (Aarrestad og Bakkestuen 2001) og siste gang i 2001.

I 1999, ett år etter kalking ble det observert store skader på myrvegetasjon ved Gammelstølskråna i Hovlandsdalen (**Figur 19**), og permanent merkede analyseruter ble her lagt ut for å følge utviklingen av skadd myrvegetasjon.

## 5.4 Materiale og metoder

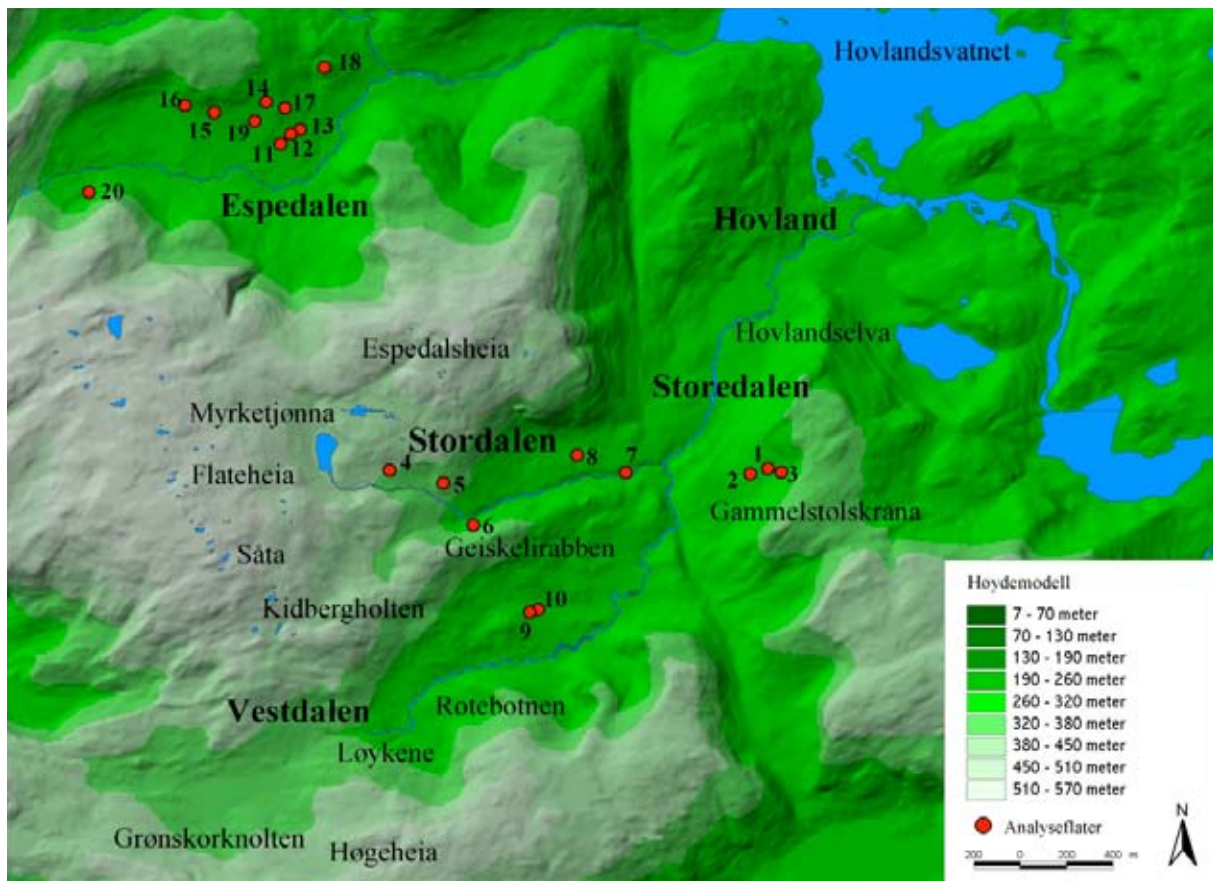
### 5.4.1 Overvåkingsflater i skog og jordsmonnsanalyser

Ti analyseflater (5 x 10 m) bestående av fem permanent oppmerkede analyseruter (1 x 1 m) ble lagt ut både i kalkingsfeltet Hovlandsdalen (Stordalen og Vestdalen) og i referansefeltet Espedalen i tilsvarende vegetasjonsutforminger, totalt 100 analyseruter (**Figur 19**). Analyseflatene dekker tørre og fuktige røsslyngfuruskoger, granplantefelter, blåbærfuruskog, småbregne-/lågurtskog og storbregneskog. Flatene 1-10 ligger i kalkede områder i Hovlandsdalen, og flatene 11-20 ligger i ukalkede områder i Espedalen.

Analyserutene ble hvert år (1997/98, 1999 og 2001) analysert for arter, artsmengde og artssammensetning av karplanter, moser og lav. Artsmengde ble registrert både ved prosent dekning og ved frekvensmetodikk, basert på forekomst/fravær av arter i 16 subruter à 25 x 25 cm. Skader på vegetasjon ble registrert, og alle analyserutene ble fotografert med 28 mm objektiv.

Prøver av humuslaget ned til 5 cm ble samlet inn for hver analyserute. Disse ble tatt ved hjelp av flere stikk rett utenfor ruta i tilsvarende vegetasjon som inne i ruta og blandet til en samleprøve som er representativ for analyseruta. Jordprøvene er analysert ved Skogforsk kjemiske laboratorium etter metoder vist i Ogner m.fl. (1999). Prøvene ble ekstrahert med 1M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ , titrert for utbyttbar aciditet og analysert på ICP (inductively coupled plasma emission spectroscopy) for utbyttbare ioner og ekstraherbare elementer (Al, C, Ca, Fe, H, K, Mg, Mn, Na, P, S og Zn). Utbyttingskapasitet av kationer (CEC) ble regnet ut i henhold til  $\text{CEC}_{\text{NH}_4\text{NO}_3} = \text{utbyttbar aciditet (H}^+) + \text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Ca}^+ + \text{Mg}^+ + \text{Mn}^+$  (mmol(p+)/kg) jord. Basemetning (BS) ble regnet ut i henhold til  $\text{BS}_{\text{NH}_4\text{NO}_3} = (\text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Mg}^+ + \text{Ca}^+)/\text{CEC}_{\text{NH}_4\text{NO}_3} \times 100\%$ . Andre målte parametere er glødetap (LOI), pH av tørket jord i vannekstraksjon (pH vann) og i 0,01 M kalsiumklorid (pH  $\text{CaCl}_2$ ), samt Kjeldahl nitrogen (Kj-N).





Figur 19. Oversiktskart over analyseområdet i Flekke-Guddalvassdraget med kalkingsfeltet Hovlandsdalen (Stordalen, Storedalen og Vestdalen) og referansefeltet Espedalen. Analyseflater for vegetasjon er inntegnet.

#### 5.4.2 Registrering av skader på levermosen storstylte *Bazzania trilobata*

Det er innsamlet prøver av levermosen storstylte (*Bazzania trilobata*) ett og tre år etter kalking (hhv. 1999 og 2001). Dette er en av de antatt mest følsomme artene overfor kalking. Det ble innsamlet 8 prøver (minst 30 skudd fra hver tue) fra hhv. kalkings- og referanseområdet både i 1999 og 2001.

Det ble registrert grad av kalkpåleiring og skuddene ble delt inn i tre vitalitetsklasser; (i) vitale med grønne skuddspisser, (ii) lite vitale med avblekede (gråhvite) skuddspisser, og (iii) døde, med brune, visnende skuddspisser.

#### 5.4.3 Overvåking av skadet myrvegetasjon

På den skadde myrflaten ved Gammelstølskråna ble det lagt ut 10 ruter (0,5 x 0,5 m) på nedbørm (rute A1-A10) og likeledes 10 ruter (B1-B10) på svakt minerotrof bakkemyr med elementer av ombrotrof

vegetasjon. Rutene ble lagt ut subjektivt der skadene var størst. Karplanter, levende moser og død torvmose (*Sphagnum* spp.) ble analysert for prosent dekning første gang i 1999, deretter i år 2000 og i 2001. Rute B7 ble ikke gjenfunnet ved reanalysen i 2001. Dekning av levende torvmose før kalking (1998) ble estimert som summen av død torvmose og levende torvmoser ved første gangs analyse i 1999, ett år etter kalking.

#### 5.4.4 Databehandling

Endringer i artssammensetning i analyserutene fra 1997 til 2001 i Hovlandsdalen og fra 1998 til 2001 i Espedalen er analysert ved hjelp av DCA ordinasjon (Hill 1979; Hill and Gauch 1980). Endringer i forekomst av enkeltarter og endringer i kjemi er analysert ved hjelp av tosidig Wilcoxon ettutvalgstest for "paired samples".

## Endringer i artssammensetning

DCA-ordinasjonen er utført ved hjelp av programpakken CANOCO 4 (ter Braak and Smilauer 1998). "Detrending" med segmenter og ikke-lineær reskalering av ordinasjonsaksene er benyttet for å hindre negativ bue-effekt og kant-effekt. Aksene blir da skalert i såkalte standardavvik-enheter (SD-enheter). Avstanden mellom rutenes posisjoner i ordinasjonsdiagrammet angir grad av ulikhet mellom rutene.

Skalaen i prosent-datasettet er redusert ved veiing av matriseelementer (van der Maarel 1979; Clymo 1980). Arter med lav frekvens i totalmaterialet kan bidra til støy eller opptre som avvikere i ordinasjonen, fordi de kan representere tilfeldige forekomster som gir liten informasjon om de økologiske forholdene i ruta. Slike arter er gitt mindre vekt i ordinasjonen. Veiing av matriseelementer og nedveiingsprosedyren er utført i programpakken BDP, Biological Data Program/PC (Pedersen 1988).

Analyserutene fra kalkingsfeltet og referansefeltet fra alle analyseår ble benyttet samtidig i samme DCA-ordinasjon (totalt 300 analyseruter). Hver rute er således behandlet som tre separate analyseenheter: en basert på registreringene i 1997/98, en i 1999 og en i 2001. Dersom det har skjedd endringer i flere arters mengde, som respons på endringer i en eller flere økologiske faktorer, vil flere analyseruter i ordinasjonsdiagrammet flytte seg i samme retning, og hver enkelt rutes endring i ordinasjonsscore kan således benyttes som mål på grad av endring av vegetasjonen. DCA-ordinasjon er utført både på % dekningsdatasettet og på frekvensdatasettet. Endringer i artssammensetning mellom to ulike år ble vurdert ved hjelp av en tosidig Wilcoxon ettutvalgstest for "paired samples" hvor nullhypotesen er at median forflytning av rutene er lik null.

## Analyse av endringer i artsmengder

Hvorvidt endringer i arters smårutefrekvens og prosent dekning i analyseruta mellom to år var statistisk signifikante, ble testet ved tosidig Wilcoxon ettutvalgstest for "paired samples". Nullhypotesen i denne testen er at artens mediane smårutefrekvens ikke er endret. Wilcoxon-testene ble utført i SPSS.

## Analyse av endringer i miljøvariabler

Jordprøvene representerer humuslaget i svært ulike vegetasjonstyper og er således svært forskjellig i kjemisk innhold. Det er således vanskelig å benytte standard signifikanstester for å teste endringer i jordparametere over tid. I stedet er endringer i jordkemi testet ved hjelp av tosidig Wilcoxon ettutvalgstest for "paired samples".

# 5.5 Resultater

## 5.5.1 Endringer i analyserutenes artssammensetning

DCA ordinasjonen av totalmaterialet viser små forflytninger av analyserutene posisjoner fra 1997/98 via 1999 til 2001 både i frekvens- og i dekningsdatasettet (**Figur 20** og **Figur 21**). Samlet viser ingen av datasettene signifikante endringer langs ordinasjonsaksene, noe som tyder på at det er få helhetlige rettede vegetasjonsendringer i totalmaterialet.

Analyserutene forflytninger innen referansefeltet og kalkingsfeltet ble testet hver for seg ved bruk av begge mengdedatasettene (**Tabell 8** og **Tabell 9**). Frekvensdatasettet viste da ingen signifikant rettede forflytninger på første DCA akse verken for kalkingsfeltet eller for referansefeltet, mens begge felter viste signifikant rettede endringer på andre DCA akse. Kalkingsfeltet hadde her den mest markerte endringen,  $p=0,001$ . Prosentdatasettet viste imidlertid en signifikant endring for referansefeltet allerede på første DCA akse.

Mangelen på signifikante forflytninger av delfeltene ruter på første DCA akse og økte signifikansnivå på lavere akser tyder på at vegetasjonsendringen innen de ulike delfeltene (kalket og ukalket område) er relativt små, men at visse rettede endringer har skjedd i begge områder. Endringene er imidlertid vanskelig å skille fra hverandre når ruter som tilhører ulike vegetasjonstyper blir testet sammen. De ulike vegetasjonstypene kan respondere ulikt på kalking og ha forskjellig naturlig vegetasjonsutvikling, noe som medfører at de ikke flytter seg i samme retning langs DCA aksene. Analyserutene ble derfor subjektivt klassifisert til vegetasjonsenheter med noenlunde felles økologiske trekk, og det ble så utført separate statistiske beregninger for disse vegetasjonsenheter. Følgende vegetasjonsenheter ble testet: "blåbær- og småbregne-/lågurt skog-

typer" (inkludert storbregnetyper og granplantefelter), "røsslyngdominert furuskog" og "myrdominert furuskog" (Tabell 10 - Tabell 12).

Blåbær- og småbregne-/lågurt skogtypene viser ingen signifikante endringer på første DCA akse i kalkingsfeltet, men endringene er signifikant på andre og tredje DCA akse (Tabell 10). Vegetasjonsendringene er således relativt små. Referansefeltet viser imidlertid signifikante endringer allerede på første akse (prosent dekning datasettet). Dette tyder på at vegetasjonsendringene her er større enn i kalkingsfeltet, noe som trolig skyldes framgang av flere arter i referansefeltet, slike som smyle, engkvein, tepperot og blåbær (*Deschampsia flexuosa*, *Agrostis capillaris*, *Potentilla erecta*, *Vaccinium myrtillus*), se kap. 5.5.2 og 5.6.1.

Røsslyngdominert furuskog viser derimot signifikante endringer i kalkingsfeltet på første DCA akse (frekvensdatasettet), mens referansefeltet ikke viser signifikante endringer (Tabell 11). Dette tyder på at det i kalkingsfeltet har skjedd tydelige vegetasjonsendringer, og endringene er trolig relatert til tilbakegang av røsslyng og torvmoser (se kap.5.5.2).

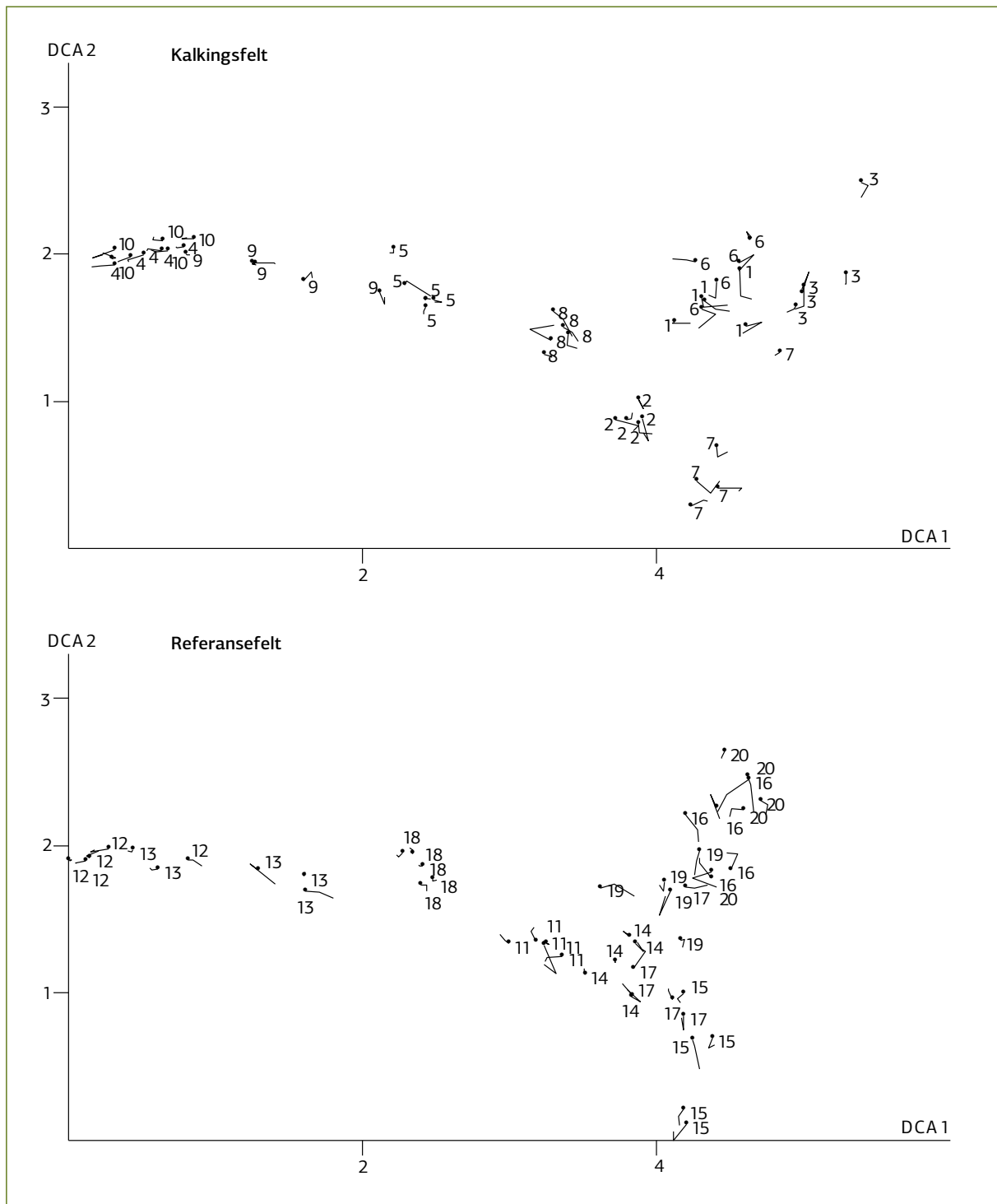
De myrdominerte furuskogene i referansefeltet viser ingen signifikante endringer langs de to første DCA aksene for noen av datasettene, og vegetasjonsenheten synes derfor å være relativt stabil (Tabell 12). I kalkingsfeltet viser imidlertid frekvensdatasettet en tilnærmet signifikant endring langs første DCA akse ( $p=0,069$ ), mens begge datasett viser tydelige signifikante endringer langs lavere DCA akser. Dette tyder på at det i denne vegetasjonsenheten skjer små, men rettede endringer i vegetasjonen etter kalking. Endringen er trolig relatert til en svak økning av graminider (se kap. 5.5.2 og 5.6.1).

Hovedresultatet fra DCA ordinasjonen og testing av analyserutene forflytninger langs DCA aksene er at vegetasjonen i kalkingsfeltet og referansefeltet er relativt stabil. I kalkingsfeltet skjer det imidlertid små rettede vegetasjonsendringer i myrdominert furuskog og i røsslyngdominert furuskog. Blåbær-småbregne-/lågurt skog synes å endre seg mer i referansefeltet enn i kalkingsfeltet.

**Tabell 8.** DCA ordinasjon av 300 analyserte ruter fra Flekke-Guddal (1997/98, 1999 og 2001) basert på frekvens av arter. Egenskaper ved ordinasjonsaksene og resultat av testing av rutenes forflytninger langs DCA aksene fra posisjonen i 1997/98 til posisjonen i 2001 er vist.

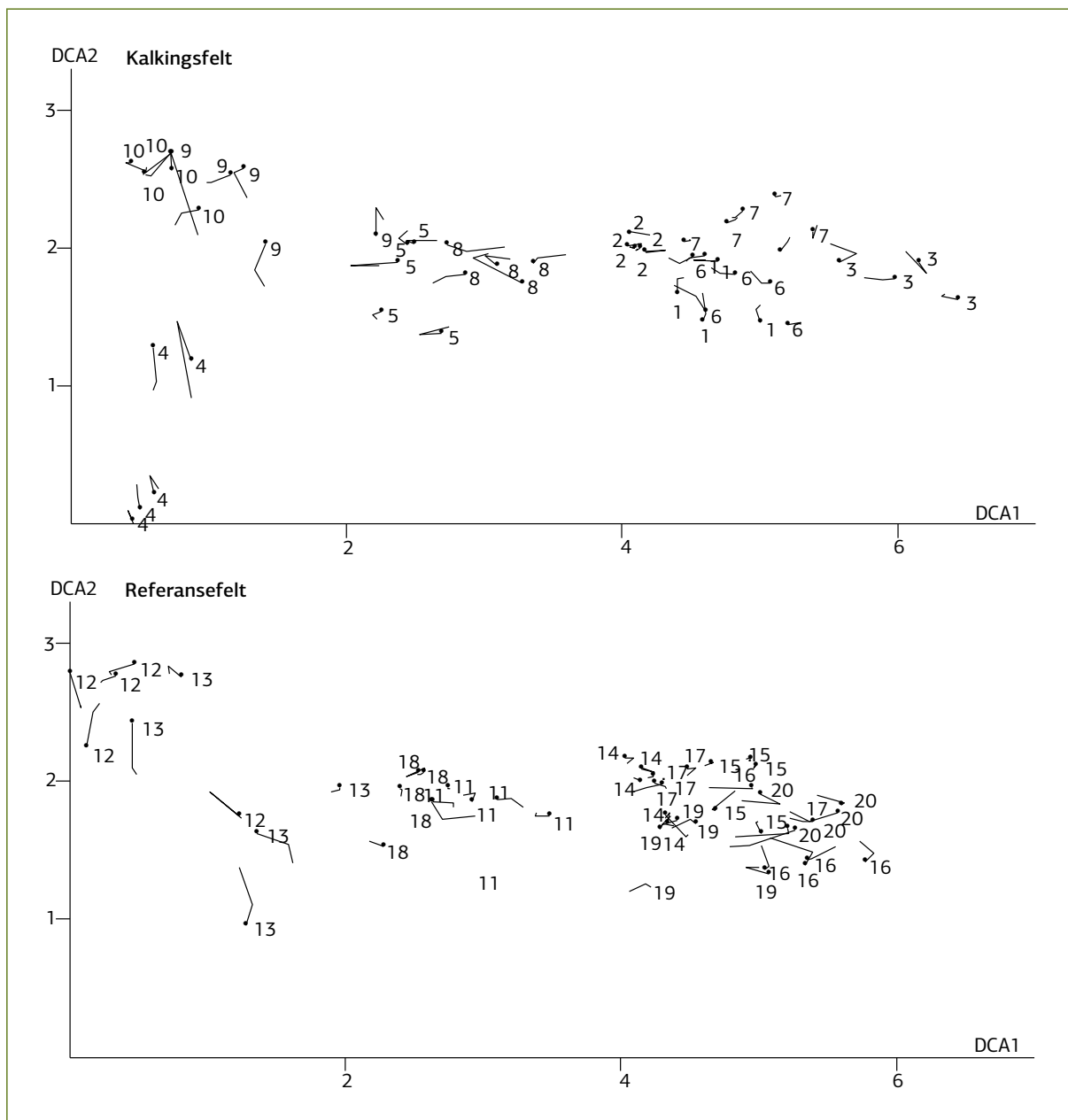
DCA-akse	DCA 1	DCA 2	DCA 3	DCA 4
Egenverdi	0,753	0,145	0,133	0,107
SD	5,441	2,641	2,196	2,17
Var	20,8	4,0	3,7	2,9
Cum var	20,8	24,8	28,5	31,4
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake 97-01	21	37	28	17
Fram 97-01	29	13	22	33
Z	-1,163	-3,799	-0,975	-3,306
p	0,245	<b>0,001</b>	0,330	<b>0,001</b>
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake 98-01	29	31	36	20
Fram 98-01	21	19	14	30
Z	-0,758	-1,974	-2,553	-1,366
p	0,449	<b>0,048</b>	<b>0,011</b>	0,172

SD = gradientlengde målt i SD-enheter, Var = egenverdi/total inertia, dvs. aksens andel av forklart variasjon (%), Cum var = aksenes kumulative andel av forklart variasjon (%), Tilbake 97/98-01 = antall ruter med nedgang i akseverdi fra 1997/1998 til 2001. Fram 97/98-01 = antall ruter med økning i akseverdi fra 1997/1998 til 2001, Z = Wilcoxon z-verdi for ettutvalgstest, p = signifikanssannsynlighet.



Analyserutene fra samme analyseflate er gitt nummeret til analyseflata. Hver enkelt analyserutes posisjon i 1997/98 er markert med en prikk, mens streker viser forflytning av rutes posisjon i 1999 og 2001. Analyseflatene 1, 2, 3, 6 og 7 i kalkingsfeltet og 14-20 i referansefeltet representerer blåbær- og småbregne-/lågurt skog. Analyseflatene 5 og 8 i kalkingsfeltet og 11 og 18 i referansefeltet representerer røsslyngdominert furuskog. Analyseflatene 4, 9 og 10 i referansefeltet og 12 og 13 i kalkingsfeltet representerer myrdominert furuskog.

**Figur 20.** Vegetasjonsendringer i kalkingsfeltet og referansefeltet fra 1997/98 til 2001 basert på frekvensdatasettet, vist som forflytning av analyserutenes posisjoner langs DCA akse 1 og DCA akse 2.



Analyserutene fra samme analyseflate er gitt nummeret til analyseflata. Hver enkelt analyserutes posisjon i 1997/98 er markert med en prikk, mens streker viser forflytning av rutes posisjon i 1999 og 2001. Analyseflatene 1, 2, 3, 6 og 7 i kalkingsfeltet og 14-20 i referansefeltet representerer blåbær- og småbregne-/lågurt skog. Analyseflatene 5 og 8 i kalkingsfeltet og 11 og 18 i referansefeltet representerer røsslengdominert furuskog. Analyseflatene 4, 9 og 10 i kalkingsfeltet og 12 og 13 i kalkingsfeltet representerer myrdominert furuskog.

**Figur 21. Vegetasjonsendringer i kalkingsfeltet og referansefeltet fra 1997/98 til 2001 basert på prosentdatasettet, vist som forflytning av analyserutenes posisjoner langs DCA akse 1 og DCA akse 2.**

**Tabell 9.** DCA ordinasjon av 300 analyserte ruter fra Flekke-Guddal (1997/98, 1999 og 2001) basert på **prosent dekning** av arter. Egenskaper ved ordinasjonsaksene og resultat av testing av rutenes forflytninger langs DCA aksene fra posisjonen i 1997/98 til posisjonen i 2001 er vist. Tabellforklaringer som i **Tabell 8**.

DCA	DCA 1	DCA 2	DCA 3	DCA 4
Egenverdi	0,825	0,346	0,268	0,215
SD	6,439	2,853	2,850	2,946
Var	13,0	5,4	4,2	3,4
Cum var	13,0	18,4	22,6	26,0
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake 97-01	25	23	38	30
Fram 97-01	25	27	12	20
Z	-1,009	-0,497	-3,441	-1,154
p	0,313	0,619	<b>0,001</b>	0,249
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake 98-01	31	26	28	20
Fram 98-01	19	24	22	30
Z	-1,935	-0,401	-1,134	-0,719
p	<b>0,053</b>	0,689	0,257	0,472

**Tabell 10.** Wilcoxon signifikanstest for forflytninger av analyseruter fra **blåbær- og småbregne-/lågurt skog** langs DCA aksene i ordinasjonen av totalmaterialet. Analyseflatene 1, 2, 3, 6 og 7 i kalkingsfeltet og flatene 14, 15, 16, 17, 19 og 20 i referansefeltet. Tabellforklaringer som i **Tabell 8**.

DCA akse	DCA 1	DCA 2	DCA 3	DCA 4
<b>Frekvensdata</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake 97-01	9	19	11	11
Fram 97-01	16	6	14	14
Z	-1,735	-3,269	-0,336	-1,655
p	0,083	<b>0,001</b>	0,737	0,098
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake 98-01	17	19	21	12
Fram 98-01	13	11	9	18
Z	-0,504	-1,923	-1,697	-0,854
P	0,614	<b>0,054</b>	0,090	0,393
<b>Prosent dekning</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake 97-01	<b>14</b>	7	17	15
Fram 97-01	<b>11</b>	18	8	10
Z	<b>-1,520</b>	-2,731	-2,341	-0,444
P	<b>0,128</b>	<b>0,006</b>	<b>0,019</b>	0,657
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake 98-01	22	13	18	14
Fram 98-01	<b>8</b>	17	12	16
Z	<b>-2,725</b>	-0,689	-1,820	-0,175
P	<b>0,006</b>	0,491	0,069	0,861



Tabell 11. Wilcoxon signifikanstest for forflytninger av analyseruter fra røssllyngdominert furuskog langs DCA aksene i ordinasjonen av totalmaterialet. Analyseflatene 5 og 8 i kalkingsfeltet og flatene 11 og 18 i referansefeltet. Tabellforklaringer som i Tabell 8.

DCA akse	DCA 1	DCA 2	DCA 3	DCA 4
<b>Frekvensdata</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake 97-01	2	8	5	3
Fram 97-01	8	2	5	7
Z	-2,191	-1,784	-0,051	-1,478
p	<b>0,028</b>	0,074	0,959	0,139
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake 98-01	8	5	8	5
Fram 98-01	2	5	2	5
Z	-1,478	-0,255	-1,07	-0,459
p	0,139	0,799	0,285	0,646
<b>Prosent dekning</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake 97-01	4	4	8	7
Fram 97-01	6	6	2	3
Z	-0,459	-1,172	-1,376	-1,784
p	0,646	0,241	0,169	0,074
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake 98-01	4	6	3	4
Fram 98-01	6	4	7	6
Z	-0,663	-0,866	-1,580	-0,255
p	0,508	0,386	0,114	0,799

### 5.5.2 Endringer i enkeltarters mengde

Artsantallet er særdeles stabilt i begge overvåkingsområdene. Omlag 200 taxa er registrert i analyserutene. Ingen arter er forsvunnet og kun flekkmariehånd (*Dactylorhiza maculata*) er kommet til i kalkingsfeltet. Derimot har det skjedd en del endringer i enkeltarters mengde, både i kalkingsfeltet og i referansefeltet. De fleste av disse endringene er tilfeldige, men flere arter viser også statistisk signifikant framgang eller tilbakegang fra før kalking til tre år etter kalking (Tabell 13 og Tabell 14). I Tabell 15 er det gitt en oppsummering av utviklingen til ulike arter basert på statistisk signifikante endringer mellom hvert analyseår, der resultatene fra både frekvens- og dekningsanalysene er vurdert.

Elleve arter viser en signifikant framgang i begge feltene (Tabell 15), der mosene etasjemose (*Hylocomium splendens*) og kystkransemose (*Rhytidiadelphus loreus*) har vist størst framgang. Bregna smørtelg (*Oreopteris limbosperma*) har vist signifikant tilbakegang i begge felter.

Flere arter viser signifikant framgang i kalkingsfeltet, men ikke i referansefeltet. Endringen for noen av disse artene var mest markert første år etter kalking, f.eks. bjønnskjepp (*Trichophorum cespitosum*) og kystjammemose (*Plagiothecium undulatum*). Slåttestarr (*Carex nigra* ssp. *nigra*) viser økning fra 1999 til 2000, mens duskull (*Eriophorum angustifolium* ssp. *angustifolium*) har vist framgang hele tiden.



Tabell 12. Wilcoxon signifikanstest for forflytninger av analyseruter fra myrdominert furuskog langs DCA aksene i ordinasjonen av totalmaterialet. Analyseflatene 4, 9 og 10 i kalkingsfeltet og flatene 12 og 13 i referansefeltet. Tabellforklaringer som i Tabell 8.

DCA akse	DCA 1	DCA 2	DCA 3	DCA 4
<b>Frekvensdata</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake 97-01	10	10	12	3
Fram 97-01	5	5	3	12
Z	-1,817	-1,079	-2,158	-2,329
p	<b>0,069</b>	0,281	<b>0,031</b>	<b>0,020</b>
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake 98-01	4	7	7	3
Fram 98-01	6	3	3	7
Z	-0,764	-1,172	-1,478	-1,172
p	0,445	0,241	0,139	0,241
<b>Prosent dekning</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake 97-01	7	12	13	8
Fram 97-01	8	3	2	7
Z	-0,341	-2,272	-2,528	-0,454
p	0,733	<b>0,023</b>	<b>0,011</b>	0,650
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake 98-01	5	7	7	2
Fram 98-01	5	3	3	8
Z	-0,255	-0,764	-0,968	-1,988
p	0,799	0,445	0,333	0,047

Noen arter viser signifikant tilbakegang i kalkingsfeltet, mens de har hatt framgang i referansefeltet. Dette gjelder artene fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*), maiblom (*Maianthemum bifolium*) og blokkebær (*Vaccinium uliginosum*), og endringene er signifikante for hele perioden. Levermosen storstylte (*Bazzania trilobata*) viser samme tendens, men på grunn av få forekomster i rutene er endringene ikke statistisk signifikante. Røsslyng (*Calluna vulgaris*) og bjønnekam (*Blechnum spicant*) viser også signifikant tilbakegang i kalkingsfeltet i hele perioden, men ingen av disse viser endring i referansefeltet. I tillegg viser torvmosene furutorvmose/rødtorvmose (*Sphagnum capillifolium*/*S. rubellum* – ikke skilt i felt) og lyngtorvmose (*S. quinquefarium*) signifikant tilbakegang fra 1999 til 2001.

Flere arter viser en markert framgang i referansefeltet mens endringene i kalkingsfeltet er små. Dette gjelder først og fremst smyle (*Deschampsia flexuosa*), engkvein (*Agrostis capillaris*), tepperot (*Potentilla erecta*) og blåbær (*Vaccinium myrtillus*).

**Tabell 13.** Endringer i frekvens av arter i kalkingsfeltet Hovlandsdalen og referansefeltet Espedalen fra før kalking til tre år etter kalking (1997/98 - 2001). Arter som forekommer i 5 eller flere analyseruter i totalmaterialet og som viser statistisk signifikant endring er vist. Unntak er storstylte (*Bazzania trilobata*).

Arter	Kalkingsfelt						Referansefelt					
	Tilb.	Fram	Total	Z	Sign.	Retn.	Tilb.	Fram	Total	Z	Sign.	Retn.
<i>Anemone nemorosa</i>	3	10	16	-2.158	*	+	1	14	15	-3.205	***	+
<i>Calypogeia muelleriana</i>	3	13	17	-2.893	**	+	2	8	12	-2.325	*	+
<i>Hylocomium splendens</i>	6	20	37	-3.087	**	+	0	27	43	-4.569	***	+
<i>Hypnum jutlandicum</i>	0	6	6	-2.264	*	+	0	6	13	-2.226	*	+
<i>Oxalis acetosella</i>	2	7	16	-2.094	*	+	1	12	14	-2.528	**	+
<i>Pleurozium schreberi</i>	7	17	32	-2.394	*	+	13	19	40	-2.105	*	+
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	4	22	35	-3.671	***	+	6	25	40	-3.855	***	+
<i>Oreopteris limbosperma</i>	6	0	8	-2.226	*	-	7	2	11	-1.965	*	-
<i>Brachythecium sp.</i>	2	8	10	-1.960	*	+						
<i>Carex nigra ssp. nigra</i>	1	6	7	-2.047	*	+						
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	0	5	6	-2.060	*	+						
<i>Dicranum majus</i>	4	20	29	-2.886	**	+						
<i>Eriophorum angustifolium</i>	1	7	8	-2.395	*	+						
<i>Plagiothecium laetum</i>	0	8	8	-2.588	**	+						
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	4	13	29	-2.502	**	+						
<i>Straminergon stramineum</i>	0	5	6	-2.032	*	+						
<i>Thuidium tamariscinum</i>	0	6	8	-2.264	*	+						
<i>Bazzania trilobata</i>	3	0	3	-1.604	0.109	-	1	5	7	-1.802	0.072	+
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	14	3	20	-2.510	**	-	3	11	20	-2.166	*	+
<i>Maianthemum bifolium</i>	14	3	17	-3.143	**	-	0	8	10	-2.636	**	+
<i>Vaccinium uliginosum</i>	10	3	18	-2.064	*	-	1	6	12	-1.930	*	+
<i>Blechnum spicant</i>	13	2	21	-3.000	**	-						
<i>Calluna vulgaris</i>	13	0	25	-3.209	***	-						
<i>Lophozia sp.</i>	6	0	8	-2.251	*	-						
<i>Agrostis capillaris</i>							1	11	15	-2.605	**	+
<i>Carex pauciflora</i>							0	6	6	-2.226	*	+
<i>Chiloscyphus coadunatus</i>							2	8	10	-1.955	*	+
<i>Cladopodiella fluitans</i>							0	5	5	-2.032	*	+
<i>Deschampsia flexuosa</i>							2	15	37	-3.205	***	+
<i>Drosera rotundifolia</i>							1	8	9	-2.501	**	+
<i>Empetrum nigrum</i>							0	5	7	-2.032	*	+
<i>Hypnum cupressiforme</i>							0	7	8	-2.388	*	+
<i>Lophozia obtusa</i>							0	5	8	-2.236	*	+
<i>Luzula sylvatica</i>							0	5	8	-2.060	*	+
<i>Melampyrum pratense</i>							2	12	14	-2.791	**	+
<i>Molinia caerulea</i>							0	5	10	-2.060	*	+
<i>Polytrichastrum formosum</i>							4	10	16	-2.441	*	+

Tilb. = antall analyseruter (1x1m) der arten går tilbake. Fram = antall analyseruter der arten går fram. Total = antall analyseruter der arten forekommer. Z = Wilcoxon Rank - Z-verdi (Rank-verdien) i en ettutvalgstest som er benyttet til å teste hypotesen om at medianendringen ikke er forskjellig fra 0 mot den tosidige alternative hypotesen. Sign. = testens signifikansnivå (\* p≤0,05, \*\* p≤0,01, \*\*\* p≤0,001 ). Retn. = + framgang, - tilbakegang.

**Tabell 14.** Endringer i prosent dekning av arter i kalkingsfeltet Hovlandsdalen og referansefeltet Espedalen fra før kalking til tre år etter kalking (1997/98 - 2001). Arter som forekommer i 5 eller flere analyseruter i det totale materialet og som viser statistisk signifikant endring er vist. Tabellforklaringer som i Tabell 13.

Arter	Kalkingsfelt						Referansefelt					
	Tilb.	Fram	Total	Z	Sign.	Retn.	Tilb.	Fram	Total	Z	Sign.	Retn.
Hylocomium splendens	6	21	37	-2.796	**	+		3	25	43	***	+
Molinia caerulea	1	11	15	-2.756	**	+		2	8	10	*	+
Calypogeia sp.	0	4	5	-2.000	*	+		0	4	5	*	+
Calypogeia muelleriana	2	9	17	-2.111	*	+						
Dactylorhiza maculata	0	4	4	-2.000	*	+						
Hypnum cupressiforme	1	6	12	-1.930	*	+						
Hypnum jutlandicum	0	6	6	-2.201	*	+						
Plagiothecium laetum	0	7	8	-2.646	**	+						
Rhytidiadelphus loreus	5	23	35	-2.400	*	+						
Trichoporum cespitosum	2	7	11	-2.205	*	+						
Blechnum spicant	13	3	21	-2.464	**	-						
Lophozia sp.	5	0	8	-2.236	*	-						
Pleurozium schreberi	9	3	32	-1.951	*	-						
Polytrichum commune	7	1	23	-2.200	*	-						
Agrostis capillaris								0	11	15	**	+
Anemone nemorosa								1	7	15	*	+
Deschampsia flexuosa								1	15	37	**	+
Eriophorum vaginatum								0	5	7	*	+
Juniperus communis								1	8	12	*	+
Luzula sylvatica								0	6	8	*	+
Melampyrum pratens								2	9	14	*	+
Oxalis acetosella								0	7	14	*	+
Potentilla erecta								4	18	31	***	+
Vaccinium myrtillus								11	27	43	***	+

**Tabell 15.** Statistisk signifikante endringer i arters mengde i kalkingsfeltet Hovlandsdalen og i referansefeltet Espedalen ett år etter kalking, fra ett til tre år etter kalking og totalt i hele analyseperioden. Endringene er signifikant i ett eller begge av mengdedatasettene.

Arter	Kalkingsfelt			Referansefelt		
	1997-1999	1999-2001	1997-2001	1998-1999	1999-2001	Totalt
Anemone nemorosa	+		+	+		+++
Calypogeia sp.	++		++	+	+	+
Dicranum majus	+		++	++	-	(+)
Eriophorum angustifolium	+	+	+		+	(+)
Hylocomium splendens		+++	++	++	+++	+++
Hypnum cupressiforme		+	+	+		+
Hypnum jutlandicum	+		+		+	+
Molinia caerulea	+	+	++	+		+
Oxalis acetosella	+		+		+	++
Pleurozium schreberi		+	+/-			+
Rhytidiadelphus loreus		+	+++	+++	+	+++
Oreopteris limbosperma		-	-	+	-	-
Brachythecium sp.			+			
Carex nigra ssp. nigra		+	+			
Cephalozia bicuspidata		+	+			
Dactylorhiza maculata			+			
Plagiothecium laetum	+		++			
Ptilium crista-castrensis			++			
Straminergon stramineum		+	+			
Thuidium tamariscinum	+		+			
Trichoporum cespitosum	++		+			
Plagiothecium undulatum	+++	-	(+)			
Bazzania trilobata	(-)	(-)	(-)			(+)
Gymnocarpium dryopteris	-		--	+		+
Maianthemum bifolium	--	-	--			++
Vaccinium uliginosum	--		-			+
Calluna vulgaris	-	--	---			
Blechnum spicant	--		--			
Lophozia sp.			-			
Polytrichum commune			-			
Sphagnum capillifolium		-	(-)			
Sphagnum quinquefarium		-	(-)			
Carex pauciflora						+
Deschampsia flexuosa					++	++
Drosera rotundifolia				+	+	+
Empetrum nigrum					+	+
Juniperus communis					++	+
Lophozia obtusa					+	+
Luzula sylvestris					+	+
Melampyrum pratense					+	+
Agrostis capillaris		+	(+)	+	+	++
Chiliscyphus coadunatus		+	(+)		+	+
Polytrichastrum formosum	-	+	(+)		+	+
Potentilla erecta		+	(+)	++	+	+++
Vaccinium myrtillus		+	(+)	++	+	+++

(+) = framgang, men ikke signifikant, (-) = tilbakegang, men ikke signifikant, + = framgang  $p \leq 0,05$ , ++ =  $p \leq 0,01$ , +++ =  $p \leq 0,001$ , - = tilbakegang  $p \leq 0,05$ , -- =  $p < 0,01$ , --- =  $p \leq 0,001$ , +/- = signifikant framgang i frekvensdatasettet og signifikant tilbakegang i dekningsdatasettet.

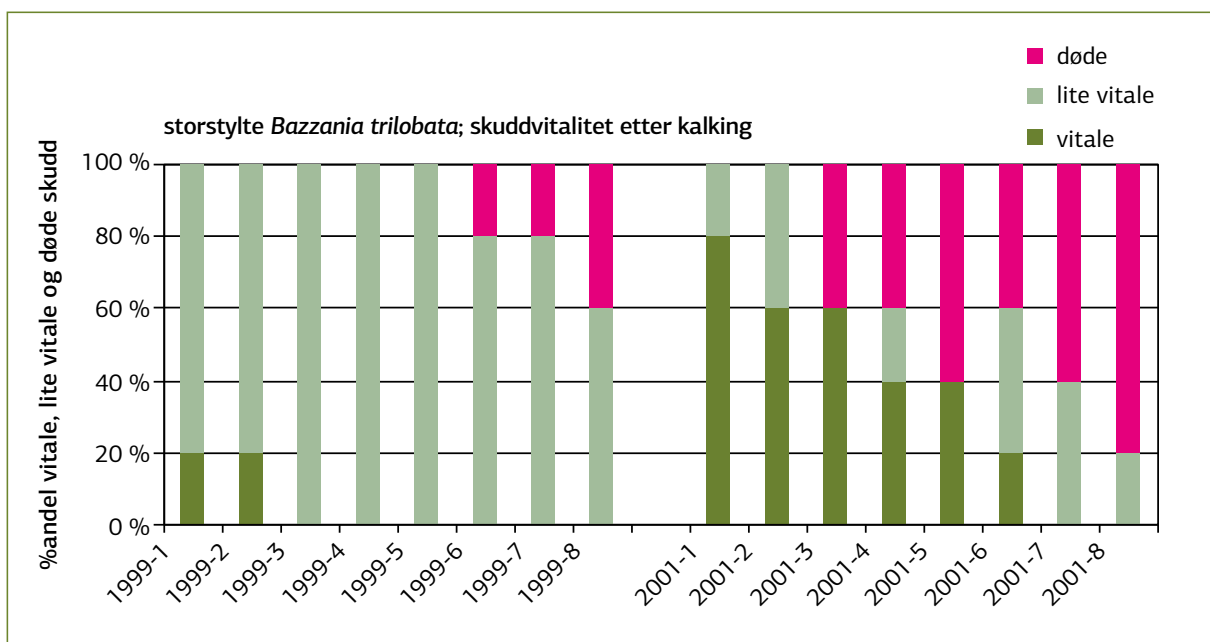
### 5.5.3 Registrering av skader på levermosen storstylte *Bazzania trilobata*

I første fase av undersøkelsene i Gjerstad (Eilertsen m. fl. 1997) og Flekke-Guddal (Aarrestad og Bakkestuen 2001) framtrådte levermosen storstylte (*Bazzania trilobata*) som en av de mest følsomme artene overfor kalking. Det ble derfor foretatt endel vitalitetsmålinger av denne arten før- og etter kalking både i Flekke-Guddal og Suldal (se kap. 8).

Storstylte er en relativt vanlig art i Flekke-Guddal. Den opptrer særlig i blåbærfuruskog og overgangstyper blåbærskog-røsslyngfuruskog der det er litt jordsmonn og forholdsvis storvokst, lukket skog. Arten har en karakteristisk økologi; den sitter ofte på nordsiden av store tuer, kampesteiner og store stubber. Arten kan danne store og relativt eksponerte forekomster der den finnes, og kan da være svært utsatt for "regnet" av kalkkorn under terrengkalkingen.

Det ble registrert merkbare skader og redusert vitalitet av storstylte etter kalking. Der det ble funnet et kalklag 2-4 cm ned i mattene var det nesten alltid skader. Etter tre år hadde disse skadete storstyltemattene nesten alltid et lag av påvekstalger. Der plantene stod i glisne tuer på konvekse toppflater var gjerne skadene relativt små, likeledes der plantene stod svært skrått (slik at kalken har "prellet av").

Som mål på vitalitet ble brukt farge og tilstand på skuddspissene. **Figur 22** viser fordelingen av vitalitetsklassene hhv. ett og tre år etter kalking. Etter kalking er det registrert en markert avdøding. Ett år etter kalking fortonet skadene seg som avblekede, nærmest hvite skuddspisser. Kun to av 8 tuer hadde innslag av frisktgrønne, vitale skuddspisser. Etter ytterligere to år har det skjedd en avdøding av en del av de bleke skuddene, samtidig som det har skjedd en utstrakt re-etablering av frisktgrønne, vitale skuddspisser. Denne re-etableringen synes å være noe større enn i Suldal (se kap. 8). I motsetning til Suldal er det ikke registrert enkelttuer som virker helt døde.



**Figur 22.** Vitalitet av levermosen storstylte (*Bazzania trilobata*) i kalkingsområdet i 1999 og 2001. Skuddene er delt i tre vitalitetsklasser; (i) vitale, normalt grønne skuddspisser, (ii) lite vitale, gråhvite-hyaline skudd, og (iii) døde, brune, visnende skudd. Prøvene fra referanseområdet (ikke vist på figur) hadde 100% vitale skudd begge år.

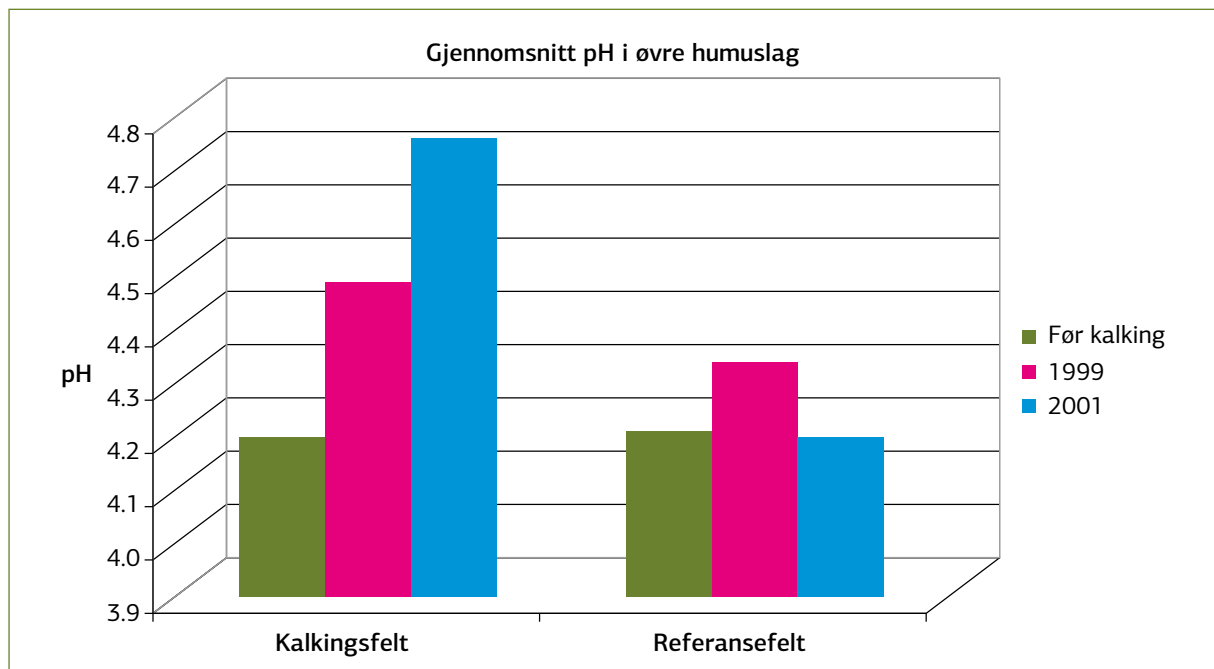
### 5.5.4 Jordsmonnsendringer

Terrengkalkingen har ført til betydelige endringer i jordkjemiske parametere i øvre humuslag (Tabell 16 og Tabell 17). pH økte allerede i 1999 i Hovlandsdalen ett år etter kalking med gjennomsnittlig 0,29 pH enheter (Aarrestad og Bakkestuen 2001) og fortsetter å øke fra 1999 til 2001 (Tabell 16 og Figur 23). Gjennomsnittlig pH økning fra 1997 til 2001 er hele 0,56 pH enheter. Glødetapet viste nedgang i kalkingsfeltet i 1999, men har stabilisert seg tre år etter kalking. Utbyttingskapasiteten og basemetning økte betraktelig etter kalking i 1999 og økte videre fram til 2001. Hele 49 av 50 analyseruter i kalkingsfeltet viser signifikant framgang av basemetning fra 1997 til 2001 (Tabell 16). Utbyttbart kalsium og magnesium ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -ekstraksjon) går også fram i hele perioden, mens de forsurende komponenter hydrogen og jern går sterkt tilbake.

Utbyttbart kalium og ekstraherbart sink viser også signifikante tilbakeganger i kalkingsfeltet.

Referansefeltet viser generelt færre signifikante endringer i jordparametrene enn kalkingsfeltet (Tabell 17). pH har gått noe ned fra 1999 til 2001, mens kalsium og magnesium også her viser signifikant framgang. Framgangen er imidlertid lavere enn i kalkingsfeltet og signifikansnivået er betraktelig lavere.

Felles for de to overvåkingsområdene er en sterk tilbakegang av natrium i hele perioden, mens tilbakegangen av svovel fra 1997/98 til 1999 ikke fortsetter i perioden 1999 til 2001. Verdiene av svovel ligger imidlertid fortsatt under nivået fra 1997/98. Innhold av ekstraherbart fosfor øker i begge områder fra 1999 til 2001.



Figur 23. Endring i gjennomsnitts pH i humus fra kalkingsfeltet Hovlandsdalen og referansefeltet Espedalen fra før kalking til tre år etter kalking. Basert på 50 prøver fra hver felt.



Tabell 16. Jordsmonnsendringer i analyserutene fra kalkingsfeltet Hovlandsdalen i perioden 1997 til 2001 og 1999 til 2001. Parametere vist i avsnitt 5.4.1.

Parameter	Periode	Tilb.	Fram	Z	Sign.	Retn.	Gj.sn. 97/99	Endr.	STDV
pH (vann)	97-01	2	48	-6,072	***	+	4,20	0,56	0,47
	99-01	9	41	-4,610	***	+	4,49	0,26	0,34
pH (CaCl <sub>2</sub> )	97-01	0	50	-6,154	***	+	3,38	0,67	0,55
	99-01	7	43	-5,541	***	+	4,05	0,32	0,33
LOI	97-01	37	13	-3,403	***	-	78,87	-4,10	8,67
	99-01	25	25	-0,724	0,469	-	76,24	-1,47	10,02
CEC	97-01	9	41	-5,218	***	+	324,83	85,87	90,03
	99-01	13	37	-4,146	***	+	343,03	67,67	98,82
BS	97-01	1	49	-6,144	***	+	56,48	20,13	10,63
	99-01	12	38	-4,450	***	+	68,31	8,30	10,99
Kj-N	97-01	25	25	-0,222	0,824	+	995,24	-6,60	170,92
	99-01	30	20	-1,438	0,150	-	1038,12	-49,80	198,31
H	97-01	45	5	-5,874	***	-	147,88	-52,46	39,69
	99-01	35	15	-3,036	**	-	115,83	-24,40	46,47
Al	97-01	40	10	-3,992	***	-	21,78	-5,10	8,75
	99-01	36	14	-2,389	*	-	20,05	-3,36	12,14
C	97-01	42	7	-4,939	***	-	606,08	-151,82	163,94
	99-01	36	14	-2,602	**	+	513,88	-59,62	172,89
Ca	97-01	1	49	-6,144	***	+	37,87	41,22	31,64
	99-01	9	41	-5,102	***	+	50,06	29,03	32,60
Fe	97-01	46	4	-5,749	***	-	1,47	-0,78	0,97
	99-01	40	10	-3,982	***	-	0,91	-0,22	0,40
K	97-01	39	11	-4,783	***	-	20,53	-4,51	6,08
	99-01	32	18	-1,704	0,088	-	17,56	-1,54	5,99
Mg	97-01	3	47	-6,077	***	+	34,38	32,29	22,67
	99-01	14	36	-4,339	***	+	50,61	16,05	20,88
Mn	97-01	21	29	-1,096	0,273	+	1,37	-0,04	1,41
	99-01	19	31	-3,601	***	+	0,81	0,52	0,96
Na	97-01	49	1	-6,135	***	-	9,19	-4,11	2,78
	99-01	42	6	-5,170	***	-	6,69	-1,61	1,59
P	97-01	23	27	-0,782	0,434	+	3,17	0,19	1,72
	99-01	16	32	-3,298	***	+	2,55	0,81	1,78
S	97-01	46	4	-5,763	***	-	3,98	-1,06	0,83
	99-01	26	24	-0,488	0,626	-	2,98	-0,06	0,81
Zn	97-01	45	5	-5,758	***	-	632,92	-241,30	194,33
	99-01	32	18	-2,674	**	-	470,78	-79,16	192,28

**Periode** = Analyseperiode. **Tilb.** = antall prøver hvor parameteren avtar i verdi. **Fram** = antall prøver hvor parameteren øker i verdi. **Z** = Wilcoxon Rank - Z-verdien i en ettutvalgstest som er benyttet til å teste hypotesen om at medianendringen ikke er forskjellig fra 0 mot den tosidige alternative hypotesen. **Sign.** = testens signifikansnivå (\* p≤0,05, \*\* p≤0,01, \*\*\*p≤0,001). **Retn.** = + framgang, - tilbakegang. **Gj.snitt** = parameterens gjennomsnitt i 1997 og 1999 (ved starten av perioden). **Endr.** = Parameterens gjennomsnittsendring i perioden. **STDV** = standardavvik for gj.snitt endring.

Al, C, CEC, Fe, H, K, Mg, Mn, Na, P, S og N i mmol/kg tørr jord. Zn i µmol/kg tørr jord. BS og LOI i %.

**Tabell 17. Jordsmonnsendringer i analyserutene fra referansefeltet Espedalen i perioden 1998 til 2001 og 1999 til 2001. Parametere vist i avsnitt 5.4.1.**

Parameter	Periode	Tilb.	Fram	Z	Sign.	Retn.	G.snitt 98/99	Endr.	STDV
pH (vann)	98-01	25	25	-0,536	0,592	-	4,21	-0,01	0,16
	99-01	42	8	-5,446	***	-	4,36	-0,16	0,14
pH (CaCl <sub>2</sub> )	98-01	17	32	-2,532	**	+	3,37	0,05	0,12
	99-01	32	17	-2,433	*	-	3,45	-0,03	0,09
LOI	98-01	17	33	-2,061	*	+	77,49	3,14	10,73
	99-01	27	23	-0,449	0,654	-	80,26	0,37	12,14
CEC	98-01	24	26	-1,405	0,160	+	294,07	41,89	114,18
	99-01	20	30	-1,028	0,304	+	328,85	7,11	64,74
BS	98-01	20	30	-2,196	*	+	52,57	3,19	10,44
	99-01	18	32	-2,433	*	+	52,57	3,19	9,11
Kj-N	98-01	17	33	-1,318	0,118	+	1082,61	-17,91	312,00
	99-01	29	21	-0,825	0,409	-	1085,08	-20,38	235,59
H	98-01	27	23	-0,063	0,950	-	133,61	11,53	70,02
	99-01	28	22	-0,932	0,352	-	150,56	-5,42	43,59
Al	98-01	36	14	-1,395	0,163	-	28,41	0,25	18,12
	99-01	27	23	-1,356	0,175	-	32,41	-3,76	14,30
C	98-01	31	19	-0,613	0,540	-	486,76	-3,90	161,85
	99-01	32	18	-2,167	*	+	513,46	-48,60	177,99
Ca	98-01	9	41	-4,783	***	+	31,11	13,91	16,65
	99-01	15	35	-3,113	**	+	39,27	5,75	12,47
Fe	98-01	32	18	-1,820	0,069	-	0,84	-0,13	0,89
	99-01	23	27	-0,063	0,950	-	0,71	0,01	0,49
K	98-01	23	27	-0,874	0,382	+	16,60	0,82	5,35
	99-01	38	12	-3,813	***	-	20,63	-3,21	6,38
Mg	98-01	22	28	-1,728	0,084	+	32,99	5,08	16,40
	99-01	17	33	-2,331	*	+	35,31	2,76	10,27
Mn	98-01	6	44	-5,266	***	+	0,59	0,50	0,60
	99-01	13	37	-2,341	*	+	0,97	0,12	0,64
Na	98-01	50	0	-6,154	***	-	14,47	-9,43	3,62
	99-01	41	7	-4,925	***	-	6,57	-1,53	1,57
P	98-01	15	35	-3,065	**	+	2,25	0,60	1,35
	99-01	12	38	-4,059	***	+	2,14	0,72	1,13
S	98-01	49	1	-6,135	***	-	4,97	-1,65	0,74
	99-01	21	29	-0,261	0,794	+	3,35	-0,04	0,81
Zn	98-01	20	30	-1,989	*	+	461,20	95,24	260,41
	99-01	14	35	-3,133	**	+	491,68	64,76	138,33

**Periode** = Analyseperiode. **Tilb.** = antall prøver hvor parameteren avtar i verdi. **Fram** = antall prøver hvor parameteren øker i verdi. **Z** = Wilcox Rank - Z-verdien i en ettutvalgstest som er benyttet til å teste hypotesen om at medianendringen ikke er forskjellig fra 0 mot den tosidige alternative hypotesen. **Sign.** = testens signifikansnivå (\* p≤0,05, \*\* p≤0,01, \*\*\*p≤0,001). **Retn.** = + framgang, - tilbakegang. **Gj.snitt** = parameterens gjennomsnitt i 1998 og 1999 (ved starten av perioden). **Endr.** = Parameterens gjennomsnittsendring i perioden. **STDV** = standardavvik for gj.snitt endring.

Al, C, CEC, Fe, H, K, Mg, Mn, Na, P, S og N i mmol/kg tørr jord. Zn i µmol/kg tørr jord. BS og LOI i %.

### 5.5.5 Endringer i vegetasjon på flatmyr ved Gammelstølskråna

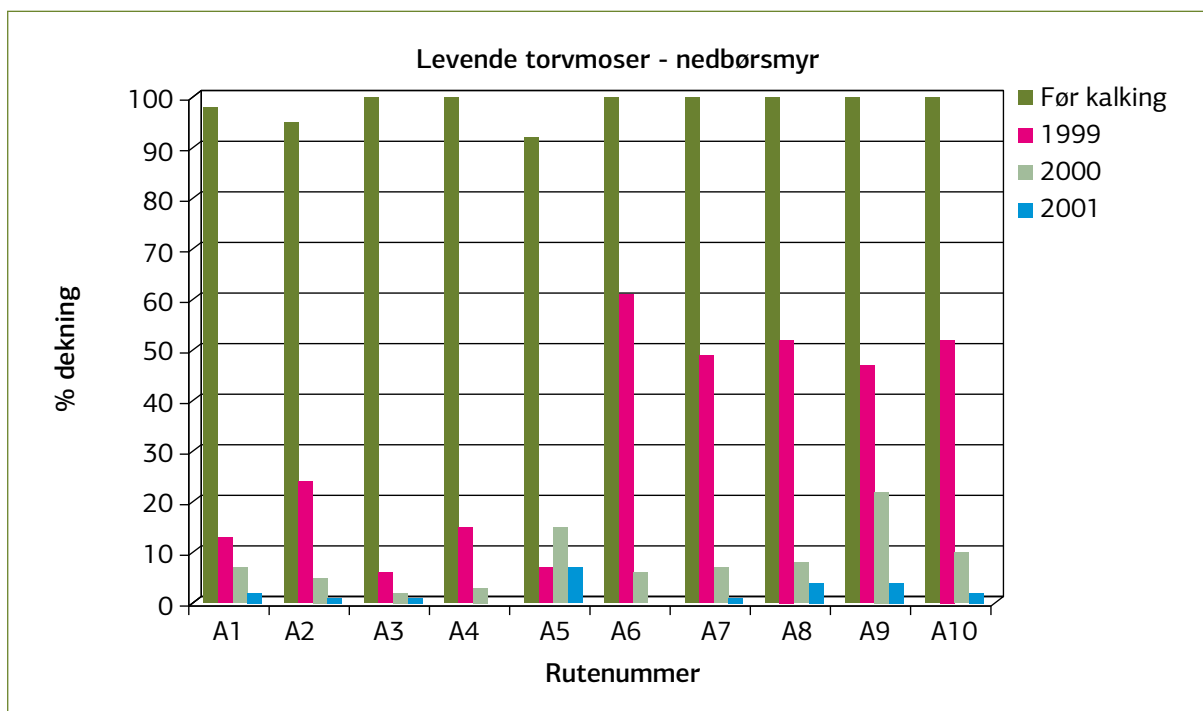
Ved Gammelstølskråna har nedbørmyr med innslag av svakt hellende jordvannmyr (sigevassmyr) fått til dels store skader på mosedekket. Ved befarig i 1999, ett år etter kalking, ble 30-40 % av torvmosene på myra registrert som døde (Figur 24). Skadene var fordelt flekkvis utover myra, noe som kan skyldes ulik fordeling av kalkpartikler ved ujevn spredning fra helikopteret. I de sterkest påvirkede områdene var også levermosene døde. De nylig avdøde mosene var kritthvite i farge. Furutorvmose (*Sphagnum capillifolium*), vortetorvmose (*Sphagnum papillosum*) og fløyelstorvmose (*Sphagnum tenellum*) var sterkest påvirket. Broddtorvmose (*Sphagnum fallax*), som ble lite skadd på bakkemyrer ellers i vassdraget, viste her stor avdøing. Skader ble også observert på filtbjørnemose (*Polytricum strictum*).

Analyser av fastruter fra 1999, 2000 og 2001 viser at avdøing av torvmosene er stor i alle rutene og at avdøingen bare fortsetter over tid (Figur 25 og Figur 26). De døde torvmosene endrer farge fra hvitt til grått, men nedbrytingen går særdeles sent, og selv etter tre år er blad og greinstrukturer intakte. Nedgang i mengde levende torvmoser er størst på nedbørmyra, men mosedekket går betraktelig tilbake også på sigevassmyra.

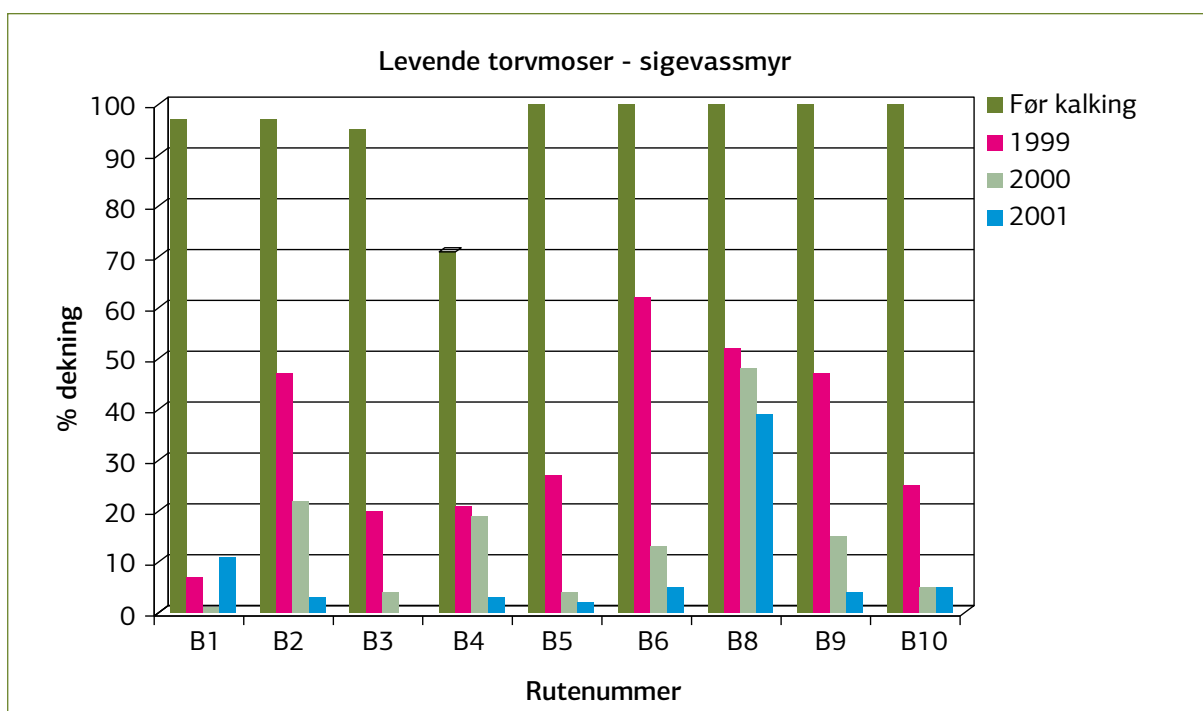
Lyngvekster og urter viser generelt små endringer de tre påfølgende år etter kalking. Derimot viser flere graminider som slåttestarr (*Carex nigra* ssp. *nigra*), torvull (*Eriophorum vaginatum*), bjønnskjegg (*Trichoporus cespitosum*) og flaskestarr (*Carex rostrata*) økt vekst etter kalking (Figur 27 - Figur 30).



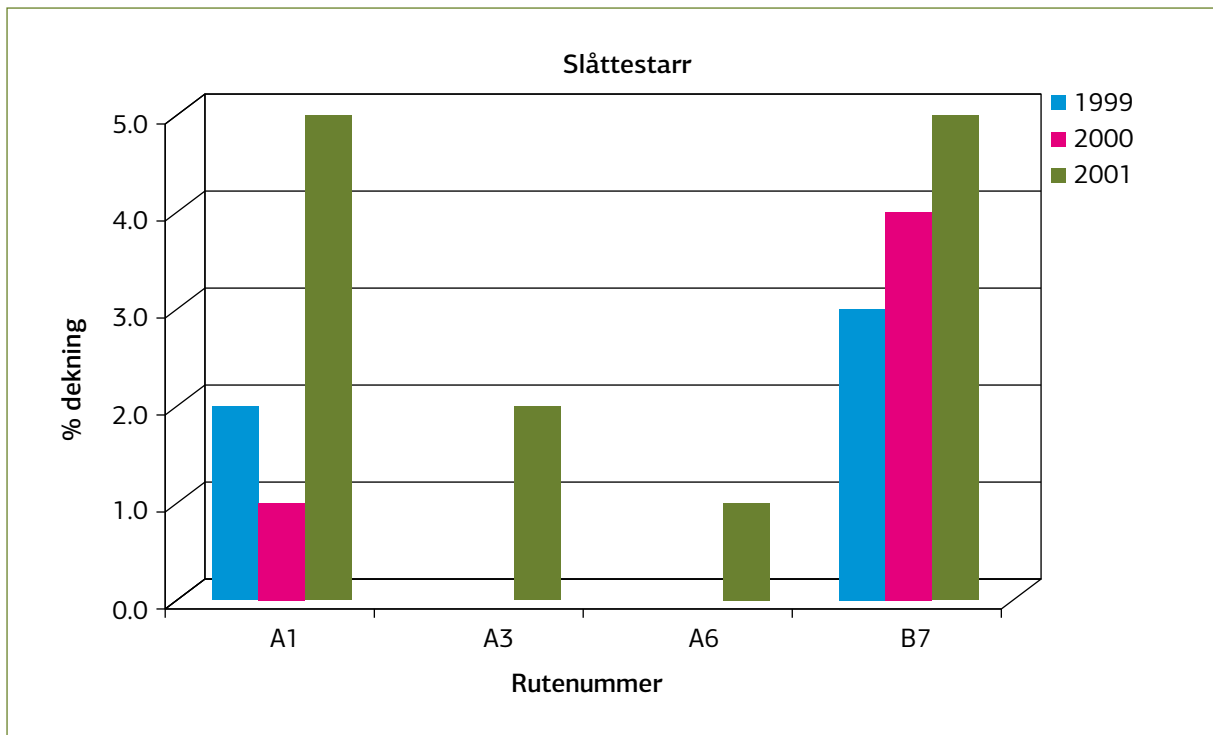
Figur 24. Død (hvit) torvmose (*Sphagnum*) på myr i Hovlandsdalen ett år etter kalking.



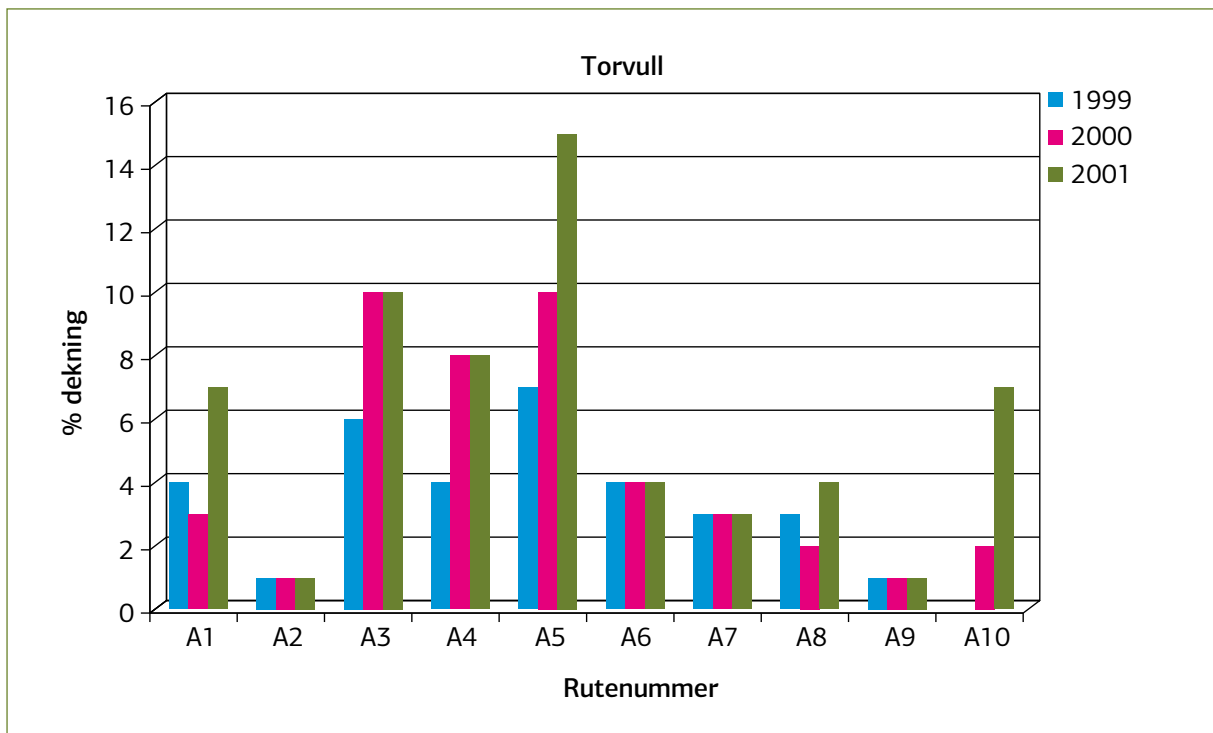
Figur 25. Reduksjon av levende torvmoser (Sphagnum) i analyseruter på kalket nedbørsmyr.



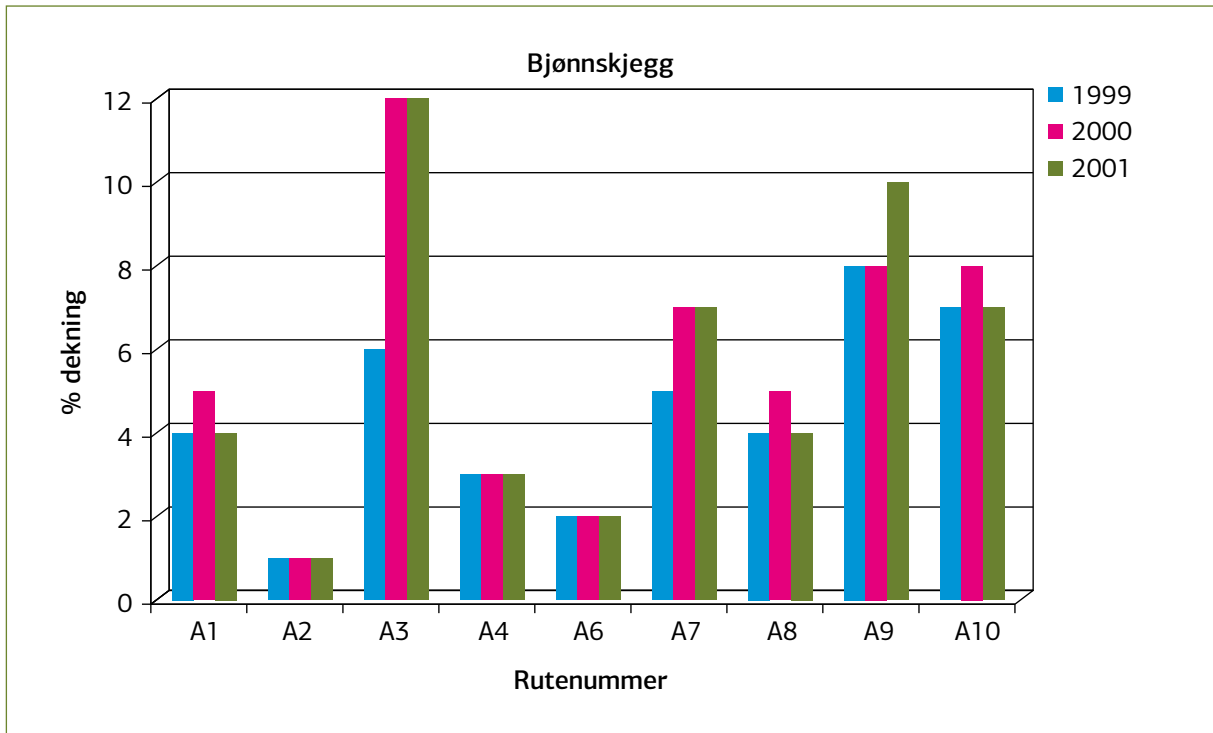
Figur 26. Reduksjon av levende torvmoser (Sphagnum) i analyseruter på kalket sivevassmyr.



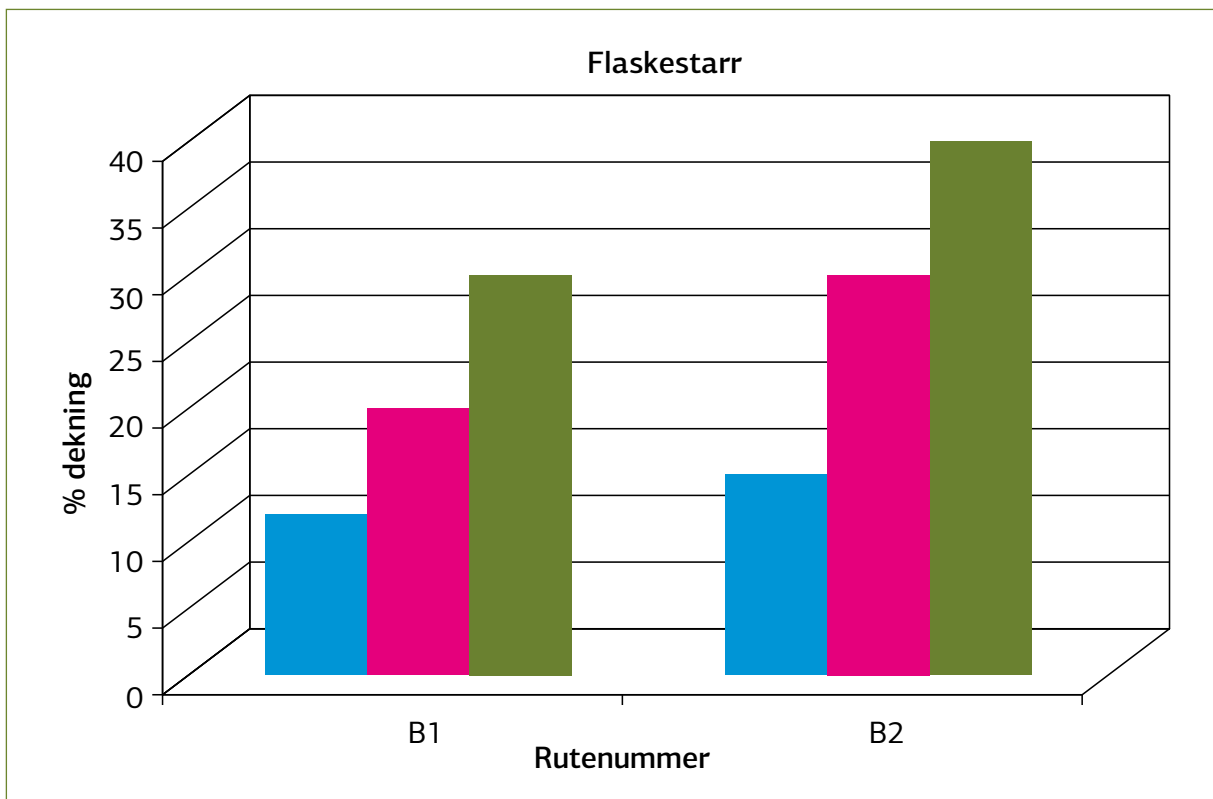
Figur 27. Framvekst av slåttestarr (*Carex nigra*) i analyseruter på myr etter kalking. Dekning i rute B7 er estimert ut fra nærliggende vegetasjon (se metode).



Figur 28. Framvekst av torvull (*Eriophorum vaginatum*) i analyseruter på nedbørmyr etter kalking.



Figur 29. Framvekst av bjønnskjegg (*Trichophorum cespitosum*) i analyseruter på nedbørmyr etter kalking.



Figur 30. Framvekst av flaskestarr (*Carex rostrata*) i analyseruter på sigevassmyr etter kalking. Dekning i rute B7 i 2001 er estimert ut fra nærliggende vegetasjon (se metode).



### 5.5.6 Vegetasjonen generelt i Hovlandsdalen tre år etter kalking

Følgende generelle observasjoner er gjort på bakgrunn av befaringer og gjenanalyser i kalkingsfeltet:

1. Karplanter og kryptogamer i småbregne-/lågurt skog, bærlyngskoger, og tørre røsslyngskoger ser ut til å ha klart terrengkalkingen bra. Ett unntak er levermosen storstylte (*Bazzania trilobata*), som på eksponerte flater viser sviskader. Skadd storstylte viser også dårlig regenerering selv tre år etter kalking. Små rettede vegetasjonsendringer er observert i røsslyngskogene.
2. De fuktige, skrånende røsslyng-furuskogene i Hovlandsdalen, med innslag av torvmoser, er noe mer påvirket enn tørrere skogstyper. Ett år etter kalking ble det registrert flekkvise lysere torvmosefelter med opp til 5-10 % dødt eller skadd materiale (hvite/døde eller svært lyse moser med lite klorofyll). Skadeomfanget er noe mindre tre år etter kalking, men deler av det som tidligere var skadet er nå dødt. Gammel røsslyng viser tendenser til avdøing på eksponerte lokaliteter i kalkingsfeltet.
3. Det ble registrert en sterk økning av algevekst på råtnende materiale, særlig på døde moser i nedkant av tuene og på døde trestammer nær bakken. I regnvær blir algebelegget tykt og geleaktig.
4. Torvmoser i fuktige, bakkemyrpregede furuskoger ser ut til å ha klart kalkingen relativt bra, selv om det også her er observert skader og avdøing av moser tre år etter kalking. Det er en tendens til økt grasvekst i disse bakkemyrene.
5. Ombrotrofe flatmyrer (nedbørmyrer) med innslag av svakt hellende minerotrofe partier har fått til dels store skader på mosedekket med storstilt avdøing av torvmoser og levermoser. Sterkt skadde moser regenerere ikke, tvert imot øker avdøingen over tid.

## 5.6 Diskusjon

### 5.6.1 Endringer i vegetasjon i skogsystemene

Selv om vegetasjonen i de analyserte flatene virker stabil over tid, viser statistiske analyser små, men signifikante endringer både i kalkede og ukalkede felter. Vegetasjonsendringene kan relateres til arter som går fram i begge dalfører, arter som viser framgang bare i kalkingsfeltet, arter som viser tilbakegang i kalkingsfeltet og som enten er konstante eller går fram i referansefeltet, samt flere arter som er konstante i kalkingsfeltet men som viser signifikant framgang i referansefeltet.

Hvis de to områdene var helt identisk angående vegetasjonstypenes utforming og ytre påvirkninger, skulle man forvente at fellesendringer var et uttrykk for naturlig vegetasjonsutvikling, suksesjoner etter endret kulturpåvirkning eller langsiktig klimaendring, mens ulikheter skyldes effekter av kalking. Områdene er imidlertid ikke helt like da det finnes mindre variasjoner i biotiske og abiotiske faktorer, noe som det må tas hensyn til under tolkningen av resultatene.

#### Klimabetingede endringer

De fleste fellesendringene i kalkingsfeltet og referansefeltet er trolig knyttet til en naturlig vegetasjonsutvikling, årsvariasjoner og trolig langtidseffekter av endret klima, særlig gjelder dette framgang av enkelte moser som f.eks. kystkransmose (*Rhytidiadelphus loreus*) og etasjemose (*Hylocomium splendens*) (Tabell 15). Dette stemmer overens med den generelle framgang av etasjemose på overvåkingsflater i hele Sør-Norge (Økland og Eilertsen 1996; Økland m.fl. 2001; Aarrestad og Wilmann 2002).

#### Kulturbetingede endringer

Begge overvåkingsområdene er sterkt påvirket av beite fra sau, kyr og hest. Det virker imidlertid som om beitepresset er høyest i Espedalen, noe som her kan favorisere framgang av ulike gras som engkvein (*Agrostis capillaris*) og smyle (*Deschampsia flexuosa*). Varierende beitepress innen selve dalførene kan også føre til endringer i enkelte vegetasjonstypers artssammensetning, og suksesjoner etter tidligere sterkere kulturpåvirkning kan også være en medvirkende årsak til ulik utvikling av vegetasjonen innen de to områdene, f.eks. at blåbærskogstyper viser endring i Espedalen, men ikke i Hovlandsdalen.

## Effekter av analysemetoder

For noen få arter som viser de samme trender i begge dalførene kan selve analysemetoden være årsaken til endringene. Det er f.eks. en større sannsynlighet for å finne flere arter i rutene for hver gang man analyserer. Dette gjelder i hovedsak små levermoser som kan være vanskelig å oppdage, f.eks. flakmoser (*Calypogeia* spp.). Nedgang i mengde av bregna smørtelg (*Oreopteris limbosperma*) skyldes at den lett blir knekt under analysearbeidet, noe som ved gjentatte analyser hemmer veksten av planten. Trolig blir flere års vekstanlegg i plantens rotstokk ødelagt ved slitasje.

## Effekter av kalking

Når man tar hensyn til ulike ytre påvirkninger og svakheter i analysemetodikken er det likevel en del endringer som vanskelig kan forklares av andre årsaker enn kalkingeffekten. Effekten av terrengkalkingen på vegetasjon er todelt. Selve kalken fører til direkte forstyrrelser av plantevekst ved at kalkbelegg kan medføre avsviing av plantevev, endret fotosyntese og vannopptak. En plutselig endring av voksestedsbetingelser kan også hemme plantevekst ("sjokkeffekt"). I tillegg påvirker kalkingen plantenes næringsopptak indirekte gjennom økt næringstilgang ved at næringsforrådet i jordsmonnet blir lettere tilgjengelig (jfr. endringer i ekstraherbare ioner) og økt pH og kalsium øker opptaket av næring gjennom røttene.

Endringer som skyldes direkte påvirkning av kalkingen er avsviing og nedgang i mengde av levermosen storstylte (*Bazzania trilobata*). Den raske tilbakegang av vårplanten maiblom (*Maianthemum bifolium*) kan være en sjokkeffekt, da nedgangen over tid ser ut til å avta. Det samme gjelder for bregna bjønnekam (*Blechnum spicant*), som viste en signifikant tilbakegang ett år etter kalking (1997 til 1999), men ikke fra 1999 til 2001. Nedgangen er likevel signifikant for hele analyseperioden, noe som tyder på at den ikke har klart å regenerere til tidligere nivå. Torvmosene i skogsystemene viste tegn på skader og fargeendringer ett år etter kalking, men de viste ingen signifikant mengdeendring. To år etter kalking viser imidlertid lyngtorvmose (*Sphagnum quinquefarium*) og furumose (*S. capillifolium*) en signifikant tilbakegang i kalkingsfeltet, noe som tyder på at langtidseffekten er viktig for disse mosene.

Små levermoser som gikk tilbake ett år etter kalking, synes å regenerere svært bra. Dette gjelder skogskjeggmoser (*Barbilophozia barbata*),

myrglefsemose (*Cephalozia lunifolia*) og totannblonde (*Chiloscyphus coadunatus*). Trolig fikk disse mosene mindre skader enn den større levermosen storstylte (*Bazzania trilobata*), som viser svært dårlig regenereringsevne selv etter tre år.

Det er tidligere kjent at røsslyng får redusert vekst ved kalking og gjødsling (Gimingham 1972; 1975). Flere steder i Hovlandsdalen viste eldre røsslyng avdøingstendenser på sterkt eksponerte lokaliteter. Slike skader var ikke så synlige i Espedalen. Arten viser da også en signifikant tilbakegang i kalkingsfeltene og tilbakegangen øker over tid, noe som bidrar til vegetasjonstypens signifikante endring langs første DCA akse (se Tabell 11).

Økt næringstilgang på myrene er trolig årsaken til at artene slåttestarr (*Carex nigra* ssp. *nigra*), bjønnskjegg (*Trichophorum cespitosum*), flekkmarihånd (*Dactylorhiza maculata*) og grasmose (*Stramineuron stramineum*) går fram i fuktige vegetasjonstyper, og at disse vegetasjonstypene i kalkingsfeltet viser en signifikant endring langs DCA aksene (Tabell 12 og Tabell 15).

Den økte algeveksten på døde mosematter i skogene skyldes trolig frigivelse av nitrogen fra nedbrytningprosessen av dødt biologisk materialet (mineralisering). Nitrogen er et viktig næringsstoff for frittlevende alger som dermed får gode næringsbetingelser og økt vekst. Økt grønnalgevekst på vegetasjon er generelt blitt et problem på Vestlandet pga. økt nedfall av langtransportert nitrogen (Bruteig m.fl. 2001).

Sammenlignet med effektene av terrengkalkingen i Gjerstad (Eilertsen m.fl. 1996; Brandrud m.fl. 2003) viser kalkingen i Flekke-Guddal en noe høyere skadefrekvens på mosefloraen. Dette er noe urovekkende tatt i betraktning at kalkingsmengdene i Gjerstad var betraktelig høyere (3 tonn pr. ha mot 1,3 tonn i Flekke-Guddal). Den større påvirkningen i Flekke-Guddal skyldes trolig at de vestnorske skogtypene er fuktigere og inneholder således mer levermoser og torvmoser enn de østnorske typene. I Flekke-Guddal vassdraget har man også vært noe uheldig ved at kalken ble liggende oppå vegetasjonen med høy solinnstråling og tørke i et par uker (både under og etter kalking), noe som høyst sannsynlig har bidratt til en større skadefrekvens enn om kalken hadde blitt spredt i en nedbørsperiode.

### 5.6.2 Endringer i vegetasjon på flatmyr

Torvmosene på nedbørmyra på Gammelstølskråna ble sterkt skadd av kalkingen. Større flekkvise områder viste avdøing av moser, og avdøingen bare fortsetter over tid. Likevel går nedbrytningen sent, noe som trolig skyldes torvmosenes antiseptiske virkning på miljøet. Over tid vil imidlertid dødt mosemateriale bli nedbrutt til humus og vegetasjonen kan endre seg til mer åpen mjukmattevegetasjon, noe som ble observert ved befaring i 2003, fem år etter kalking. I slike områder kan også tråkk fra beitende dyr medføre erosjonsproblemer i torva. Det er også sannsynlig at tilgjengelig kalk i øvre torvlag, samt økt tilgang av næringsstoff som frigjøres ved nedbrytning av dødt mosemateriale kan bidra med en økt vekst av urter og graminider slik at vegetasjonens sammensetning over tid kan endres. En økning av enkelte graminider er allerede påvist tre år etter kalking.

### 5.6.3 Jordsmonnsendringer

Analysene av humusprøvene i kalkingsfeltet viste en signifikant nedgang i forsurende parametere, økt bufferkapasitet og økte verdier for flere ekstraherbare næringsstoff i hele analyseperioden. Men endringen i de kjemiske parametrene er nødvendigvis ikke bare relatert til selve humusmaterialet. Jordprøvene ble sikket i sikter med 2 mm siktevidde. Dette medfører at kalkkorn er blitt med i analyseprosessen. De jordkjemiske resultatene fra kalkingsfeltene representerer således humus innblandet dolomittkorn. Effekten av kalkkorn kan ha vært betydelig siden gjennomsnitt glødetap ligger på nærmere 80 %.

Kalkkorn i humusen kan være årsaken til at glødetap og C-innhold gikk ned i kalkingsfeltet ett år etter kalking, samtidig som det er medvirkende årsak til en forhøyet pH og innhold av kalsium og magnesium. Kalkkornene var imidlertid betraktelig mer synlige i humusen i 1999 enn i 2001, der mange av prøvene ikke viste synlige korn i det hele tatt. Likevel har pH, utbyttingskapasitet og basemetning vist signifikant framgang også i perioden 1999 til 2001. Dette kan tyde på at humusen i seg selv er blitt mindre sur og at det generelt er blitt et høyere næringsforhold i jordsmonnet ved at oppløsningen av kalkpartiklene til en viss grad nøytraliserer humussyrer og frigjør næringsstoff ved økt mineralisering, jfr. undersøkelser fra Sverige (Hallbäcken og Popović 1985). Det er også verdt å merke seg at innholdet

av utbyttbart aluminium og jern fortsatt viser signifikant tilbakegang også i perioden 1999 til 2001, tre år etter kalking, noe som viser at en relativt liten kalkdose som 1,3 tonn kalk/ha kan medføre betydelige forbedringer i forsurenings-situasjonen sett i et mer langsiktig perspektiv.

Den sterke nedgangen av natrium i begge overvåkingsfeltene fra 1997/98 til 2001 kan kanskje forklares ut fra langtidsvariasjoner av tilført sjøsalter fra nedbør. Samme endring ble observert i analyseområdene i Suldal i tidsrommet 1999 til 2002.

## 5.7 Hovedkonklusjoner

### Skogsystemer

Tilførsel av ca. 1,3 tonn grovdolomitt pr. ha har over tre år ikke ført til større endringer i artssammensetning og mengde av enkeltarter i de analyserte skogtypene i Hovlandsdalen. Ingen arter er forsvunnet og kun en art er kommet til i overvåkingsflatene. Mindre endringer som trolig skyldes kalking, er påvist i røsslyngfuruskog og myrdominerte skoger. Endringene skyldes i hovedsak tilbakegang av en del arter som røsslyng, bjønnekam, lyngtorvmose, furutorvmose og levermosen storstylte, samt framgang av graminider i fuktig vegetasjon. Flere arter som viste nedgang i vekst rett etter kalking viser imidlertid god evne til regenerering. Store levermoser og torvmoser viser stedvis sviskader og avdøing. Mineralisering av dødt materiale frigjør nitrogen, noe som gir grobunn for økt algevekst i skogbunnen. De relativt tørre blåbær- småbregne-/lågurt skogene ser ut til å være mindre påvirket av terrengkalkingen enn fuktigere røsslyngfuruskog og myrdominerte skoger. I skog synes endringer som skyldes beite, naturlige suksesjoner og klimaendringer å bli viktigere enn kalkingseffekten over tid.

### Myr

Mosene på bakkemyrer klarer seg relativt bra med liten avdøing av torvmoser og levermoser, mens det skjer en svak økning av graminider. Effektene av terrengkalking på nedbørmyrer er imidlertid betydelige, selv med en relativt lav kalkdose. Strakseffekten er stortilt avdøing av torvmoser, og skadene øker i omfang over tid. Seneflekter kan være erosjonsproblemer og endrete vegetasjonstyper med økt graminidevekst.

## Jordsmonn

Det øvre humuslaget i jordsmonnet viser tydelige endringer som kan relateres til kalking. pH, base-metning og utbyttingskapasitet har økt, mens utbyttable aluminium, jern og hydrogen er redusert. Endringene mot et mindre surt jordsmonn er påvist også tre år etter kalking. Dette kan over tid føre til økning av jordas næringsinnhold, og man kan da forvente en viss vegetasjonsendring mot mer gras og urtedominerte vegetasjonstyper. I tillegg kan arter som er sårbare for kalk, fortsette å vise tilbakegang.

De foreliggende resultater baserer seg på forskning og overvåking over tre år og gjenspeiler trolig straks-effekter av terrengkalking. Vegetasjon kan imidlertid respondere sent på miljøendringer på grunn av treghet i økosystemprosesser. I et mer langsiktig perspektiv kan man ikke se bort fra at effekten på vegetasjon akkumuleres og blir mer synlig.

## 5.8 Referanser

- Aune, B. 1993. Temperaturnormaler, normalperiode 1961-1990. Det norske meteorologiske institutt, Oslo. Rapp. 02/93: 1-66.
- Blom, G. og Wincent, H. 1989. Effekter av kalking på ångvegetation. Naturvårdsverket, Rapport 3605.
- Brandrud, T.E., Bakkestuen, V., Bendiksen, E., Eilertsen, O. og Aarrestad, P.A. 2003. Terrengkalking i Gjerstad, Aust-Agder. Effekter på skogsvegetasjon og sopp 1994-2000. NINA Oppdragsmelding (in prep.).
- Bruteig, I.E., Thomsen, M.G. og Altin, D. 2001. Vekstrespons hos tre aerofyttiske alger på tilførsel av nitrogen. NINA Oppdragsmelding 680: 1-19.
- Clymo, R.S. 1980. Preliminary survey of the peat-bog Hummel Knowe Moss using various numerical methods. *Vegetatio* 42: 129-148.
- Eilertsen, O., Stabbetorp, O. og Bendiksen, E. 1996. Variasjon i kalkspredningen og vegetasjonseffekter. I: P. Nilsen (red.). FoU-programmet «Miljøtiltak i skog». Årsmelding 1995. Aktuelt fra Skogforsk, NISK, s. 17-20.
- Eilertsen, O., Stabbetorp, O. and Aarrestad, P.A. 1997. Counteractions against acidification in forest ecosystems: Vegetation dynamics in a forested catchment after dolomite application in Gjerstad, S. Norway. *J. Conf. Abs.* 2: 167.
- Eriksson, F. 1988. Makrofytvegetation i kalkade sjöar. *Inf. Sötvatnslab. Drottningholm*, nr. 9/1988: 1-25.
- Framstad, E., Bakkestuen, V., Bruteig, I.E., Kållås, J.A., Nygård T. og Økland, R.H. 2003. *Natur i endring. Terrestrisk natrovervåking 1990-2002*. NINA Temahefte 24: 1-30.
- Førland, E.J. 1993. *Nedbørnormaler, normalperiode 1961-1990*. Det norske meteorologiske institutt, Oslo. Rapport 39/93: 1-63.
- Gimingham, C. H. 1972. *Ecology of Heathlands*. Chapman and Hall, London.
- Gimingham, C. H. 1975. *An Introduction to Heathland Ecology*. Oliver and Boyle, Edinburgh.
- Hallbäck, L. och Popović, B. 1985. Markkemiska effekter av skogsmarkskalking. Revision av skogliga kalkningsförsök. Statens Naturvårdsverk PM 1880. Solna, Sverige.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Cornell Univ., Ithaca, New York.
- Hill, M.O. and Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- Hindar, A. 1997. Markkalking i Norge. Konferansebidrag. Kalkingskonferansen i Lökeberg, Göteborg 15.-17. september 1997.
- Høiland, K. og Pedersen, O. 1994. Virkning på vegetasjon ved områdekalking av myr. Undersøkelse foretatt ved Røyndalsvatn, Birkenes, Aust-Agder. I: DN-Notat-2. Kalking i vann og vassdrag. FoU-virksomheten. FoU-årsrapport 1992, s. 44-71.
- Kellner, O. 1993. Effects on fertilization on forest flora and vegetation. Doktorgradsavhandling. Uppsala universitet. ISBN-5554-3154-2.
- Korsmo, H., Eilertsen, O. og Pedersen, O. 1996. Botaniske undersøkelser av kalkede myrområder i Fjordas nedbørsfelt. Gran og Jevnaker kommuner i Oppland. NINA Oppdragsmelding 428: 1-28.
- Ogner, G., Wickstrøm, T., Remedios, G., Gjelsvik, S., Hensel, G.R., Jacobsen, J.E., Olsen, M., Skretting, E. and Sørli, B. 1999. The chemical analysis program of the Norwegian Forest Research Institute, 2000. Norwegian Forest Research Institute, Ås.

- Ollson, B. 1982. Storskalig spridning av kalkstens- och olivinmjöl på mark. Effekter på fält- och botenskiktsvegetationen. Institutet för Vatten- og Luftvårdsforskning, IVL Rapport EM 811.
- Pedersen, O. 1988. Biological data program/PC. Version 1.01. Brukerveiledning. VegeDataConsult, Oslo.
- Propovic, B. och Anderson, F. 1984. Markkalking och skogproduktion - litteraturoversikt och revision av svenska kalkningsförsök. Sveriges Landbruksuniversitet, Uppsala.
- Røsberg, I. 1997. Miljøtiltak i skog. Effekter av kalking og vitalitetsgjødsling i et furubestand på Gangseimoen, Åmli i Aust-Agder. NTNU Vitensk. mus. Rapp. bot. Ser. 1997-1: 105-118.
- ter Braak, C.J.F. and Smilauer, P. 1998. CANOCO Reference Manual and User Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA).
- Traaen, T.S., Frogner, T., Hindar, A., Kleiven, E., Lande, A. and Wright, R.F. 1997. Whole-catchment liming at Tjønnsstrond, Norway: An 11-year record. Water, Air, Soil Pollut. 94: 163-180.
- Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. og Roberts, D. 1984. Berggrunnskart over Norge. M. 1: 1 million. Trondheim, Norges geologiske undersøkelse.
- Staafl, H., Persson, T. och Bertills, U. (red.) 1996. Skogsmarkskalking. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverket försöksverksamhet. Naturvårdsverket. Rapport 4559: 1-296.
- Svanberg, K. 1987. Redovisning av vegetationsåterinventering 1986 vid ett försök med accelererad forsurening och kalking av skogsmark (Faxboda E 67). Stencilerad rapport.
- van der Maarel, E. 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effect on community similarity. Vegetatio 39: 97-114.
- van Dobben, H.F., Dirkse, G.M., ter Braak, C.J.F. and Tamm, C.O. 1992. Effects of acidification, liming and fertilization on the undergrowth vegetation of a forest stand in central Sweden. Instituut voor Bosen Natuuronderzoek. RIN Report 92/91, Wageningen.
- Økland, R.H. and Eilertsen, O. 1996. Dynamics of understory vegetation in an old-growth boreal coniferous forest, 1988-1993. J. Veg. Sci.: 7: 747-762.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. og Eilertsen, O. 2001. Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog. NIJOS rapport 08/2001. 1-46.
- Aarrestad, P.A. og Bakkestuen, V. 2001. Terrengkalking i Flekke-Guddalsvassdraget – effekter på vegetasjon og jord i 1999, ett år etter kalking. I: Direktoratet for naturforvaltning, 2001. Terrengkalkingsprosjektet – årsrapporter 1998 og 1999. Terrengkalking for å avgifte surt overflatevatn. Notat 2001-1, s. 105-118.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. og Eilertsen, O. 1999. Terrengkalking i Flekke-Guddal, Sogn og Fjordane - undersøkelse av vegetasjon og jord før kalking. NINA Oppdragsmelding 600: 1-74.
- Aarrestad, P.A. og Brevik, Ø. 1998. Forundersøkelser av vegetasjon i nedbørsfeltet til Hovlandselva i Guddalsvassdraget 1997, i samband med planlagt terrengkalking. NINA oppdragsmelding 555: 1-45.
- Aarrestad, P.A. og Wilmann, B. 2002. Miljøovervåking på Tjeldbergodden og Terningvatn. Overvåking av vegetasjon og næringsforhold i 1993/94 og 2001. NINA Oppdragsmelding 742: 1-45.



# 6 Effekten av kalking på skog i Hovlandsdalen

Av P. Nilsen

Norsk institutt for skogforskning,  
Høgskolevn. 12, 1432 Ås

## 6.1 Innledning

Formålet med skoglige registreringer i Hovlandsdalen og Espedalen har vært å skaffe en arealmessig oversikt over skogressursene i områdene og å undersøke hvorvidt skogens tilvekst og vitalitet er påvirket av terrengkalkingen. Formålet med oppmålingene i Espedalen har vært å ha et ubehandlet referanseområde som "kontroll" mot det kalkede området.

## 6.2 Oppmålinger og beregninger

For bestemmelse av skogens arealmessige utbredelse og treslagssammensetning i de to nedslagsfeltene er det benyttet en kombinasjon av eksisterende skogtakster med opplysninger om volum, treslag, hogstklasser osv. og flyfotos, kart og planimeter.

På de 10 vegetasjonsflatene som er lagt ut (se avsnitt 5.4.1) i hvert av de to nedslagsfeltene, er det foretatt treregistreringer på et noe større areal rundt disse. På hvert felt ble alle trær nummerert og diameter i brysthøyde på trær med diameter større enn ca. 3 cm ble målt. Trehøyder ble målt på et utvalgt antall trær avhengig av bestandets beskaffenhet. Trærnes "vitalitet" ble registrert på herskende og medherskende trær i bestandet (bare gran og furu) ved en visuell bedømmelse av kronetethet (barmasse i % av fulltett krone) og av farge (skala fra 1 (grønn) til 4 (gul)). Trærnes volum på flatene er beregnet ved hjelp av diameter og høyde. Volumtilveksten i perioden 1998-2001 er beregnet som differansen mellom stående volum på de to tidspunktene.

## 6.3 Resultater

### 6.3.1 Skogressursene

I **Tabell 18** er det gitt en oversikt over arealfordelingen i de to nedslagsfeltene.

De skogkledde arealene dominerer i begge nedslagsfeltene. Omlag 80% av skogen er klassifisert som produktiv, mens det resterende er impediment (ikke produktiv skog). I Hovlandsdalen er store deler av de nedre partier av dalen granplantinger på middels og god mark. De eldste bestandene er mer enn 80 år og enkelte er allerede sluttavvirket. Stedegen furuskog og bjørkeskog finner vi på middels god og dårlig mark, vesentlig i de høyereliggende områdene. På impediment er det vesentlig furu på meget tynt jordsmonn eller på vassjuk mark/myr. Det er også et visst innslag av lite veksterlig bjørk sammen med furu i disse områdene. I Espedalen er innslaget av granplantinger begrenset i forhold til i Hovlandsdalen, ellers er skogforholdene ganske like i de to feltene. I **Tabell 19** er det gitt en oversikt over treslagsfordelingen.

Bestokningen er ganske lav med et gjennomsnittlig stående volum på mellom 70 og 80 m<sup>3</sup> pr. ha. Furu er dominerende treslag, bortsett fra i de nedre delene av Hovlandsdalen hvor det er ca. 85 ha med granskog.

### 6.3.2 Vegetasjonsflater

I **Tabell 20** er noen sentrale skoglige data for vegetasjonsflatene i de to områdene presentert.

Vi ser av **Tabell 20** at feltene 1, 2, 3 og 7 i Hovlandsdalen er ganske virkesrike. Felt 7 er i en typisk tett, eldre granplanting med høy produksjon, mens de tre andre feltene er tett, gammel bjørk- og furuskog. De øvrige feltene er glissent tresatt, med trehøyder gjennomgående mindre enn 10 meter. Det ble registrert en god del skader på trærne i området.

I Espedalen skiller felt 15 seg ut med en meget høyt tetthet (treantall) og høy stående kubikkmasse.

#### Tilvekst og vitalitet

Målt tilvekst i 3-års perioden er sammenlignet med estimert tilvekst ut fra tilvekstfunksjoner for rene bestand, basert på inngangavariablene volum, bonitet og alder (Blingsmo 1988). Bonitet og alder er fastsatt med støtte i materialet fra taksten av skogen. Det er veid for grunnflateandelen av gran,



Tabell 18. Areal (ha) for ulike markslag i den kalkede delen av Hovlandsfeltet og i Espedalsfeltet.

	Hovlandsdalen	Espedalen
Skog	427	170
Impediment	94	38
Snaufjell	295	154
Dyrka mark	2	-
<b>Total areal</b>	<b>818</b>	<b>362</b>
Ikke kalket areal	245	362

Tabell 19. Fordelingen på treslag i areal (ha, med prosent i parentes) og stående volum (m<sup>3</sup>) i det produktive skogareal i de to områdene.

	Hovlandsdalen		Espedalen	
	Areal	Volum	Areal	Volum
Furu	300 (70%)	23300	145 (85%)	11350
Gran	89 (21%)	7830	3 (2%)	300
Lauv (vesentlig bjørk)	38 (9%)	2230	22 (13%)	850
<b>Totalt</b>	<b>427 (100%)</b>	<b>33360</b>	<b>170 (100%)</b>	<b>12500</b>

Tabell 20. Data for felt med tresetting høsten 1998. Stående volum er gitt i m<sup>3</sup> pr. ha, tretetthet i antall pr. ha. Kronetetthet og farge er aritmetisk gjennomsnitt på registrerte trær.

Felt	Feltareal ha	Treslag	Diameter cm	Høyde m	Stående volum, m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	Treantall, ha <sup>-1</sup>	Krone-tetthet %	Krone-farge
1	900	Bjørk	208,0	171,8	240	811	82,0	1,33
2	900	Furu	244,5	152,1	207	478	74,7	1,68
3	900	Bjørk	191,5	163,5	161	767	-	-
4	900	Furu	144,2	55,7	34	267	60,4	1,65
5	225	Furu	140,4	81,8	120	1111	78,1	1,11
6	225	Bjørk	310,0	131,0	51	89	-	-
7	400	Gran	190,4	188,8	241	1100	90,6	1,00
8	400	Furu	127,1	93,2	44	475	87,2	1,13
9	900	Furu	143,8	85,1	83	689	75,8	1,04
10	900	Furu	149,5	78,3	43	244	76,3	1,06
11	900	Furu	172,6	95,3	71	356	83,3	1,08
12	900	Furu	139,6	66,9	41	311	81,0	1,14
13	900	Furu	119,8	63,2	34	467	79,5	1,14
15	450	Gran	164,0	152,2	358	2378	89,4	1,05
18	900	Furu	130,0	76,8	101	1056	85,6	1,00
20	900	Bjørk	265,1	132,9	81	189	-	-

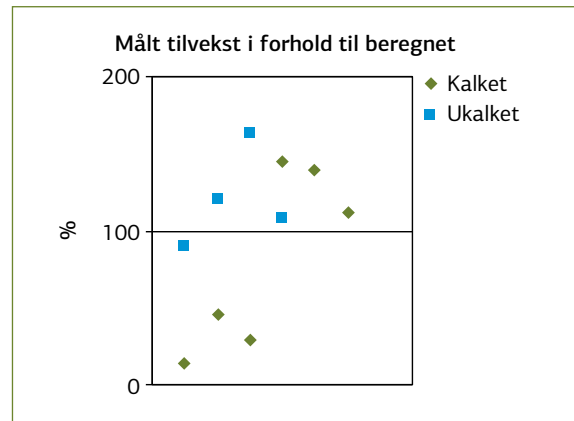
furu og bjørk i bestandene. Bare bestand med mer enn 60 m<sup>3</sup> pr. ha er tatt med da beregningsfunksjonene er langt utenfor gyldighetsområdet ved lavere stående volum (Figur 31).

## 6.4 Diskusjon

Vitalitetsregistreringene tyder ikke på at det har skjedd noen signifikante endringer på grunn av kalkingen. Men på grunn av den korte tiden som er gått siden kalking, er det vanskelig å si noe sikkert om effekten på trærnes tilvekst. Tilveksten i begge områder avviker ikke signifikant fra forventet tilvekst ut fra funksjonsberegninger. Disse er imidlertid utarbeidet for helt andre forhold. For å kunne si noe sikkert om tilveksteffekter må man foreta årringanalyser av trærne. Dette bør forventes til en periode på mellom fem og 10 år etter kalking. Vi vet at trærne vanligvis reagerer langsomt på kalking, og at reaksjonene kan være både positive og negative. Ut fra eksisterende kunnskap er det ikke å forvente at noen klare effekter skal være synlige etter så kort tid. Dosene som er benyttet, og den relativt grovfraksjonerte dolomitten som er brukt, skulle heller ikke tilsi noen raske effekter. De langsiktige effektene er imidlertid uavklart under slike forhold som vi har i Hovlandsdalen, med et maritimt klima og store nedbørsmengder.

## 6.5 Referanser

Blingsmo, K.R. 1988. Volumtilvekst. Gran - Furu - Bjerk. Norsk institutt for skogforskning, Ås, Norge. 6 s.



Figur 31. Tilvekst i prosent av forventet tilvekst i seks kalkede og fire ukalkede felt hvor stående volum oversteg 60 m<sup>3</sup> pr. ha.

# 7 Effekter på vannkjemi av terrengkalking i Brommelandsfeltet

Av A. Hindar

Norsk institutt for vannforskning - Sørlandsavdelingen, Televeien 3, 4879 Grimstad

Arne Veidel og Rolf Høgberget har hatt ansvar for etablering av måledam, samt måling og tilrettelegging av data fra vannføringsstasjonene. Liv Bente Skancke har tilrettelagt og bearbeidet vannkjemiske data, mens Mette C. Lie har hatt ansvar for innhenting og tilrettelegging av data for nedbør. Hans Olav Skåre har samlet inn og oversendt vannprøver.

## 7.1 Bakgrunn

Erfaringene med terrengkalking i Gjerstad (Hindar m.fl. 2003) og behovet for bedre avsyngningsmetoder, særlig på Vestlandet, gjorde at dette forsøksprosjektet i sidefelt i nedre del av Suldalsvassdraget ble satt igang. Forsøkskalkingen er også en oppfølging av anbefalinger i kalkingsplanen for Suldalsvassdraget (Kaste m.fl. 1995). Spesielt fokus har vært på effekter av sjøsaltepisoder, slik som beskrevet for Hovlandsfeltet (denne rapporten).

Meningen var opprinnelig å kalke i Grovfeltet lengere øst enn Brommelandsfeltet. Det viste seg imidlertid

at et mulig barskogvernområde berørte Grovfeltet. Dette ble derfor valgt som referansefelt, mens Brommelandsfeltet ble kalket høsten 1999.

## 7.2 Områdebeskrivelse og kalking

Det 380 ha store Brommelandsfeltet ligger i Suldal kommune, omlag 5 km fra Sand i den nederste delen av Suldal, se **Tabell 21** og **Figur 32**. Nærmere beskrivelser av feltet er gitt i artiklene om vegetasjon og skog i denne rapporten. Her skal bare bemerkes at snaufjell inngår i kalket felt, men ikke i referansefelt og at andel skog er lavere i disse feltene enn i de to andre forsøksområdene som omhandles i denne rapporten.

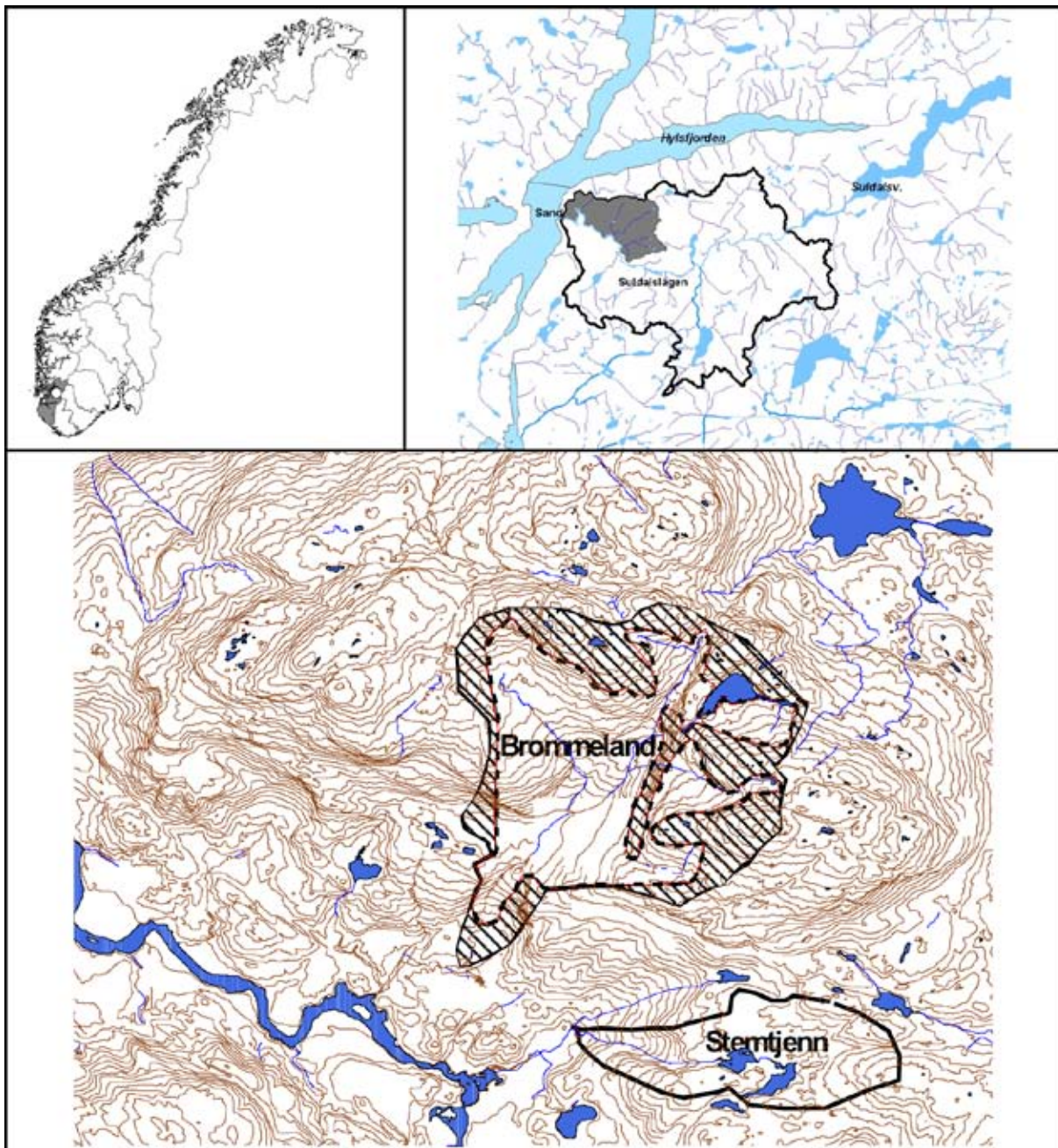
Brommelandsfeltet ble tilført 760 tonn grovdolomitt (0,2-2 mm) med helikopter i perioden 4.-10. oktober 1999. Arealer i høyereliggende områder ble unntatt fra kalking fordi vi ikke ville ha synlige effekter på blant annet lav i fjellområdene. Dosen for det kalkede arealet ble derfor 3 tonn/ha, mens dosen var 2 tonn/ha for hele feltet. Erfaringen fra Hovlandskalkingen i Flekke-Guddalvassdraget var at 1 tonn/ha var lite, og vi ønsket derfor en tydeligere effekt på vannkvaliteten.

Vannkjemi ble opprinnelig målt på fire stasjoner (**Tabell 21**) i et forsøk på å finne best mulig referansefelt. Ett felt var spesielt ionerikt (Storurbekken), mens ett hadde forholdsvis høye TOC-konsentrasjoner (Urdadalsbekken). Stemtjennbekken ble derfor valgt som referansefelt, og vi rapporterer bare vannkemimålingene fra denne og Brommelandsbekken (kalket).

**Tabell 21.** Data for terrengkalkingsfelt og referansefelt i Suldal.

Spesifikk avrenning	105 L/s*km <sup>2</sup>
Middelnedbør	2203 mm (DNMI-stasjon 46150 Sand)
Middelvannføring i Brommelandsfeltet (3,9 km <sup>2</sup> )	0,41 m <sup>3</sup> /s

Kode	Navn	Areal, km <sup>2</sup>	Status for prøvetaking	Kartblad	UTM ØV NS
BRO-1	Suldal (Brommelandsbekken)	3,9	Juli-96 -->	1313 IV	3486 65965
STE-10	Suldal (Stemtjennbekken)	1,1	Juli-96 -->	1313 IV	3494 65957
SUR-10	Suldal (Storurbekken)	1,3	Juli-96 --> okt-97	1313 IV	3494 65958
URD-11	Suldal (Urdadalsbekken)	0,8	Juli-96 --> okt-97	1313 IV	3491 65954



**Figur 32.** Suldalslågens lokale nedbørfelt med feltforskningsområdene inntegnet i nederste figur. Brommelandsfeltet ble kalket i oktober 1999, mens Stemtjennbekken i Grov-området var referanselokalitet. Den delen av Brommelandsfeltet som ble unntatt fra kalking er skravert i figuren (tegnet inn på basis av kart fra NINA). Vannføring måles kontinuerlig i Storurbekken.

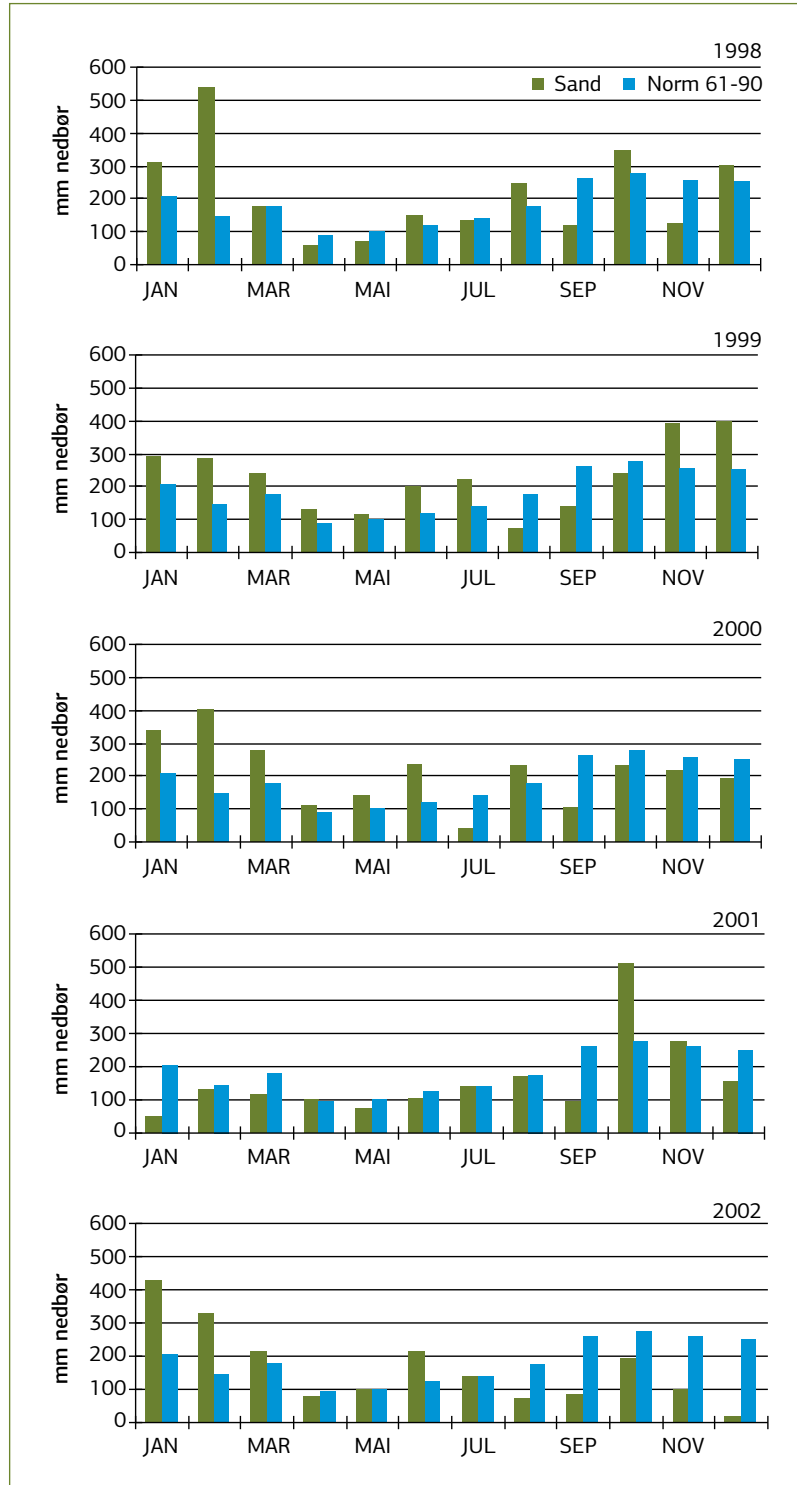
### 7.3 Hydrologi

Døgnedbør måles ved Sand 5 km fra Brommelandsbekken. Middeldbøren her er 2203 mm, mens nedbørmengden i årene 1998-2002 varierte i området 1928-2741 mm. De tre første årene var våte,

særlig 1999, mens de to siste årene var spesielt tørre (Figur 33). Vinterene 2000 og 2002 var svært nedbørrike, med omlag 750 mm i januar+februar, mens det normale er ca. 350 mm for disse to månedene. Vinteren 2001 var til sammenlikning svært tørr, med 180 mm i januar+februar. Mars var også

svært tørt dette året. Sommeren 1999 var uvanlig våt, mens høsten 2002 var svært tørt. Året 2002 peker seg derfor ut som temmelig spesielt, med svært våt vinter og svært tørt høst.

Vannstand ble målt i Storrudbekken (Figur 32), men målestasjonene har vært utsatt for gjentatte skader i forbindelse med isgang og flom.



Figur 33. Nedbør på DNMI-stasjonen 46150 Sand i Rogaland i perioden 1998-2002 (kilde DNMI 1998-2002).



## 7.4 Effekter på vannkvalitet

Vannprøver i kalket felt og referansefelt er tatt på samme dag. Ved å trekke måledata for referansefeltet fra samtidige måledata fra kalket felt får vi fram forskjell i vannkjemi før og etter kalking og endring i vannkjemi som vi mener kan tilskrives kalking. Metoden gjør at sesongvariasjoner blir sterkt dempet.

Forskjeller mellom kalket og ukalket felt ble analysert vha ANOVA eller den ikke-parametriske Kruskal-Wallis testen med differansene som basis. Alle signifikante endringer har vi i utgangspunktet valgt å tilskrive kalkingstiltaket. For enkelte variable, f.eks. ANC, har det medført at selv svært små endringer i tiltaksfeltet kan vise seg å være signifikante endringer pga kalking, eller at selv betydelige endringer etter kalking ikke er signifikante. Aktiv bruk av data fra referansefeltet gjør oss derfor bedre i stand til å tolke ulike typer endringer i tiltaksfeltet.

Trendanalyser for perioden etter kalking er også basert på differanser mellom parallelle målinger. Vi har brukt enkle regresjonsanalyser fordi sesongvingningene i disse datasettene er sterkt dempet.

Stemtjennbekken er valgt som referansestasjon i Suldalsfeltet selv om vannkvaliteten i denne og Brommelandsbekken var forskjellige før kalking (se Tabell 22, Figur 34 og Figur 36). Stemtjennbekken drenerer gjennom geologiske områder som gir et større bidrag til basekationer (se kurven for kalsium i Figur 34) og til høyere pH. I perioder med større avrenning var likevel forskjellen mellom de to bekkene jevnet ut før kalking (se figurene).

Kalking med grovdolomitt resulterte i en nærmest momentan og signifikant ( $p < 0,01$ ) økning i pH, Ca, Mg, ANC og reduksjon i labilt Al (figurene og Tabell 22). Den "nye" vannkjemien var svært stabil og preget av pH-verdier nær 6,2 og LAI-konsentrasjoner nær  $4 \mu\text{g Al L}^{-1}$ , som er klart akseptabelt for fisk og andre forsuringsfølsomme organismer. Økningen i middel-pH fra 5,6 til 6,2 kommer til tross for en nær signifikant ( $p = 0,06$ ) reduksjon i pH på omlag en tidel i referansefeltet.

Mg-konsentrasjonen i Brommelandsfeltet før kalking var alltid lavere enn i referansefeltet, med unntak av under sjøsaltepisoder da de var omlag like. Etter kalking var det alltid Brommelandsfeltet som hadde de høyeste Mg-konsentrasjonene. Før kalking var den marine andelen av Mg (75 %) større enn den ikke-marine, geologiske delen (25 %) i begge bekkene

(Figur 35). Kalkingen endret dette for Brommelandsbekken, og dolomitten er blitt viktigste kilde til Mg (anslagsvis 50 %).

Middelverdien for ANC i bekken i tiltaksfeltet er beregnet til  $40 \mu\text{ekv L}^{-1}$  etter kalking, og er blitt bemerkelsesverdig lik verdien i referansefeltet, se også Figur 37. Økningen fra  $6 \mu\text{ekv L}^{-1}$  før kalking skyldes i hovedsak økningen i Ca og Mg.  $\text{SO}_4$  er redusert, men ikke så mye som i referansefeltet, noe som gir et motsatt bidrag til ANC-endringen (Tabell 22).

Et svært interessant resultat av kalkingen er at den reduserte vannkvaliteten under sjøsaltepisodene, som kjennetegnet både Brommelandsbekken og Stemtjennbekken før kalking, ble så godt som eliminert i Brommelandsbekken. Dette ses spesielt vinteren 2000, hvor sjøsaltepisodene var svært utpreget (Figur 8). Mens pH ble redusert til under 5,0 og LAI økte til opp mot  $70 \mu\text{g L}^{-1}$  i bekken i referansefeltet, var pH ikke under 5,5 og LAI ikke over  $15 \mu\text{g L}^{-1}$  i bekken i kalket felt. Også i de to litt mer moderate sjøsaltvintrene 2002 og 2003 var disse forskjellene markerte. Lett tilgjengelige basekationer ( $\text{Ca}^{2+}$  og  $\text{Mg}^{2+}$ ) fra oppløst dolomitt, framfor  $\text{H}^+$  og positivt ladde Al-ioner, bidrar dermed til å opprettholde laddningsbalansen når  $\text{Na}^+$  adsorberes i jorda.

I de to feltene er andelen skog 25-30% (Nilsen, denne rapporten) og skogens forsterkende effekt på endring i vannkjemien under sjøsaltepisoder er derfor mindre enn i feltene i Flekke-Guddal.

Nitrat økte markant som følge av kalking. Det kommer klart fram i ANOVA-analysen (Tabell 22) og ses også i Figur 39. Mens  $\text{NO}_3$ -konsentrasjonen ble redusert (ikke signifikant) i Stemtjennbekken, ble den økt signifikant fra et middel på  $89 \mu\text{g N L}^{-1}$  før kalking til et middel på  $162 \mu\text{g N L}^{-1}$  etter kalking i Brommelandsbekken. Økningen kan skyldes både nitrifisering i jorda (ammonium oksyderes til nitrat) og økt mineralisering av organisk bundet N. Siden det antas at noe av den økte  $\text{NO}_3$ -tilgjengeligheten er tatt opp i vegetasjon og skog og kanskje også denitrifisert (dannet N-gass) i fuktige områder og dermed frigjort til luft, kan den reelle økningen i tilgjengelig  $\text{NO}_3$  ha vært større enn den nettoeffekten som måles i bekken. Det ble ikke funnet en signifikant økning i organisk bundet N og TOC som kan tilskrives kalking (Tabell 22). En evt. økt mineralisering av organisk stoff pga kalking ses dermed ikke i de organiske fraksjonene i bekken.



Siden  $\text{NO}_3$ -konsentrasjonen i Brommelandsbekken var større enn konsentrasjonen av organisk bundet N, var det en tilsvarende økning i total N-konsentrasjon. Dette er altså motsatt av det som ble funnet i Hovlandsfeltet i Flekke-Guddal, der organisk N var dominerende nitrogenfraksjon. Konsentrasjonen av organisk N, total P og TOC ble imidlertid ikke signifikant endret pga kalking.

I perioden etter kalking skjedde det i hovedsak liten endring i kalkingeffekten. Med unntak av Mg og  $\text{NO}_3$ , holdt de andre variablene seg temmelig uforandret over tid (ikke signifikante trender basert på lineær regresjon). Differansen i Mg-konsentrasjon mellom bekken i kalket og ukalket felt økte signifikant ( $p < 0,01$ ) utover i perioden. Forskjellen mellom bekkene økte med  $0,2 \text{ mg L}^{-1}$  på 3,5 år, noe som tilsvarer ca.  $0,06 \text{ mg L}^{-1}$  per år. Økningen er et resultat av oppløsning av dolomitt, ionebytting i jorda og utlekking. Siden Mg er mer mobilt i jorda enn Ca, kan det forklare at det ikke er funnet en tilsvarende økning i Ca-konsentrasjonen. Den primære kalkingeffekten er dermed fortsatt ikke stabilisert, slik som også funnet for Hovlandsfeltet (denne rapporten).

$\text{NO}_3$ - og dermed total N-konsentrasjonene fortsatte også å øke signifikant ( $p < 0,01$ ) som følge av kalking. Bak økningen i middelkonsentrasjon for  $\text{NO}_3$  til  $162 \mu\text{g N L}^{-1}$  i Brommelandsbekken etter kalking, skjuler det seg en jevn økning i  $\text{NO}_3$ -konsentrasjonsforskjellen mellom kalket og ukalket felt fra  $40 \mu\text{g L}^{-1}$  til  $140 \mu\text{g L}^{-1}$  over 3,5 år. Det vil si at feltet heller ikke med hensyn på  $\text{NO}_3$ -konsentrasjon var stabilisert 3,5 år etter kalking.

Konsentrasjonen av mangan (Mn) ble målt fra 7. mai 2000, dvs. kun etter kalking. Den signifikante forskjellen mellom feltene (Tabell 22) kan dermed ikke uten videre tilskrives kalking. Stemtjennbekken er rikere på ioner enn Brommelandsbekken, noe som dermed kunne gi en slik forskjell fra naturens side. Men også i Gjerstad ble det funnet lavere Mn-konsentrasjon i bekk i kalket område enn i referansebekken (Hindar m.fl. 2003a). Men heller ikke her var det målinger før kalking. Kalking kan føre til oksidasjon og utfelling av Mn og dermed føre til redusert konsentrasjon i jordvann (Kreutzer 1995). Det vil si at det er fullt mulig å forklare en redusert Mn-konsentrasjon etter kalking. Uansett er det verdt å merke seg den svært lave Mn-konsentrasjonen i bekkene i begge felt, særlig i Brommelandsbekken.

Det er funnet en sterk sammenheng mellom LAI og både pH og Cl i referansebekken og i Brommelandsbekken. Det kommer fram grafisk og ved lineær regresjonsanalyse (Figur 41 og Tabell 23). Etter kalking er disse relasjonene langt svakere (lavere korrelasjonskoeffisient), men de er fortsatt sterkt signifikante ( $p < 0,001$ ) fordi LAI fortsatt har noe høyere konsentrasjoner under sjøsaltepisoder enn ellers i året. Hindar m.fl. (2003b) har vist at den generelle reduksjonen i svoveldeposisjon medfører redusert Al-mobilisering ved sjøsaltepisoder. LAI-konsentrasjonen i større vassdrag var derfor langt lavere vinteren 2000 enn i andre typiske sjøsaltvintre tidligere, som i 1989 og 1990. Denne generelle trenden har trolig også virket inn.

Den signifikante sammenhengen mellom både Cl og LAI på den ene siden og mellom Cl og TOC på den andre siden skyldes at konsentrasjonen av Cl og LAI er spesielt høy under sjøsaltepisoder med flom. Samtidig skjer en fortynning av andre komponenter, f.eks. TOC, som dermed gir lave konsentrasjoner. Negativ korrelasjonskoeffisient gjenspeiler dette. Forholdet er ikke endret etter kalking, og understreker dermed at forholdet mellom Cl og TOC er en rent hydrologisk effekt.

Høye RAI-konsentrasjoner var også sterkt assosiert med både høye TOC-konsentrasjoner (Figur 41) og lav pH. Sammenhengene er sterkt signifikante ( $p < 0,001$ ) og korrelasjonskoeffisientene er til dels høye og hhv. positive og negative for sammenhengen med TOC og pH (Tabell 23). Etter kalking er sammenhengen mellom RAI og TOC blitt enda tydeligere i Brommelandsbekken (korrelasjonskoeffisienten er økt fra 0,32 til 0,85). Det skyldes at høye RAI-konsentrasjoner før kalking også inntraff ved flom og fortynning (lav TOC) pga mobilisering av uorganisk Al under sjøsaltepisoder, men at denne mobiliseringen nærmest ble eliminert etter kalking.

Den kalkdosen som er brukt (2 tonn/ha) har gitt en markert vannkjemisk effekt. Data fra hele perioden etter kalking høsten 1999 viser at terrengkalkingen nærmest har eliminert mobiliseringen av LAI. Etter en kort overgangsperiode vinteren 2000 har pH nesten alltid vært over 6,0 etter kalking. Vannkvalitetsendringen er tydeligere her enn i Hovlandsfeltet i Flekke-Guddalvassdraget fordi det ble brukt dobbelt så stor kalkdose.

**Tabell 22.** Middelkonsentrasjoner for vannkjemiske variable i kalket (Brommelandsbekken) og ukalket (Stemtjennbekken) felt før og etter kalking. En eller to stjerner betyr signifikant endring i middel eller median verdi ved hhv.  $p < 0,05$  og  $p < 0,01$  pga kalking (basert på differanser; notert i kolonnen for Brommelandsbekken) eller etter kalking i referansefeltet (notert i kolonnen for Stemtjennbekken). ( $n=140$  før kalking og 131-137 etter kalking). Ammonium ( $NH_4$ ) var for det meste under deteksjonsgrensen og er ikke med i tabellen, mens total aluminium (TAl) bare er målt etter kalking (fra hhv. 7. november 1999 og 7. mai 2000). TAl\*\* og Mn\*\* betyr at det var signifikant ( $p < 0,01$ ) forskjell mellom de to feltene.

	enhet	Brommelandsbekken		Stemtjennbekken	
		før kalking	etter kalking	før kalking	“etter” kalking
H <sup>+</sup>	µeq L <sup>-1</sup>	3,0	0,74**	2,2	3,3*
pH		5,63	6,22**	5,90	5,79 (p=0,062)
Ca	mg L <sup>-1</sup>	0,61	0,97**	1,17	1,09
Mg	mg L <sup>-1</sup>	0,30	0,62**	0,38	0,39
Na	mg L <sup>-1</sup>	1,94	2,29**	2,39	2,53*
K	mg L <sup>-1</sup>	0,16	0,19	0,23	0,25*
SO <sub>4</sub>	mg L <sup>-1</sup>	2,07	1,97**	2,24	1,81**
Cl	mg L <sup>-1</sup>	3,1	3,9**	3,8	4,2*
NO <sub>3</sub> -N	µg L <sup>-1</sup>	89	162**	97	81
ANC	µeq L <sup>-1</sup>	6,3	40**	38	40
TAl**	µg L <sup>-1</sup>		66		172
Alr	µg L <sup>-1</sup>	55	39**	96	104
Alo	µg L <sup>-1</sup>	37	35 (p=0,07)	83	90
Al <sub>i</sub>	µg L <sup>-1</sup>	18	4,0**	12	15
Mn**	µg L <sup>-1</sup>		1,8		6,6
Org N	µg L <sup>-1</sup>	67	80	124	134
Tot N	µg L <sup>-1</sup>	156	242**	221	214
Tot P	µg L <sup>-1</sup>	1,3	1,9	3,1	3,3
TOC	mg L <sup>-1</sup>	1,6	1,9	4,2	4,4

## 7.5 Referanser

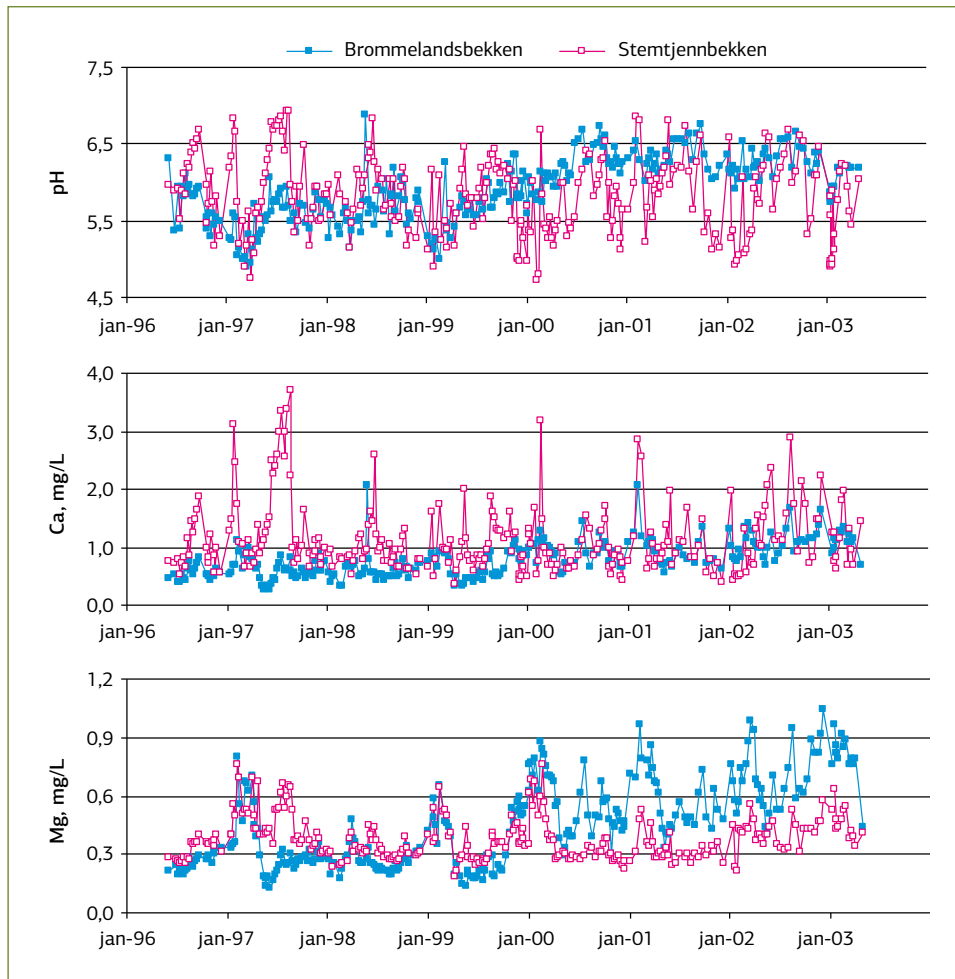
DNMI 1998-2002. Nedbørhøyder fra meteorologisk stasjon 46150 Sand i Ryfylke, samt normalperioden 1961-1990. Det norske meteorologiske institutt, Oslo.

Hindar, A., Tørseth, K., Henriksen, A. and Orsolini, Y. 2003b. The significance of the North Atlantic Oscillation (NAO) for sea-salt episodes and acidification-related effects in Norwegian rivers. Environmental Science and Technology (in print).

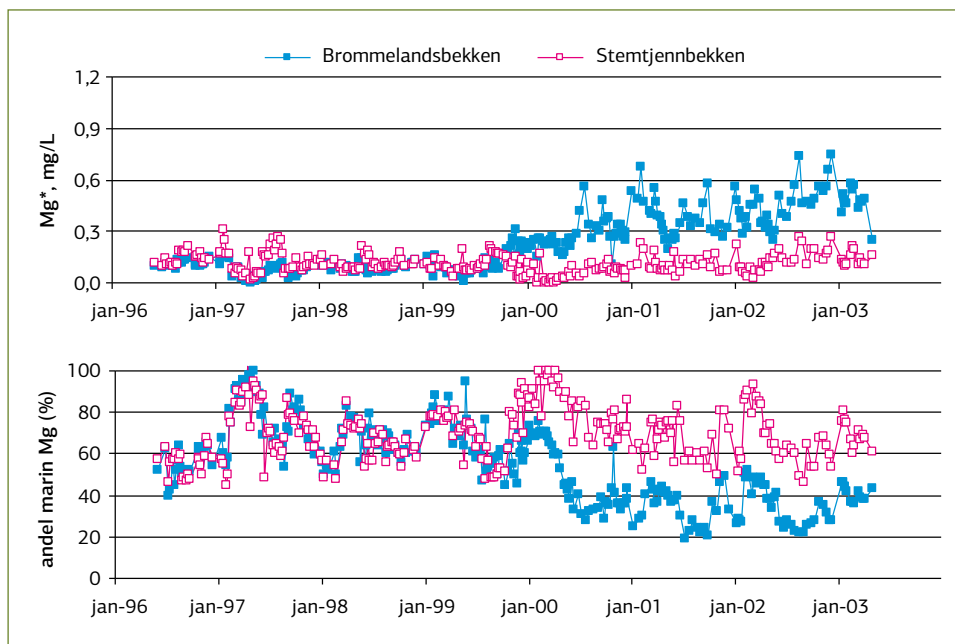
Hindar, A., Wright, R.F., Nilsen, P., Larssen, T. and Høgberget, R. 2003a. Effects on stream water chemistry and forest vitality after whole-catchment application of dolomite to a forest ecosystem in southern Norway. Forest Ecology and Management 180: 509-525.

Kaste, Ø., Hindar, A., Kroglund, F., Blakar, I., Holmqvist, E., Brandrud, T.E. og Johansen, S.W. 1995. Tiltak mot forsuring av Suldalslågen - Kalkingsplan. NIVA, O-94236. 33 s.

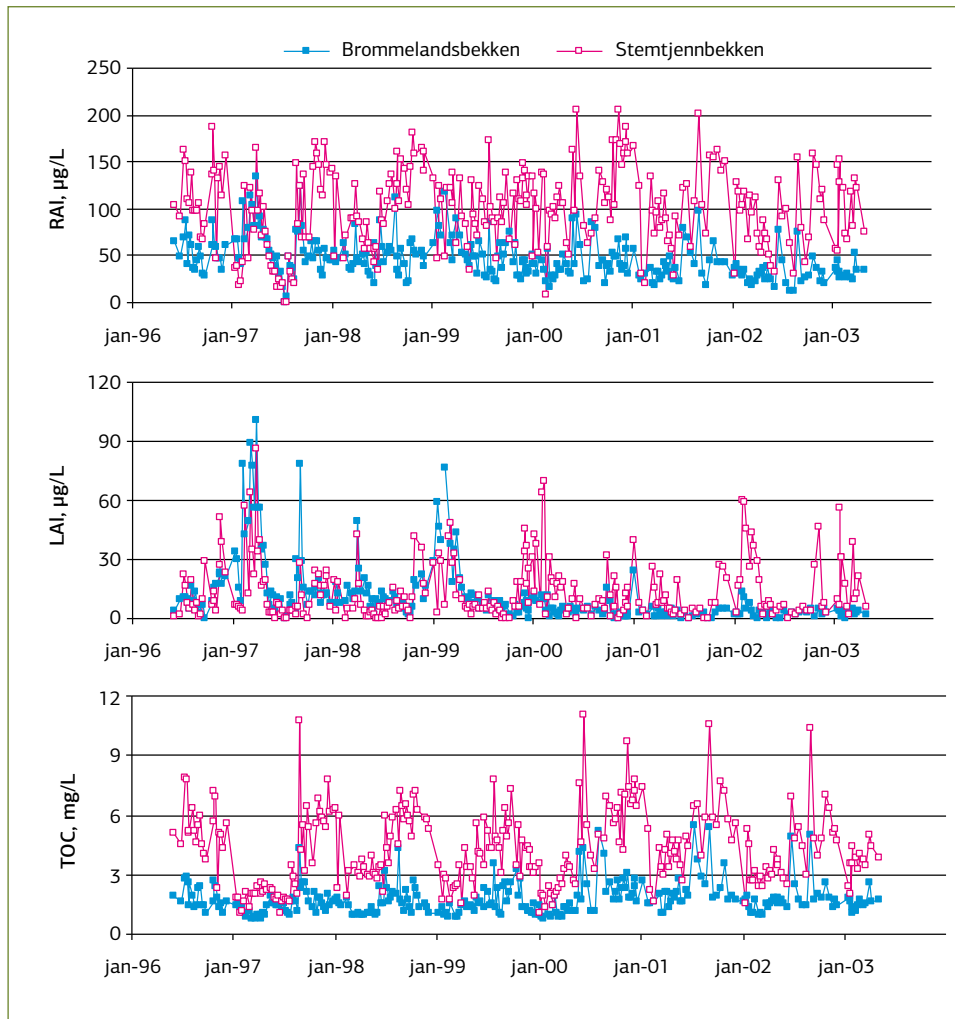
Kreutzer, K. 1995. Effects of forest liming on soil processes. Plant and Soil 168-169: 447-470.



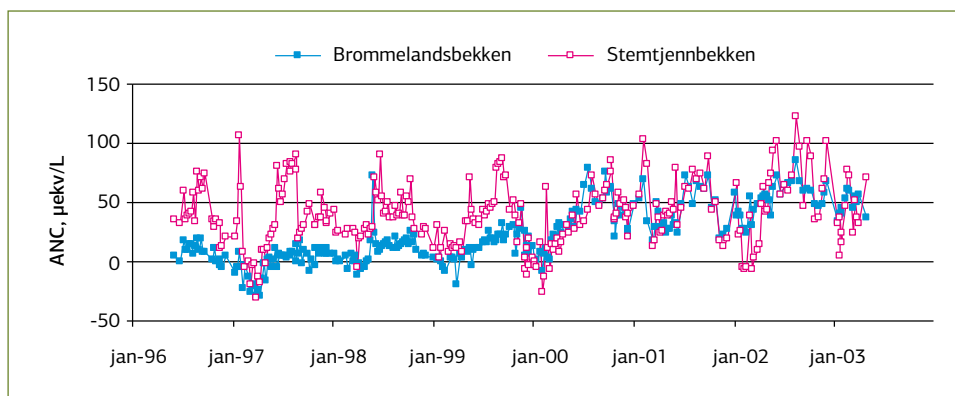
Figur 34. pH, kalsium og magnesium i Brommelandsbekken og Stemtjennbekken i Suldal i perioden 1996-2003. Feltet ved Brommelandsbekken ble kalket i oktober 1999.



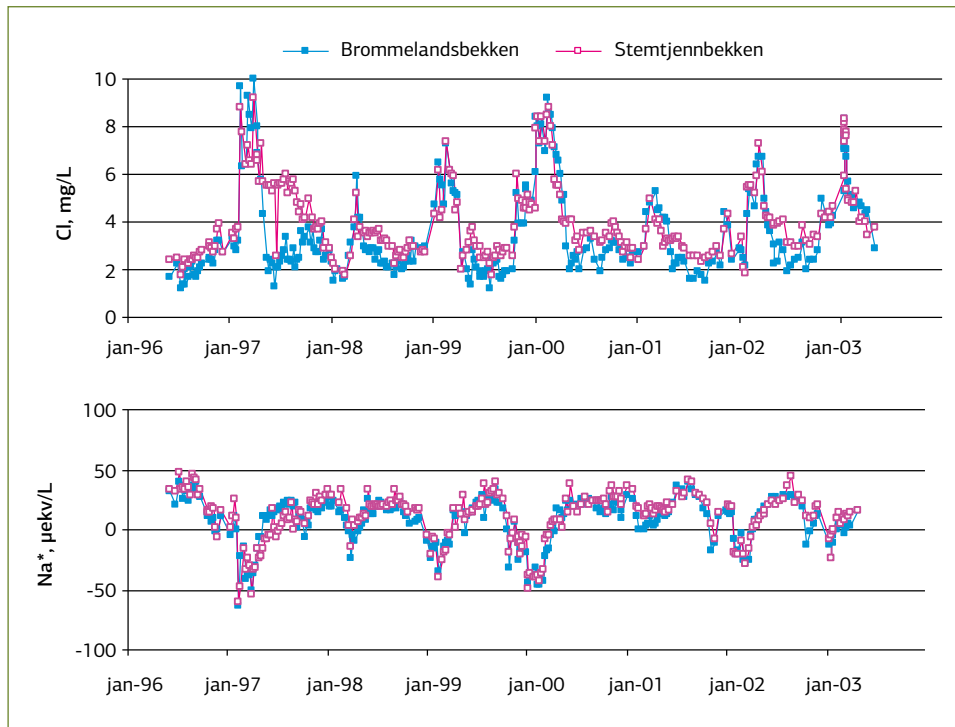
Figur 35. Ikke-marin Mg (Mg\*) og andel marin Mg i Brommelandsbekken og Stemtjennbekken i Suldal i perioden 1996-2003. Feltet ved Brommelandsbekken ble kalket i oktober 1999.



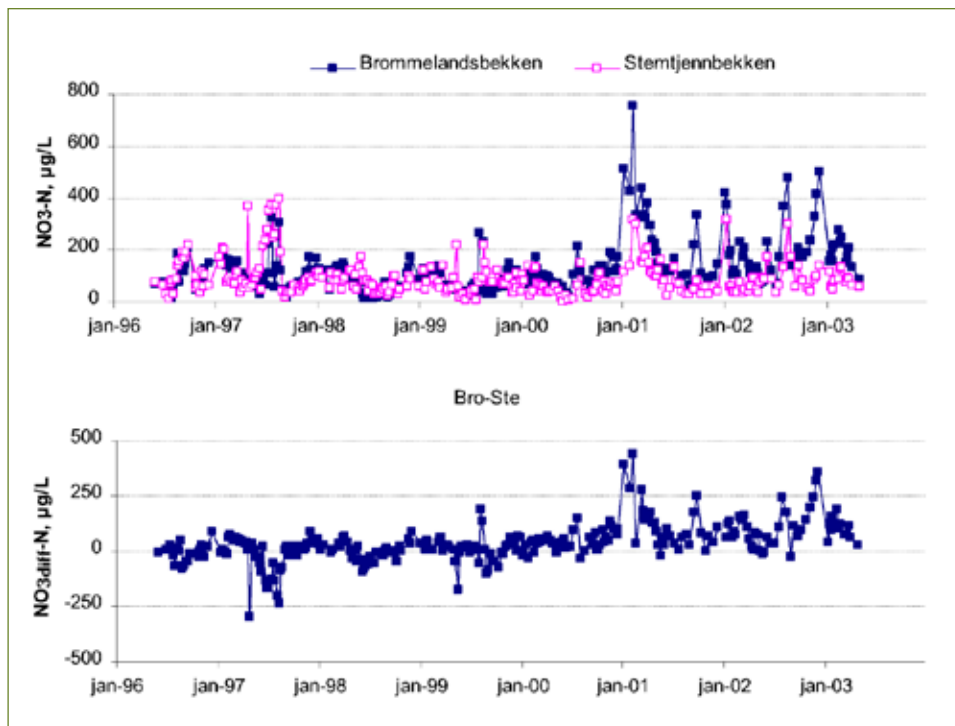
**Figur 36.** Reaktivt aluminium (RAI), labilt aluminium (LAI) og TOC i Brommelandsbekken og Stemtjennbekken i Suldal i perioden 1996-2003. Feltet ved Brommelandsbekken ble kalket i oktober 1999.



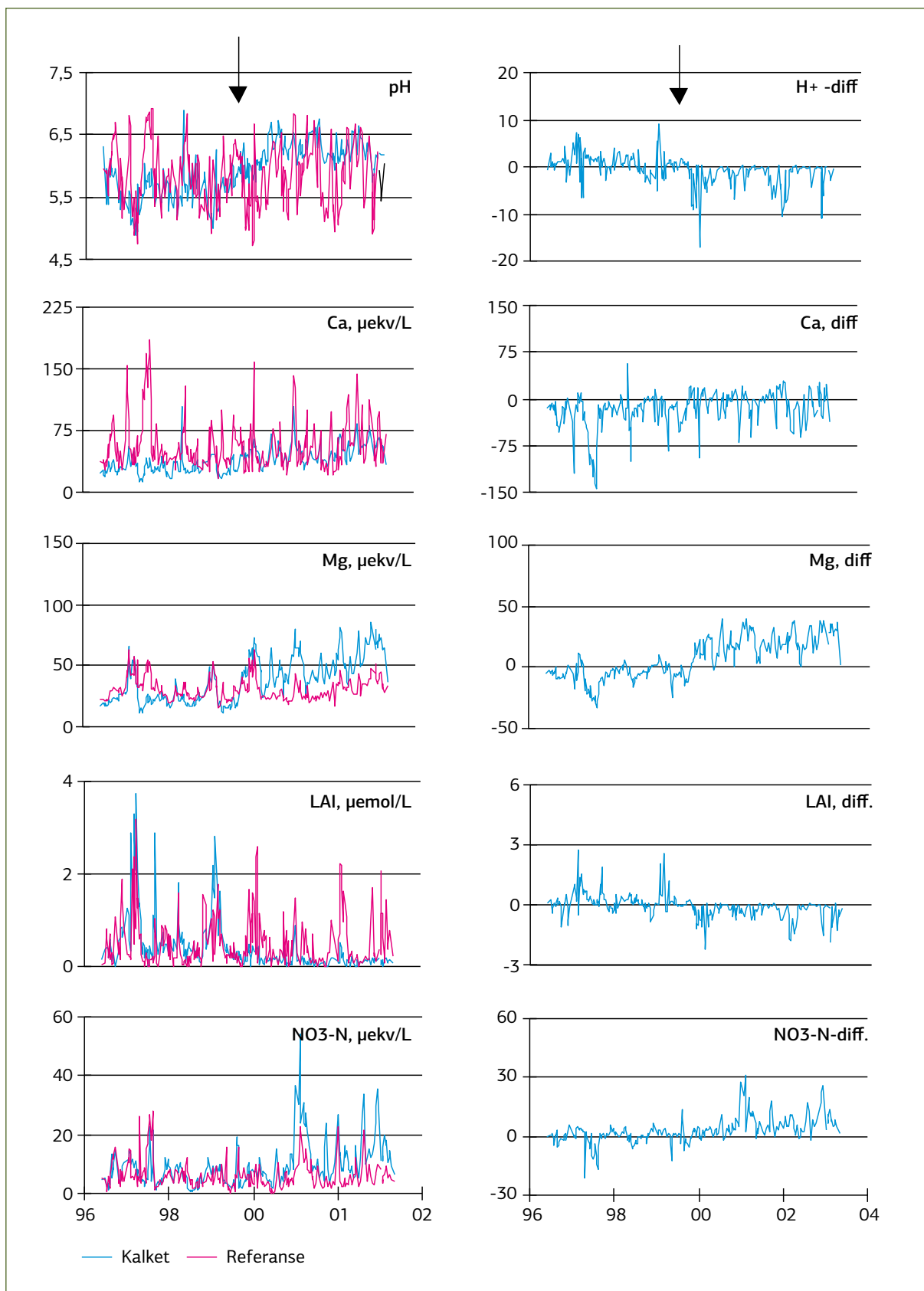
**Figur 37.** ANC i Brommelandsbekken og Stemtjennbekken i Suldal i perioden 1996-2003. Feltet ved Brommelandsbekken ble kalket i oktober 1999.



Figur 38. Klorid og ikke-marin natrium i Brommelandsbekken og Stemtjennbekken i Suldal i perioden 1996-2003.



Figur 39. Nitratkonsentrasjoner i Brommelandsbekken og Stemtjennbekken i Suldal i perioden 1996- 2003 (øverst) og differansen mellom dem (nederst).

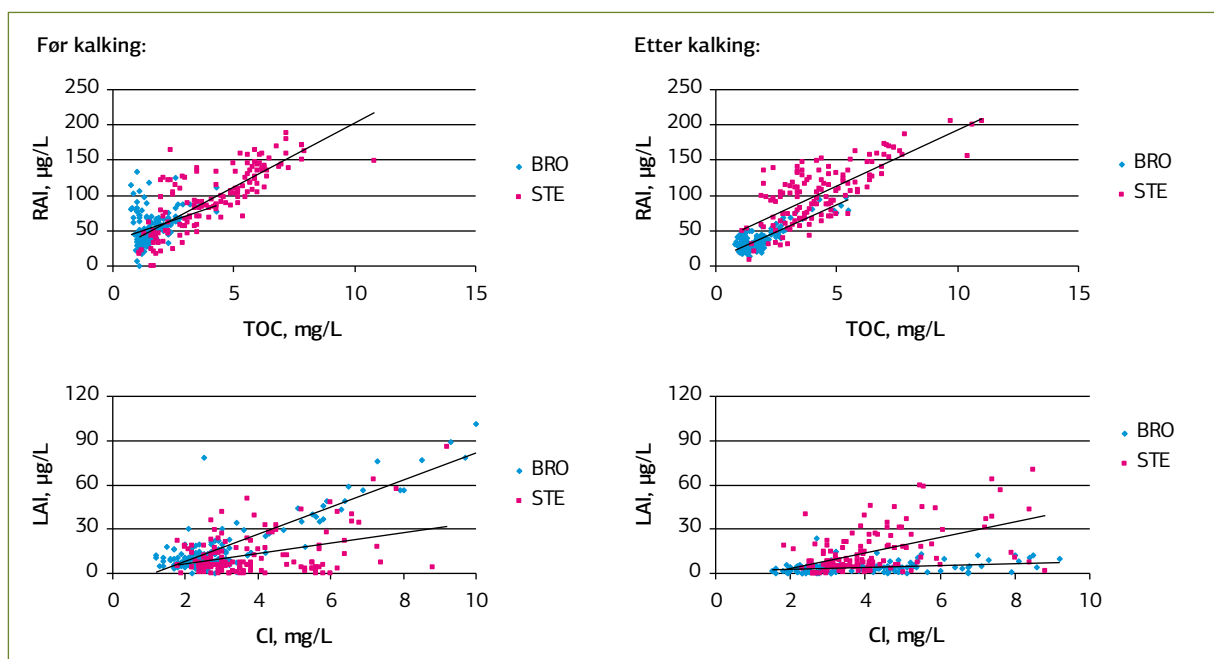


**Figur 40.** Tidsutvikling for en del variable før og etter terrengkalking i Suldal. Differansene mellom kalket og referanse viser endringer som i utgangspunktet tilskrives kalking.



**Tabell 23.** Korrelasjonskoeffisienter for sammenhengen mellom ulike variable i referansebekken (øverst) og i Brommelandsbekken før og etter kalking. En, to eller tre stjerner betyr signifikante sammenhenger basert på lineær regresjon og ved hhv.  $p < 0,05$ ,  $p < 0,01$  og  $p < 0,001$ .

	TOC	Cl	pH
<b>Stemtjennbekken (ref) alle data</b>			
RAI	0,77***	-0,25***	-0,69***
LAI	-0,14*	0,45***	-0,70***
TOC	-	-0,59***	-0,17**
Cl	-0,59***	-	-0,21***
pH	-0,17**	-0,21***	-
<b>Brommelandsbekken før kalking</b>			
RAI	0,31***	0,54***	-0,64***
LAI	-0,23**	0,87***	-0,64***
TOC	-	-0,48***	0,06
Cl	-0,48***	-	-0,59***
pH	0,06	-0,59***	-
<b>Brommelandsbekken etter kalking</b>			
RAI	0,85***	-0,30***	-0,22*
LAI	-0,19*	0,35***	-0,29***
TOC	-	-0,54***	0,15
Cl	-0,54***	-	-0,59***
pH	0,15	-0,59***	-



**Figur 41.** Forholdet mellom reaktivt Al (RAI) og TOC og mellom labilt Al (LAI) og Cl i perioden før og etter kalking i Brommelandsbekken (kalket felt) og Stemtjennbekken (referansebekk).

# 8 Effekter på vegetasjon, sopp og jord etter terrengkalking i Brommelandsfeltet

Av P. A. Aarrestad<sup>1</sup>, T. E. Brandrud<sup>2</sup> og V. Bakkestuen<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

<sup>2</sup> Norsk institutt for naturforskning, Pb 736 Sentrum, 0105 Oslo.

Egil Bendiksen, Anders Often og Bodil Wilmann har bidratt med feltanalyser og databearbeiding.

## 8.1 Innledning

DNs terrengkalkingsprosjekt har som hovedmål å vurdere om terrengkalking er et egnet virkemiddel for å oppnå en stabil og god vannkvalitet i forsurede vassdrag. I dette arbeidet har NINA hatt ansvaret for å vurdere effekter av terrengkalking på vegetasjon, inkludert sopp og jordsmonnsparemetere relatert til plantenes næringsforhold, med bakgrunn i metodikk utviklet i DNs program Terrestrisk naturovervåking-TOV (Framstad m.fl. 2003). Vegetasjon og jord er analysert og overvåket i tiltaksområder som kalkes (kalkingsfelter) og i ukalkede referansefelter med tilsvarende vegetasjon. Ved å benytte resultater fra tre ulike forsøksområder: Gjerstad i Telemark, Suldal i Rogaland og Flekke-Guddal i Sogn og Fjordane vil effekter på vegetasjon av ulike kalkdoser og kalktyper bli benyttet for å vurdere om terrengkalking kan anbefales for å bedre vannkvaliteten i forsurede vassdrag. Her presenteres effekter av terrengkalking på vegetasjon, jord og sopp i Suldal i løpet av tre år etter kalking i 1999.

## 8.2 Områdebeskrivelse

Undersøkellesområdet ligger i Suldal kommune i Rogaland og består av nedslagsfeltet til Brommelandsbekken nedslagsfeltet til Grovbekken (Figur 42). Nedslagsfeltet til Brommelandsbekken ble valgt

som kalkingsfelt og nedslagsfeltet til Grovbekken ble valgt som referansefelt uten kalking.

Brommelandsbekken og Grovbekken med dens sidebækker ligger alle i samme berggrunnsområde av fattig kvartsdiorittisk gneis med ovenforliggende fjellpartier av næringsrik fyllitt, granittisk gneis, amfibolitt og anortosittiske bergarter (Sigmond m.fl. 1984). En del av løsmassene i midtre deler av dalbunnen i Brommelandsbekken inneholder lett forvitrelig materiale, med mulighet for et rikere jordsmonn. Boniteten kan derfor generelt være noe høyere i kalkingsfeltet enn i referansefeltet. Alle de botaniske analyseflatene er imidlertid lagt ut på fattig berggrunn.

Suldal har et suboseanisk klima med relativt høy årsnedbør (ca 2000 mm/år, Førland 1993), middels kalde vintre og kjølige somrer. Middelsestemperaturen om vinteren i januar og februar ligger på  $-2^{\circ}\text{C}$  og middeltemperaturen i den varmeste sommermåneden juli er  $14.4^{\circ}\text{C}$  (Aune 1993). Sammenlignet med terrengkalkingsområdene i Flekke-Guddalsvassdraget (Aarrestad m.fl. 1999) er vinteren her kaldere og nedbørsmengdene noe lavere. En kaldere vinter med permanent snødekke i lavlandet og en noe kjøligere vår medfører trolig også en noe kortere vekstsesong. Innslaget av oseaniske arter, som ikke tåler vinterfrost, er derfor lavere i Suldalsvassdraget enn i Flekke-Guddalsvassdraget. Kalkingsfeltet og referansefeltets nære beliggenhet og tilsvarende relieff tilsier at lokalklimaet i de to sidevassdragene skulle være nokså likt.

Storparten av de to sidevassdragenes nedslagsfelt ligger under skogrensa (ca. 600 m o.h.). Furu og bjørk er de vanligste treslagene foruten innplantet gran. De viktigste naturlige skogstypene er småbregne- /lågurtskog, blåbærfuruskog og varierende fuktig- /tørr røsslyngfuruskog, der de to sistnevnte har størst utbredelse. For å fange opp mest mulig av de viktigste økologiske gradientene i området, har våre analyseruter en overrepresentasjon av sjeldne, middels rike vegetasjonstyper, og vårt utvalg er således ikke arealrepresentativt. Myr- og vannvegetasjon er lite utbredt i da vassdragenes relieff er nokså bratte med få flate partier. Skrinne bakkemyrer er imidlertid noe mer vanlig i heiskråningene rett over skogrensa. Her veksler bakkemyrer med lyngdominert heivegetasjon og bart fjell.

De to sidevassdragene ligger i tilknytning til gardsbruk der det drives et aktivt jord- og skogbruk. Påvirkningen av skogdrift med treslagsskifte til gran

og utmarksbeite er imidlertid noe lavere enn i kalkingsområdene i Flekke-Guddal vassdraget. Utmarksbeite har avtatt og nedslagsfeltene gror igjen med skog. Innslag av granplantefelter i skogsområdene er betraktelig høyere i tiltaksområdet Brommelandsbekken enn i referanseområdet Grovbekken, der granplantingene hovedsakelig ligger i tilknytning til dyrket mark. Granplantefeltene i Brommelandsbekken ligger alle på god bonitet.

## 8.3 Kalking og analyseår

Kalkingsfeltet Brommelandsbekken ble kartlagt for sårbare vegetasjonstyper i 1998. Et spredekart for kalk ble utformet der edelløvskog, myrer, vann og deler av fjellheiene ble holdt utenfor kalkingen. Samme år ble overvåkingsflater for vegetasjon og sopp lagt ut i kalkingsfelt og referansefelt (Bakkestuen m.fl. 1999). Kalkingsfeltet ble kalket fra helikopter i oktober 1999 med 760 tonn grovdolomitt, tilsvarende en effektiv kalkdose på ca 3 tonn pr. ha vegetasjon. Grovdolomitten benyttet i Suldal skiller seg fra kalken benyttet i Flekke-Guddal og Gjerstad ved at finfraksjonen er tatt bort. Det er foretatt vegetasjonsanalyser på overvåkingsflatene i juni 1998 før kalking, juni 2000 ett år etter kalking (dvs. etter en halv vekstsesong) og i 2002 tre år etter kalking (Brandrud m.fl. 2001; Brandrud 2002).

## 8.4 Vegetasjonsundersøkelser

### 8.4.1 Materiale og metoder

#### Overvåkingsflater for skogvegetasjon og jordsmonnsanalyser

Ti analyseflater (5 x 10 m) bestående av fem permanent oppmerkede analyseruter (1 x 1 m) ble lagt ut både i kalkingsfeltet Brommelandsbekken (flater A-J) og i referansefeltet Grovbekken (flater K-T) i tilsvarende vegetasjonsutforminger, totalt 100 ruteanalyser (Figur 42). Analyseflatene dekker tørre og fuktige røsslyngfuruskoer, granplantefelter, blåbærfuruskog og småbregne- /lågurtskog.

Analyserutene ble hvert år analysert for arter, artsmengde og artssammensetning av karplanter, moser og lav. Artsmengde ble registrert både med prosent dekning og ved frekvensmetodikk, basert på forekomst/fravær av arter i 16 subruter à 25 x 25 cm. Skader på vegetasjon ble registrert, og alle analyserutene ble fotografert med 28 mm objektiv.

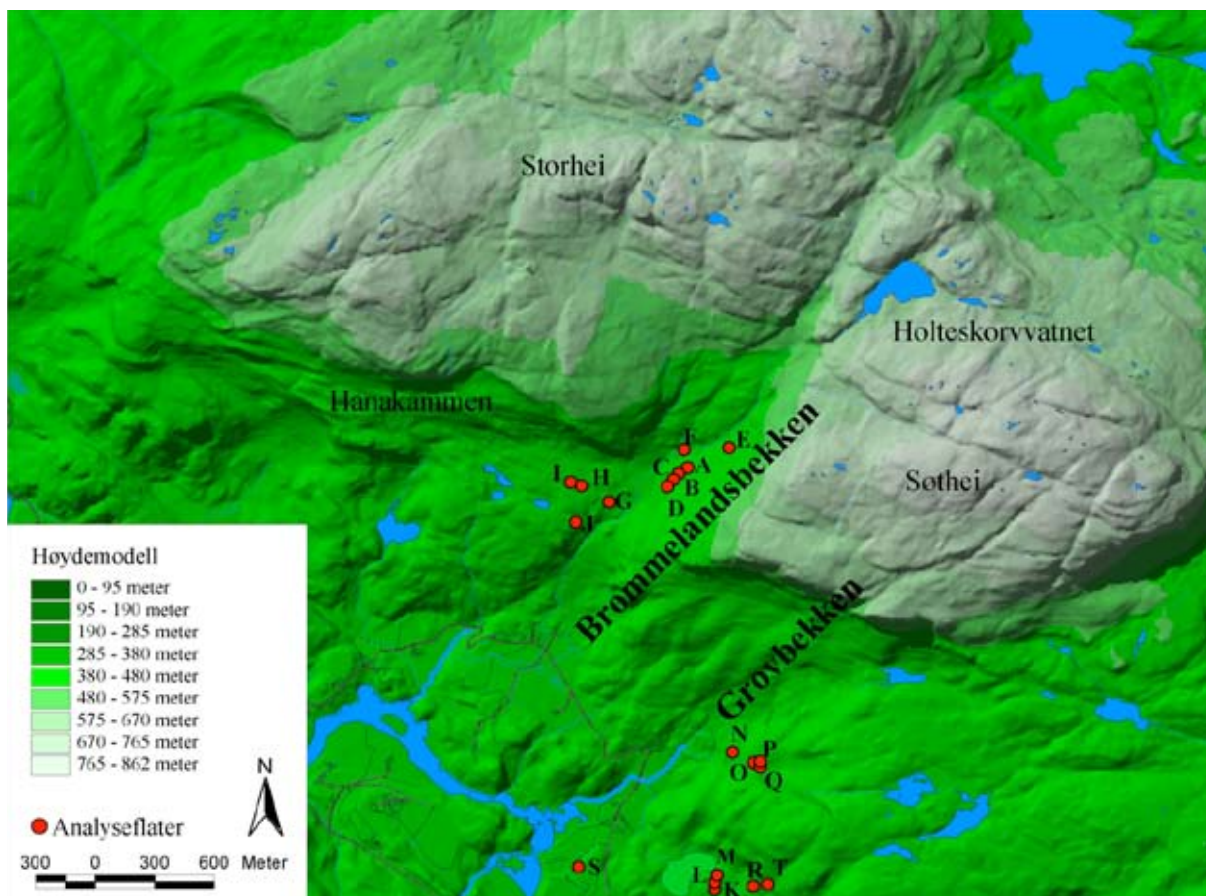
Prøver av humuslaget ned til 5 cm ble samlet inn for hver analyserute. Disse ble tatt ved hjelp av flere stikk rett utenfor ruta i tilsvarende vegetasjon som inne i ruta og blandet til en samleprøve som er representativ for analyseruta. Jordprøver fra 1998 og 2002 er analysert ved Skogforsk kjemiske laboratorium etter metoder vist i Ogner m.fl. (1999). Prøvene ble ekstrahert med 1M NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>, titrert for utbyttbar aciditet og analysert på ICP (inductively coupled plasma emission spectroscopy) for utbyttbare ioner og ekstraherbare elementer (Al, C, Ca, Fe, H, K, Mg, Mn, Na, P, S og Zn). Utbyttingskapasitet av kationer (CEC) ble regnet ut i henhold til  $CEC_{NH_4NO_3} = \text{utbyttbar aciditet (H}^+) + \text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Ca}^+ + \text{Mg}^+ + \text{Mn}^+ \text{ (mmol(p+))/kg jord}$ . Basemetning (BS) ble regnet ut i henhold til  $BS_{NH_4NO_3} = (\text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Mg}^+ + \text{Ca}^+)/CEC_{NH_4NO_3} \times 100\%$ . Andre målte parameter er glødetap (LOI), pH av tørket jord i vannekstraksjon (pH vann) og i 0,01 M kalsiumklorid (pH CaCl<sub>2</sub>). Innhold av total karbon og total nitrogen i jord fra 1998 ble analysert ved Norges landbrukshøgskole, institutt for jord- og vannfag, total karbon etter "dry combustion" metoden (Nelson and Sommers 1982) og total nitrogen etter "Dumas" metoden (Bremmer and Mulvaney 1982). Jord fra etteranalysen i 2002 ble analysert for total karbon og total nitrogen ved Skogforsk etter tilsvarende forbrenningsmetoder.

#### Registrering av skader på levermosen storstylte *Bazzania trilobata*

Det er innsamlet prøver av levermosen storstylte (*Bazzania trilobata*) før (1999) og etter (2000, 2001, 2002) kalking. Dette er en av de antatt mest følsomme artene overfor kalking. Tre ulike poulasjoner (forekomster) ble undersøkt; to ved flate A og J i kalkingsfeltet, og én ved flate R i referansefeltet. Hvert år ble det innsamlet del-prøver (minst 30 skudd) fra de samme tuene. Det ble registrert grad av kalkpåleiring og skuddene ble delt inn i tre vitalitetsklasser; (i) vitale med grønne skuddspisser, (ii) lite vitale med avblekede (gråhvite) skuddspisser, og (iii) døde, med brune, visnende skuddspisser.

#### Databehandling

Endringer i artssammensetning i analyserutene fra 1998 til 2002 er analysert ved hjelp av DCA ordinasjon (Hill 1979; Hill and Gauch 1980). Endringer i forekomst av enkeltarter og endringer i kjemi er analysert ved hjelp av tosidig Wilcoxon ettutvalgstest for "paired samples".



Figur 42. Oversiktskart over analyseområdet i Suldal med kalkingsfeltet Brommelandsbekken og referansefeltet Grovbekken. Analyseflater for vegetasjon er inntegnet.

### Endringer i artssammensetning

DCA-ordinasjonen er utført ved hjelp av programpakken CANOCO 4 (ter Braak and Smilauer 1998). "Detrending" med segmenter og ikke-lineær reskalering av ordinasjonsaksene er benyttet for å hindre negativ bue-effekt og kant-effekt. Aksene blir da skalert i standardavvik-enheter (SD-enheter). Avstanden mellom rutenes posisjoner i ordinasjonsdiagrammet angir grad av ulikhet mellom rutene.

Skalaen i prosent-datasettet er redusert ved veiing av matriselementer (van der Maarel 1979; Clymo 1980). Arter med lav frekvens i totalmaterialet kan bidra til støy eller opptre som avvikere i ordinasjonen, fordi de kan representere tilfeldige forekomster som gir liten informasjon om de økologiske forholdene i ruta. Slike arter er gitt mindre vekt i ordinasjonen. Veiing av matriselementer og nedveiingsprosedyren er utført i programpakken BDP, Biological Data Program/PC (Pedersen 1988).

Analyserutene fra kalkingsfeltet og referansefeltet fra alle analyseår ble benyttet samtidig i samme DCA-ordinasjon (totalt 297 analyseruter, da en rute måtte forkastes pga. jorderosjon). Hver rute er således behandlet som tre separate analyseenheter: en basert på registreringene i 1998, en i 2000 og en i 2002. Dersom det har skjedd endringer i flere arters mengde, som respons på endringer i en eller flere økologiske faktorer, vil flere analyseruter i ordinasjonsdiagrammet flytte seg i samme retning, og hver enkelt rutes endring i ordinasjonsscore kan således benyttes som mål på grad av endring av vegetasjonen. DCA-ordinasjon er utført både på % dekningsdatasettet og på frekvensdatasettet. Endringer i artssammensetning fra 1998 til 2002 ble vurdert ved hjelp av en tosidig Wilcoxon ettvalgstest for "paired samples" hvor nullhypotesen er at median forflytning av rutene er lik null.



## Analyse av endringer i artsmengder

Hvorvidt endringer i arters smårutefrekvens og prosent dekning i analyseruta mellom to år var statistisk signifikante, ble testet ved tosidig Wilcoxon ettutvalgstest for "paired samples". Nullhypotesen i denne testen er at artens mediane smårutefrekvens ikke er endret. Wilcoxon-testene ble utført i SPSS.

## Analyse av endringer i miljøvariabler

Jordprøvene representerer humuslaget i svært ulike vegetasjonstyper og er således svært forskjellig i kjemisk innhold. Det er således vanskelig å benytte standard signifikanstester for å teste endringer i jordparametere over tid. I stedet er endringer i jordkjemi testet ved hjelp av tosidig Wilcoxon ettutvalgstest for "paired samples".

### 8.4.2 Resultater og diskusjon

#### Endringer i analyserutenes artssammensetning – effekter på vegetasjonstyper

DCA ordinasjonen av totalmaterialet viser små forflytninger av analyserutenes posisjoner fra 1998 via 2000 til 2002 i frekvensdatasettet, mens forflytningene er noe større i dekningsdatasettet (Figur 43 og Figur 44). Samlet viser ingen av datasettene signifikante endringer langs første ordinasjonsakse, noe som tyder på at det er få helhetlige rettede vegetasjonsendringer i totalmaterialet.

Analyserutenes rettede forflytninger innen referansefeltet og kalkingsfeltet ble testet hver for seg ved begge mengdedatasett (Tabell 24 og Tabell 25). Ingen av feltene viste signifikante endringer langs første DCA akse, men kalkingsfeltets ruter viste en signifikant endring på andre DCA akse. Dette tyder på at det kan ha skjedd visse endringer i vegetasjonstypene som skyldes kalking.

Mangelen på signifikante endringer på første akse betyr nødvendigvis ikke at det ikke har skjedd reelle endringer i vegetasjonen. Ulike vegetasjonstyper kan respondere ulikt på kalking eller har ulik naturlig vegetasjonsutvikling, noe som medfører at de ikke flytter seg i samme retning langs DCA aksene. Felles endringer kan således være vanskelig å skille når vegetasjonstypene blir testet sammen. Det er derfor utført separate statistiske beregninger for analyseruter som hører til de ulike vegetasjonstypene "småbregne-/lågurt skog", "blåbærfuruskog", "røsslyngfuruskog" og "granplantefelter" både for kalkingsfelt og for referansefelt (Tabell 26 - Tabell 29).

Småbregne-/lågurt skog viser da en signifikant endring i kalkingsfeltet på første DCA akse for frekvensdatasettet og på andre akse i prosentdatasettet (Tabell 26), mens referansefeltet viser kun en svak endring på andre DCA akse i frekvensdatasettet. Dette tyder på at det har skjedd en merkbar vegetasjonsendring i skogtypen, noe som trolig skyldes en framgang av svakt næringskrevende arter som gaukesyre, fugleteig, engkvein og hårfrytle (*Oxalis acetosella*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Agrostis capillaris*, *Luzula sylvatica*), se senere under "Effekter på arter og artsgrupper". Disse resultatene skiller seg noe i fra de rikere skogene i Flekke-Guddalvassdraget (Hovlandsdalen) der vegetasjonstypen ikke viste signifikante endringer. Dette kan skyldes den høyere kalkingsdosen som er benyttet i Suldal.

Blåbærfuruskog viser ingen signifikante endringer verken i kalkingsfelt eller referansefelt på noen av DCA aksene (Tabell 27). Dette tyder på en stabil vegetasjonstype som blir lite påvirket av kalking, og resultatene er sammenfallende med de fra Flekke-Guddalvassdraget. I kalkingsfeltet har typen imidlertid endret seg signifikant langs første DCA akse fra ett til tre år etter kalking (fra 2000-2002,  $p=0,009$  for prosent dekningsdatasettet, test ikke vist her), noe som tyder på at endringer kan ha skjedd mot slutten av analyseperioden.

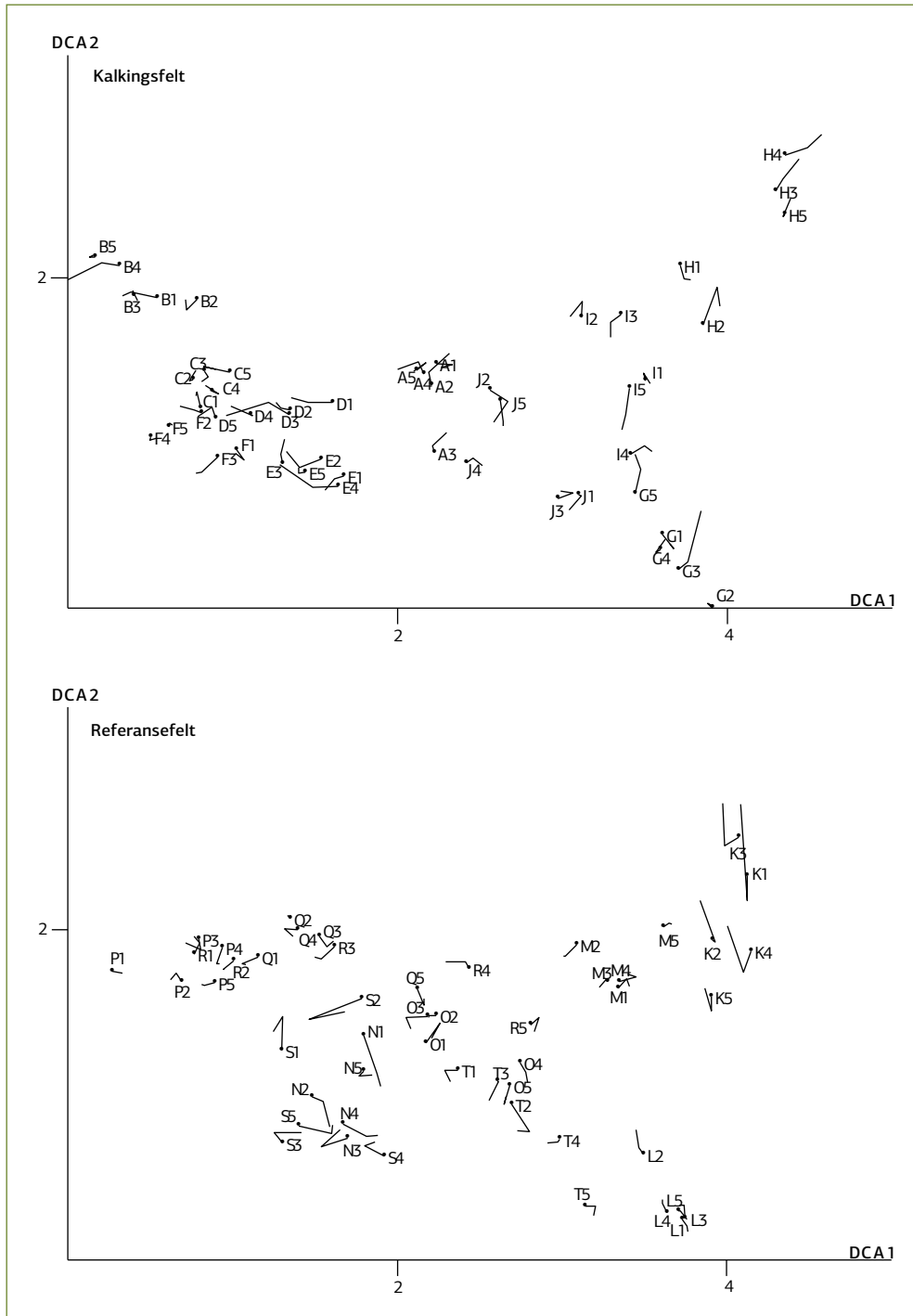
Røsslyngfuruskog viser markerte endringer i artssammensetning i kalkingsfeltet, vist ved signifikante endringer i frekvensdatasettet, mens referansefeltet viser endring i motsatt retning (Tabell 28). Dette skyldes trolig tilbakegang av flere moser i fuktige røsslyngskog og lav i tørre røsslyngskog. Endringen er ikke fanget opp i prosentdatasettet da enkeltarter av kryptogamer ofte dekker mindre enn 1 % av rutes areal og får samme dekning (1 %) uansett om de går fram eller tilbake. Røsslyngskogene i Flekke-Guddal viste tilsvarende endringer.

Granplantefeltene varierer noe i vegetasjonsutformingene, fra småbregne-/lågurtstyper til fattige monokulturer av moser og kan således respondere ulikt på kalking. De viser ingen felles signifikante endringer (Tabell 29), men det høye signifikansnivået på første DCA akse i frekvensdatasettet,  $p=0,059$  tyder likevel på at visse endringer kan ha skjedd.

Hovedresultatet fra DCA ordinasjonen og testing av analyserutenes forflytninger langs DCA aksene er at vegetasjonen i kalkingsfeltet og referansefeltet er relativt stabil, men at røsslyngfuruskog og småbregne-/lågurt skog viser små, men markerte

endringer tre år etter kalking. De rettede endringene i vegetasjonstypene i Suldal er omtrent av samme størrelsesorden som de i Flekke-Guddalvasstraget, bortsett fra at rikere typer i Suldal viser noe større endring enn i Flekke-Guddal (se kap. 5.3.1). Dette kan

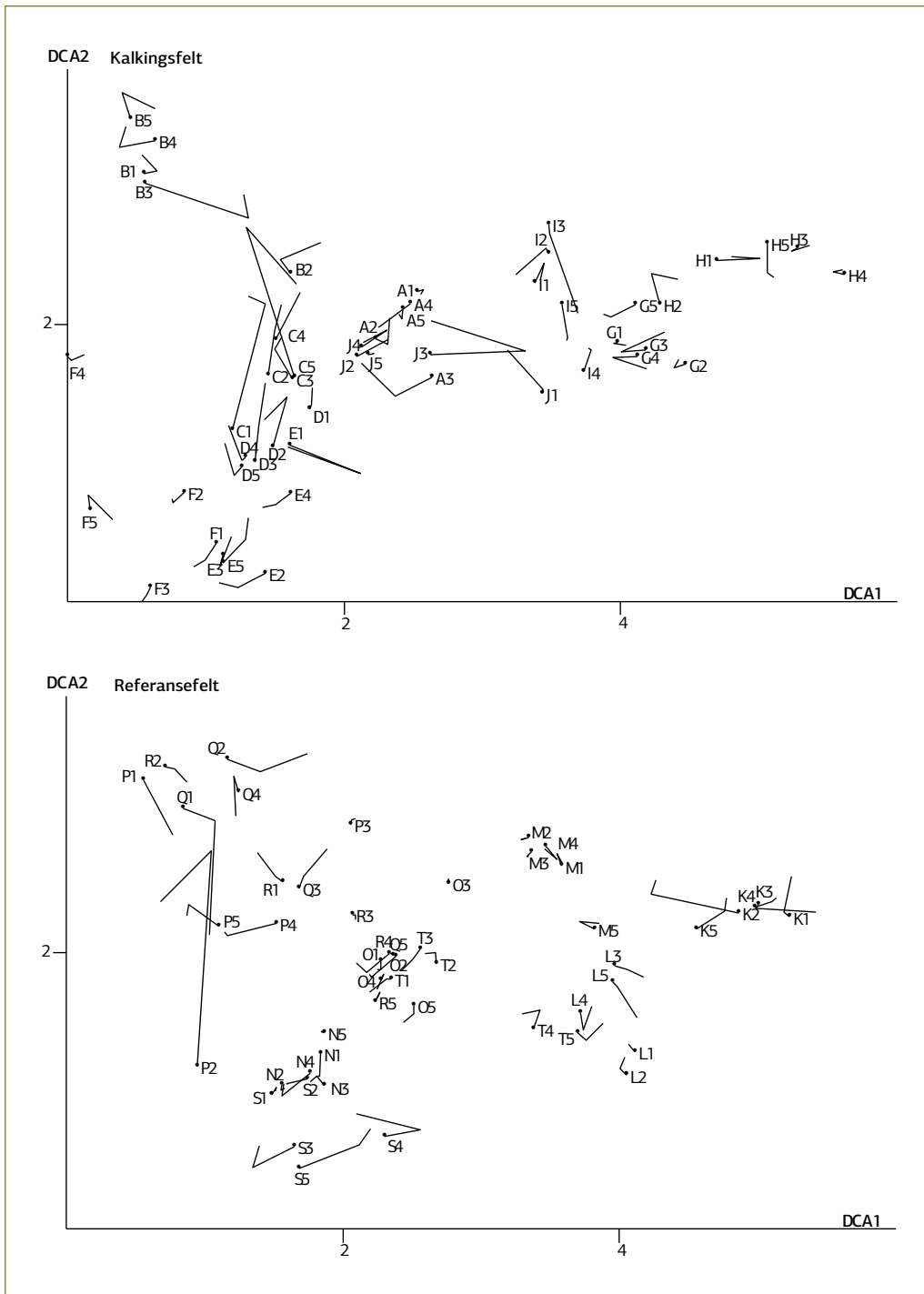
skyldes at kalkdosen i Suldal er høyere enn i Flekke-Guddal. På den annen side må man anta at kalken i Flekke-Guddal har vært mer tilgjengelig, med en relativt sett større straks-effekt, siden finfraksjonen (ikke bare større kalkkorn) her ble inkludert.



Figur 43. Vegetasjonsendringer i kalkingsfeltet og referansefeltet fra 1998 til 2002 basert på frekvensdatasettet, vist som forflytning av analyserutenes posisjoner langs DCA akse 1 og DCA akse 2 i samme ordinasjon.

Analyserutene fra samme analyseflate er gitt benevnelsen til analyseflata. Hver enkelt analyserutes posisjon i 1998 er markert med en prikk, mens streker viser forflytning av rutas posisjon i 2000 og 2002. Flatene B, C, D, P, Q er småbregne-/lågurt skog. A, J, R, O er blåbærfuruskog. G, H, I, K, L, M, T er røsslyngfuruskog. E, F, S, N er granplantefelter.





Figur 44. Vegetasjonsendringer i kalkingsfeltet og referansefeltet fra 1998 til 2002 basert på prosentdatasettet, vist som forflytning av analyserutenes posisjoner langs DCA akse 1 og DCA akse 2 i samme ordinasjon.

Analyserutene fra samme analyseflate er gitt benevnelsen til analyseflata. Hver enkelt analyserutes posisjon i 1998 er markert med en prikk, mens streker viser forflytning av rutas posisjon i 2000 og 2002. Flatene B, C, D, P, Q er småbregne-/lågurt skog. A, J, R, O er blåbærfuruskog. G, H, I, K, L, M, T er røsslyngfuruskog. E, F, S, N er granplantefelter.

**Tabell 24.** DCA ordinasjon av 297 analyserte ruter fra Suldal (1998, 2000 og 2002) basert på frekvens av arter. Egenskaper ved ordinasjonsaksene. Wilcoxon signifikanstest av rutenes rettede forflytning langs DCA aksene.

DCA-akse	DCA 1	DCA 2	DCA 3	DCA 4
Egenverdi	0,614	0,227	0,112	0,077
SD	4,575	2,869	2,121	1,734
Var	18,3	6,7	3,4	2,2
Cum var	18,3	25,0	28,4	30,6
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake 98-02	27	20	28	32
Fram 98-02	23	30	22	18
Z	-1,327	-1,559	-1,395	-0,352
p	0,184	0,119	0,163	0,725
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake 98-02	31	28	29	25
Fram 98-02	18	21	20	24
Z	-1,283	-0,592	-0,686	-0,129
p	0,199	0,554	0,492	0,897

**SD** = gradientlengde målt i SD-enheter, **Var** = egenverdi/total inertia, dvs. aksens andel av forklart variasjon (%), **Cum var** = aksenes kumulative andel av forklart variasjon (%), **Tilbake 98-02** = antall ruter med nedgang i akseverdi fra 1998 til 2002. **Fram 98-02** = antall ruter med økning i akseverdi fra 1998 til 2002, **Z** = Wilcoxon z-verdi for ettutvalgstest, **p** = signifikanssannsynlighet.

**Tabell 25.** DCA ordinasjon av 297 analyserte ruter fra Suldal (1998, 2000 og 2002) basert på prosent dekning av arter. Egenskaper ved ordinasjonsaksene. Wilcoxons signifikanstest av rutenes forflytning langs DCA aksene. Tabellforklaringer som i Tabell 24.

DCA	DCA 1	DCA 2	DCA 3	DCA 4
Egenverdi	0,695	0,370	0,243	0,199
SD	5,623	3,680	2,484	2,552
Var	10,8	5,8	3,8	3,1
Cum var	10,8	16,6	20,4	23,5
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake 98-02	20	18	25	27
Fram 98-02	30	32	25	23
Z	-0,613	-2,466	-0,352	-0,019
p	0,540	0,014	0,725	0,985
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake 98-02	29	24	20	18
Fram 98-02	21	26	30	32
Z	-0,661	-0,198	-1,858	-1,955
p	0,508	0,843	0,063	0,051

**Tabell 26.** Wilcoxon signifikanstest av forflytninger til analyseruter fra småbregne-/lågurt skog i Suldal langs DCA aksene i ordinasjonen av totalmaterialet. Feltene B, C, D i kalkingsfeltet og feltene P, Q i referansefeltet. Tabellforklaringer som i Tabell 24.

DCA akse	DCA 1	DCA 2	DCA 3	DCA 4
<b>Frekvensdata</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake 98-02	13	5	14	11
Fram 98-02	2	10	1	4
Z	-3,010	-1,193	-3,351	-2,272
p	<b>0,003</b>	0,233	<b>0,001</b>	<b>0,023</b>
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake 98-02	7	8	7	6
Fram 98-02	3	2	3	4
Z	-0,866	-2,090	-1,580	-0,866
p	0,386	<b>0,037</b>	0,114	0,386
<b>Prosent dekning</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake 98-02	6	1	9	7
Fram 98-02	9	14	6	8
Z	-0,909	-3,294	-0,170	-0,398
p	0,363	<b>0,001</b>	0,865	0,691
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake 98-02	56	5	3	3
Fram 98-02	5	5	7	7
Z	-0,357	-0,255	-0,764	-0,866
p	0,721	0,799	0,445	0,386

Tabell 27. Wilcoxon signifikanstest for forflytninger av analyseruter fra blåbærfuruskog i Suldal langs DCA aksene i ordinasjonen av totalmaterialet. Feltene A, J i kalkingsfeltet og feltene R, O i referansefeltet. Tabellforklaringer som i Tabell 24.

DCA akse	DCA 1	DCA 2	DCA 3	DCA 4
<b>Frekvensdata</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake 98-02	3	6	7	4
Fram 98-02	7	4	3	6
Z	-1,070	-0,153	-1,274	-0,663
p	0,285	0,878	0,203	0,508
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake 98-02	7	7	4	4
Fram 98-02	3	3	6	6
Z	-1,580	-1,274	-0,051	-1,376
p	0,114	0,203	0,959	0,169
<b>Prosent dekning</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake 98-02	4	3	7	8
Fram 98-02	6	7	3	2
Z	-0,255	-1,478	-1,784	-1,376
p	0,799	0,139	0,074	0,169
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake 98-02	7	7	5	5
Fram 98-02	3	3	5	5
Z	-1,376	-1,274	-0,153	-0,153
p	0,169	0,203	0,878	0,878

**Tabell 28.** Wilcoxon signifikanstest for forflytninger av analyseruter fra røsslyngfuruskog i Suldal langs DCA aksene i ordinasjonen av totalmaterialet. Feltene G, H, I i kalkingsfeltet og feltene K, L, M, T i referansefeltet. Tabellforklaringer som i Tabell 24.

DCA akse	DCA 1	DCA 2	DCA 3	DCA 4
<b>Frekvensdata</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake 98-02	4	5	4	13
Fram 98-02	11	10	11	2
Z	-1,931	-1,079	-1,363	-2,755
p	<b>0,053</b>	0,281	0,173	<b>0,006</b>
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake 98-02	13	9	11	12
Fram 98-02	7	11	9	8
Z	-1,344	-0,859	-0,485	-0,224
p	0,179	0,391	0,627	0,823
<b>Prosent dekning</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake 98-02	4	7	7	10
Fram 98-02	11	8	8	5
Z	-1,477	-0,454	-0,341	-1,079
p	0,140	0,650	0,733	0,281
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake 98-02	10	8	10	7
Fram 98-02	10	12	10	13
Z	-0,560	-1,157	-0,523	-0,709
p	0,575	0,247	0,601	0,478

Tabell 29. Wilcoxon signifikanstest for forflytninger av analyseruter fra **granplantefelter** i Suldal langs DCA aksene i ordinasjonen av totalmaterialet. Feltene E, F i kalkingsfeltet og feltene S, N i referansefeltet. Tabellforklaringer som i Tabell 24.

DCA akse	DCA 1	DCA 2	DCA 3	DCA 4
<b>Frekvensdata</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake 98-02	7	4	3	4
Fram 98-02	3	6	7	6
Z	-1,886	-0,866	-0,968	-0,051
p	0,059	0,386	0,333	0,959
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake 98-02	4	5	7	3
Fram 98-02	6	5	3	7
Z	-1,58	-0,459	-1,070	-1,070
p	0,114	0,646	0,285	0,285
<b>Prosent dekning</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake 98-02	6	7	2	2
Fram 98-02	4	3	8	8
Z	-0,663	-0,764	-1,376	-1,886
p	0,508	0,445	0,169	0,059
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake 98-02	7	4	2	3
Fram 98-02	3	6	8	7
Z	-0,357	-0,255	-0,764	-0,866
p	0,721	0,799	0,445	0,386



## Endringer i artsmengde - Effekter på arter/artsgrupper

Omlag 170 taxa er registrert i analyserutene i kalkingsfeltet og referansefeltet, og artsantallet er stabilt over tid. Kalkingen har ikke medført at arter har forsvunnet eller kommet til. Derimot har det skjedd en del endringer i enkeltarters mengde, både i kalkingsfelt og i referansefelt. De fleste av disse endringene kan være tilfeldige, men flere arter viser også statistisk signifikant fremgang eller tilbakegang (Tabell 30 og Tabell 31).

Referansefeltet viser en generell framgang av enkeltarter og økt mosedekke, noe som reflekterer den naturlige utviklingen av vegetasjonen i eksperimentområdet fra 1998 til 2002. I kalkingsfeltet blir imidlertid flere arter hemmet i sin vekst eller går signifikant tilbake, mens et fåtall arter profiterer på kalkingen.

Det er spesielt moser som viser tilbakegang i kalkingsfeltet mens de er stabile eller går fram i referansefeltet (Tabell 30). Dette skyldes trolig en strakseffekt av kalking da det året etter kalking ble registrert sviskader på moser, med anslagsvis 20-40% mer eller mindre visne flekker av torvmoser i skogbunnen (Brandrud m.fl. 2001). Mest utsatt er tuedannende torvmoser i røsslyngfuruskog som furutorvmose og tvaretorvmose (*Sphagnum capillifolium*, *S. russowii*; se Figur 45) og store eksponerte levermoser som skogskjeggmose og storstylte (*Barbilophozia barbata*, *Bazzania trilobata*), samt enkelte bladmoser som blanksigdmose, flette-moser og jamnemoser (*Dicranum majus*, *Hypnum*, *Plagiothecium*). I tillegg viser mosene etasjemose, ribbesigd og kystkransmose (*Hylocomium splendens*, *Dicranum scoparium*, *Rhytidiadelphus loreus*) en sterk framgang i referansefeltene, mens de blir hemmet i sin vekst i kalkingsfeltet.

Framgangen til flere av disse mosene i referansefeltet (Tabell 30 og Tabell 31) skyldes sannsynligvis et gunstig, fuktig klima uten større tørkestress-perioder 1998-2002. Dette stemmer overens med den generelle framgang av moser på overvåkingsflater i hele Sør-Norge (f. eks. Økland og Eilertsen 1996; Økland m.fl. 2001; Aarrestad og Wilmann 2002; Brandrud m.fl. 2003; Framstad m.fl. 2003). Det skjer altså en veksthemming i kalkingsfeltet, til tross for ellers gunstige vekstvilkår i undersøkelsesperioden. Det virker meget sannsynlig at de relative endringene i kalkingsområdet (i forhold til referansen) skyldes kalkingen, direkte eller indirekte. Det er ikke

observert andre typer endringer i miljøpåvirkning i kalkingsområdet som ikke også har gått helt parallelt i referanseområdet.

Endringene og skadeomfanget viser stor variasjon fra mosetue til mosetue, men ser ut til å være svakt større enn i kalkingsfeltet i Flekke-Guddal, og noe større enn i terrengkalkingsprosjektet i Gjerstad (Brandrud m.fl. 2003). Det er tilbakegangen av torvmosene som er mest iøynefallende og som har en arealmessig betydning. For tvaretorvmosen (*Sphagnum russowii*) ble det registrert en reduksjon med ca. 55% i dekningsgrad i kalkingsfeltet 1998-2002, mens for furutorvmosen (*Sphagnum capillifolium*) var nedgangen ca. 40% (Figur 45). Referanserutene hadde i samme tidsrom forandret seg lite når det gjaldt torvmoser. Det ble ikke registrert re-etablering av nye moseskudd i de døde flekkene pr. 2,5 år etter kalking, og det kan virke som re-etablering ("recovery") vil ta lengre tid her enn i Gjerstad, der ny torvmose-vegetasjon var re-etablert etter 5 år (Brandrud m.fl. 2003). Enkelte viktige bladmoser som blanksigdmose (*Dicranum majus*) har også gått signifikant tilbake i mange ruter, men her er tilbakegangen liten pr. rute, og det er ikke registrert større, døde flekker av matte-/tuedannende bladmoser.

Grå reinlav (*Cladonia rangiferina*), som er svært vanlig i tørre, skrinne røsslyngfuruskoger og på tuer i fuktige røsslyngskoger, viser en signifikant tilbakegang i kalkingsfeltene (Tabell 30 og Tabell 31). Det samme gjør karplantene røsslyng, kystmaure og skogstjerne (*Calluna vulgaris*, *Galium saxatile*, *Trientalis europaea*). Både lav og røsslyng er kjent for å respondere negativt på kalking (Gimingham 1972; 1975) og røsslyng gikk også tilbake i kalkingsfeltene i Flekke-Guddal. Tendensen til hemmet vekst av blåbær i kalkingsfeltet (tilbakegang i kalkingsfelt og framgang i referansefelt) er også i samsvar med resultatene fra Flekke-Guddal.

Videre ble det registrert en relativ framgang hos noen svakt næringskrevende arter etter kalking, slike som fugletelg, bjønnekam, einstape, engkvein, hårfrytle og gaukesyre (*Gymnocarpium dryopteris*, *Blechnum spicant*, *Pteridium aquilinum*, *Agrostis capillaris*, *Luzula pilosa*, *Oxalis acetosella*).

Dette kan tolkes som en mulig eutrofieringseffekt/næringseffekt etter kalking, men det er en rekke andre, nærings/elektrolyttkrevende arter som ikke har hatt en slik framgang. I Flekke-Guddal gikk bregnene bjønnekam og fugletelg noe tilbake ved

kalking, og man skal således være forsiktig og legge for stor vekt på enkeltresultater fra delfelter. Arter kan også forekomme i et fåtall ruter noe som gir medfører svakheter ved de statistiske tester.

Dataene for Suldal og Flekke-Guddal vil derfor bli behandlet sammen for bedre å klarlegge effektene av kalking på arter og vegetasjon, se kap. 9.

**Tabell 30.** Endringer i frekvens av arter i kalkingsfeltet Brommelandsbekken og referansefeltet Grovbekken fra 1998 til 2002. Arter som forekommer i 5 eller flere analyseruter i totalmaterialet og som viser statistisk signifikant endring er vist.

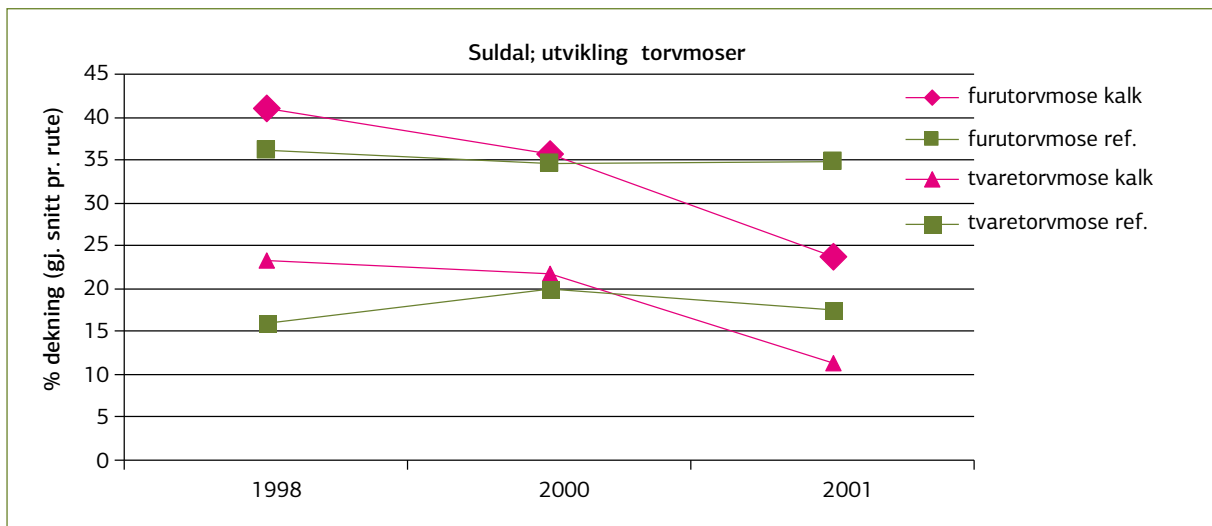
Arter	Kalkingsfelt						Referansefelt					
	Tilb.	Fram	Total	Z	Sign.	Retn.	Tilb.	Fram	Total	Z	Sign.	Retn.
Dicranum polysetum	5	7	13	-2,254	*	+		3	6	10	*	+
Hylocomium splendens	11	14	40	-2,270	*	+		6	11	38	**	+
Blechnum spicant	0	6	10	-2,232	*	+						
Luzula pilosa	1	10	14	-2,041	*	+						
Pteridium aquilinum	0	4	4	-2,000	*	+						
Racomitrium lanuginosum	3	5	12	-2,060	*	+						
Barbilophozia barbata	5	3	8	-2,154	*	-		3	8	12	*	+
Dicranum majus	16	6	30	-2,771	**	-		9	17	28	**	+
Hypnum jutlandicum	20	9	31	-2,367	*	-		7	29	43	***	+
Plagiothecium undulatum	15	3	23	-3,270	***	-		7	21	31	**	+
Pleurozium schreberi	27	10	41	-2,343	*	-		12	22	41	***	+
Polytrichastrum formosum	12	3	24	-2,130	*	-		3	11	18	***	+
Calluna vulgaris	8	7	20	-2,263	*	-						
Cladonia rangiferina	12	4	18	-2,488	**	-						
Galium saxatile	11	3	14	-2,350	*	-						
Plagiothecium laetum	7	2	9	-2,150	*	-						
Sphagnum russowii	10	1	14	-2,542	**	-						
Trientalis europaea	18	4	23	-3,205	***	-						
Vaccinium myrtillus	13	6	46	-2,243	*	-						
Calypogeia muelleriana								3	5	9	*	+
Cladonia gracilis								0	5	7	*	+
Dicranum scoparium								5	17	27	***	+
Molinia caerulea								3	12	21	**	+
Potentilla erecta								3	15	20	***	+
Rhytidiadelphus loreus								6	16	24	**	+
Sphagnum quinquefarium								2	3	6	*	+
Viola palustre								0	6	6	*	+

**Tilb.** = antall analyseruter (1x1m) der arten går tilbake. **Fram** = antall analyseruter der arten går fram. **Total** = antall analyseruter der arten forekommer. **Z** = Wilcoxon Rank - Z-verdi (Rank-verdien) i en ettvalgstest som er benyttet til å teste hypotesen om at medianendringen ikke er forskjellig fra 0 mot den tosidige alternative hypotesen. **Sign.** = testens signifikansnivå (\* p≤0,05, \*\* p≤0,01, \*\*\* p≤0,001). **Retn.** = + framgang, - tilbakegang.

**Tabell 31.** Endringer i prosent dekning av arter i kalkingsfeltet Brommelandsbekken og referansefeltet Grovbekken i Suldal fra 1998 til 2002. Arter som forekommer i 5 eller flere analyseruter i det totale materialet og som viser statistisk signifikant eller nær signifikant endring er vist.

Arter	Kalkingsfelt						Referansefelt					
	Tilb.	Fram	Total	Z	Sign.	Retn.	Tilb.	Fram	Total	Z	Sign.	Retn.
Anemone nemorosa	2	9	11	-2,003	*	+		2	7	13	0,06	+
Linnaea borealis	0	5	11	-2,121	*	+		1	4	10	0,06	+
Agrostis capillaris	2	9	12	-1,872	0,06	+						
Blechnum spicant	0	8	10	-2,588	**	+						
Gymnocarion dryopteris	4	11	18	-1,965	*	+						
Oxalis acetosella	1	11	15	-2,808	**	+						
Vaccinium uliginosum	2	5	7	-2,226	*	+						
Vaccinium vitis-idaea	7	13	33	-2,123	*	+						
Barbilophozia barbata	5	2	8	-2,236	*	-						
Cladonia rangiferina	8	5	18	-2,721	**	-						
Deschampsia flexuosa	17	8	35	-2,166	*	-						
Dicranum majus	16	2	30	-3,349	***	-						
Empetrum nigrum	4	0	6	-2,000	*	-						
Plagiothecium undulatum	16	3	23	-2,991	**	-						
Rhytidiadelphus triquetrus	4	0	4	-2,000	*	-						
Sphagnum russowii	9	0	14	-2,680	**	-						
Calyptogeia muelleriana								2	4	9	*	+
Dicranum polysetum								2	3	10	*	+
Dicranum scoparium								4	8	27	*	+
Hylocomium splendens								12	19	38	***	+
Lycopodium annotinum								0	5	7	*	+
Molinia caerulea								3	8	21	*	+
Potentilla erecta								2	13	20	**	+
Rhytidiadelphus loreus								4	11	24	*	+
Vaccinium myrtillus								13	20	42	***	+

**Tilb.** = antall analyseruter (1x1m) der arten går tilbake. **Fram** = antall analyseruter der arten går fram. **Total** = antall analyseruter der arten forekommer. **Z** = Wilcox Rank - Z-verdi (Rank-verdien) i en ettutvalgstest som er benyttet til å teste hypotesen om at medianendringen ikke er forskjellig fra 0 mot den tosidige alternative hypotesen. **Sign.** = testens signifikansnivå (\* p≤0,05, \*\* p≤0,01, \*\*\* p≤0,001). **Retn.** = + framgang, - tilbakegang.



**Figur 45.** Tidsutvikling 1998-2002 for de to dominerende torvmose-artene i røsslyngfuruskogen i Suldal. Forekomst angitt som gjennomsnittlig %-dekning pr. rute (mesorute). Det er bare inkludert ruter med >5% dekning i 1998 av hhv. furutorvmose (*Sphagnum capillifolium*) og tvaretorvmose (*S. russowii*).

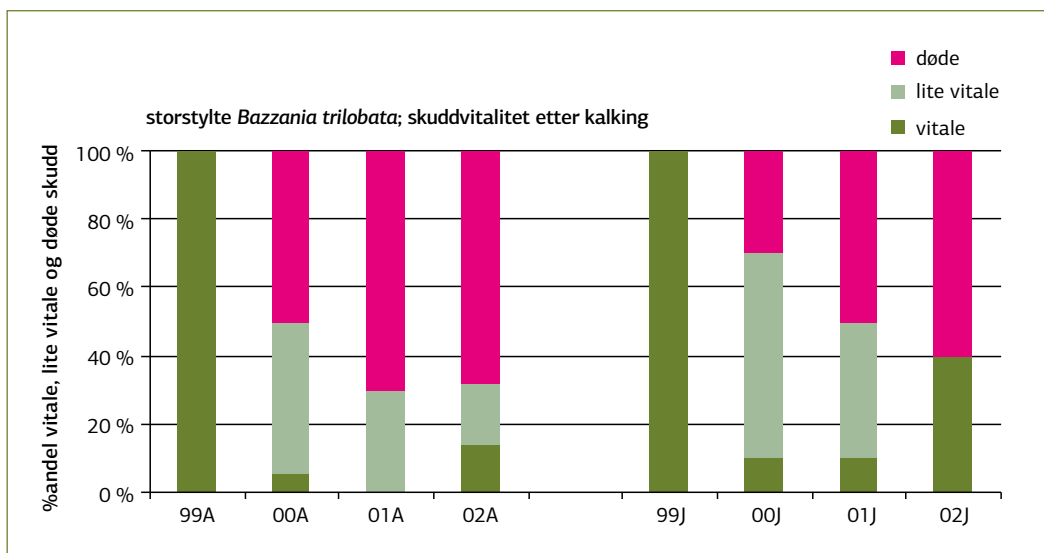
#### Registrering av skader på levermosen storstylte *Bazzania trilobata*

I første fase av undersøkelsene i Gjerstad (Eilertsen m.fl. 1998) og Flekke-Guddal (Aarrestad og Bakkestuen 2001) framtrådte levermosen storstylte (*Bazzania trilobata*) som en av de mest følsomme artene overfor kalking. Det ble derfor foretatt endel vitalitetsmålinger av denne arten før- og etter kalking både i Suldal og Flekke-Guddal (se kap. 5).

Storstylte er en relativt vidt utbredt art i Suldal (finnes i 16 av analyserutene) og forekommer mest i små tuer og spredte småbestander. Den opptrer særlig i blåbærfuruskog og overgangstyper blåbærskog-røsslyngfuruskog der det er litt jordsmonn og forholdsvis storvokst, lukket skog. Arten har en karakteristisk økologi; den sitter ofte på nordsiden av store tuer, kampesteiner og store stubber. Arten kan danne relativt eksponerte forekomster der den finnes, og kan da være svært utsatt for "regnet" av kalkkorn under terrengkalkingen.

Det ble registrert betydelige skader og redusert vitalitet av storstylte etter kalking. Der det ble funnet et kalklag 2-4 cm ned i mattene var det nesten alltid skader. Der plantene stod i glisne tuer på konvekse toppflater var skadene relativt små, likeledes der plantene stod svært skrått (slik at kalken har "prellet av").

Det ble tatt prøver i 1999 (før kalking) og i 2000-2002 av to ulike populasjoner (forekomster) av storstylte i kalkingsfeltet, samt av én i referansefeltet. Som mål på vitalitet ble brukt farge og tilstand på skuddspissene. **Figur 46** viser fordelingen av vitalitetsklassene de ulike årene. Etter kalking ble det registrert en kraftig og økende avdøding fram t.o.m. 2001. I 2002 ble det registrert en økt andel av vitale, grønne skuddspisser, særlig ved flate J. Her er det altså en begynnende regenerering ("recovery") etter skader. Det virker som mange av de lite vitale plantene pr. 2000-2001 har gitt opphav til en ny skuddgenerasjon, mens de helt brune skuddssystemene er i ferd med å visne bort uten ny regenerering. På begge lokalitetene er det registrert enkelt-tuer som pr. 2002 virket helt døde.



**Figur 46.** Vitalitet av levermosen storstylte (*Bazzania trilobata*) i kalkingsfeltet (flate A og J) i 1999 (før kalking), 2000, 2001 og 2002. Skuddene er delt i tre vitalitetsklasser; (i) vitale, normalt grønne skuddspisser, (ii) lite vitale, gråhvite-hyaline skudd, og (iii) døde, brune, visnende skudd. Prøvene fra referansefeltet (flate R; ikke vist på figur) hadde som 1999A og 1999J 100% vitale skudd alle år.

## 8.5 Soppundersøkelser

### 8.5.1 Materiale og metoder

Soppundersøkelsene ble igangsatt høsten 1999, rett før kalking, og er videreført i 2000, 2001 og 2002. Det er foretatt kvantitative registreringer av fruktlegeme-produksjon i de permanente prøveflatene for vegetasjonsanalyser. De mest sopprike skogtypene i studieområdet (røsslyngfuruskog) er valgt ut for undersøkelser. For å fange opp en rimelig artsmengde er det erfaringsmessig behov for større ruter enn ved analyse av den grønne vegetasjonen (som analyseres med 1 x 1 m ruter, se kap. 3). Det er derfor lagt ut ruter på 4 x 4 m, totalt 6 ruter pr. analyseflate/storrute. Hver av de 6 sopprutene er inndelt i 16 småruter (å 1 x 1 m). I kalkingsfeltet er det lagt ut en ekstra flate (flate/storrute Æ) i røsslyngfuruskog, til erstatning for felt H som har en del torvdannelse og er svært soppfattig. Det er videre foretatt registrering i et ca. 10 da stort område (lokalitet) i tilsvarende vegetasjonstype rundt storruta.

Soppforekomstene (fruktlegemeproduksjonen) er registrert 2(-3) ganger pr. sesong med tre-fire ukers mellomrom fra september til oktober. Det er bare registrert mykorrhizasopp (ektomykorrhizasopp; dvs.

arter som har symbiose med skogstrær), og det er bare registrert fruktlegemer. Det er ikke tatt prøver av mykorrhizarøtter. Følgende kvantitative registreringsmål av fruktlegemer er benyttet:

- smårutefrekvens (dvs. forekomst i antall småruter pr. sesong)
- antall fruktlegemer pr. smårute (til sammen pr. sesong; ikke vist her)
- antall fruktlegemer pr. 10 da. lokalitet omkring storruta (til sammen pr. sesong)

### 8.5.2 Resultat og diskusjon

Det er foretatt registreringer av mykorrhiza-soppfloraen i prøveflater i røsslyngfuruskog rett før- og de tre første årene etter kalking.

Det er registrert en betydelig reduksjon i fruktlegeme-produksjonen i kalkingsfeltet relativt til referansefeltet f.o.m. 2001 (**Figur 47, Tabell 32**). Denne reduksjonen er markert i 2001 og 2002 både når målt som smårutefrekvens i rutene (hhv. 39% og 27% lavere frekvens i kalkingsrutene, jfr. **Tabell 32**), eller som fruktlegemeproduksjon på større registreringsarealer (lokaliteter) omkring rutene. Den relative nedgangen i fruktlegemeproduksjonen var mindre i 2002 enn i 2001 (19% versus 76%

lavere produksjon på de større lokalitetene), men denne forskjellen skyldes nesten alene den sterkt økte produksjonen av én art i kalkingsfeltet (glatt matriske, se nedenfor).

For den antatt forurensningsfølsomme gruppen slørsopper har den relative reduksjonen vært på 75-80% i smårutefrekvens. Bortsett fra rynkeslørsopp (*Cortinarius lividoochraceus*) som har hatt en økning, ble det nesten ikke registrert fruktleger av slørsopper i kalkingslokalitetene i 2002 (Tabell 32).

Det har også skjedd en nedgang i artsantallet, dvs. antallet av fruktifiserende arter i kalkingsfeltet, men dette er noe mer markert på rute-nivå enn på de store registreringslokalitetene (som fanger opp flere arter med lav fruktlegemeproduksjon). Artsantallet i rutene har vært jevnt synkende (nesten halvering fra 1999 til 2002), mens antallet i referansefeltet har hatt en svak økning i samme periode (Figur 48, Tabell 32).

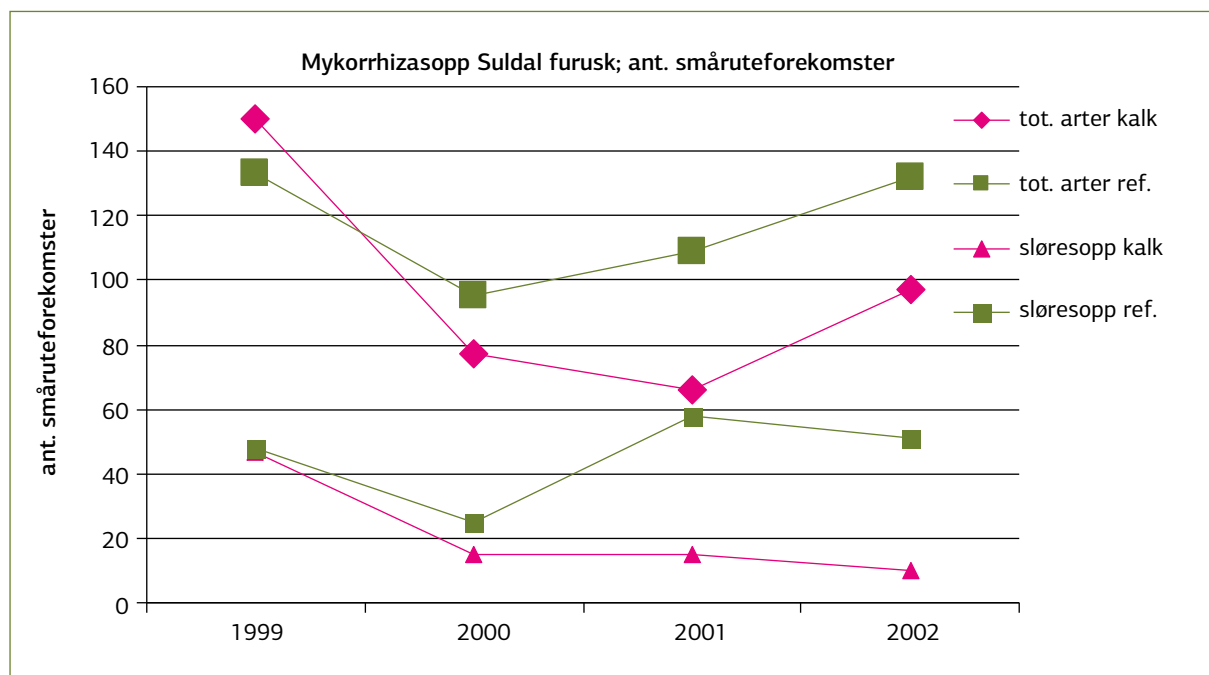
Mens svært mange av artene har hatt en jevn nedgang etter kalking, var det én art som hadde en markert økning i kalkingsfeltet i 2002; "glatt furumatriske" (*Lactarius quieticolor*) (Figur 49, Tabell 32). Dette kan skyldes at denne er en svakt elektrolytt-

krevende art der fruktlegemeproduksjonen kan ha blitt begünstiget av kalkingen. Det ble også registrert fruktlegemer av et par andre, sjeldne, kravfulle arter i kalkingsfeltet som ikke har fruktifisert her tidligere ("furuskjellpiggsopp" *Sarcodon squamosus* og kastanjemusserong *Tricholoma albobrunneum*).

Det ser altså ut til at hovedtrenden er en markert nedgang i fruktlegeme-produksjon og artsantall for mykorrhizasopp 1999-2002, mens enkelte, sjeldne, noe kravfulle arter etter 2,5 år har begynt å øke sin fruktlegeme-produksjon i kalkingsfeltet.

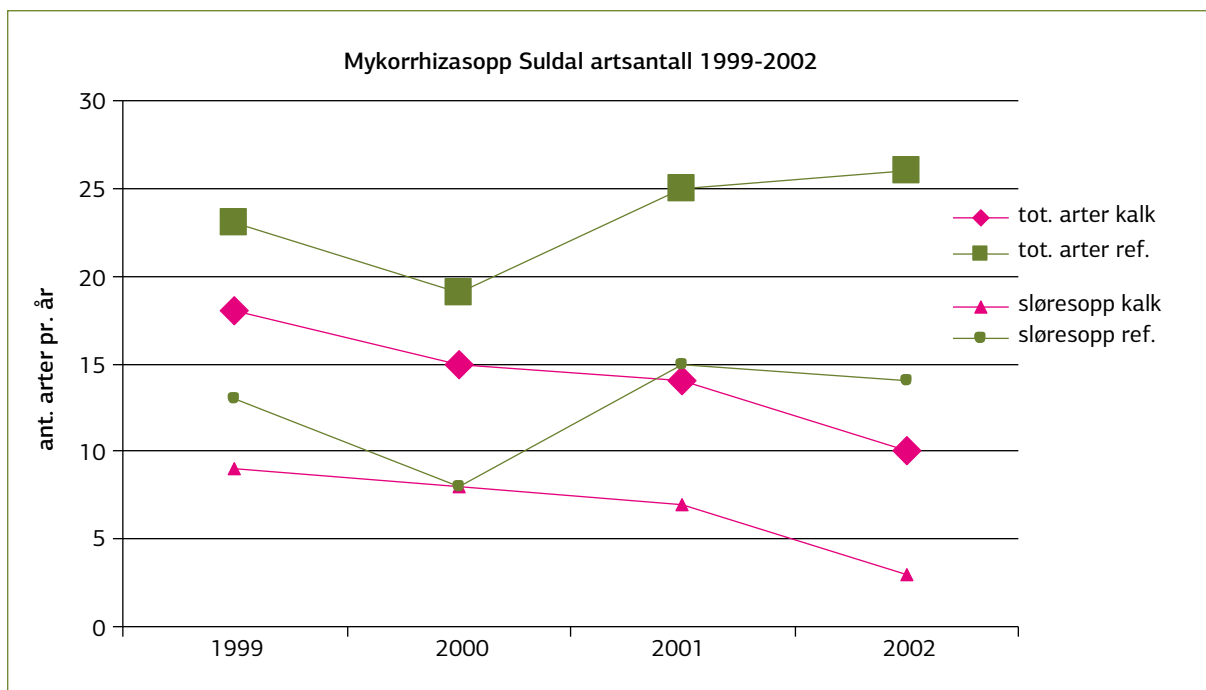
Det er også foretatt registreringer av mykorrhizasopp i terrengkalkingsprosjektet i Gjerstad, og her ble det registrert en tilsvarende reduksjon i forekomst i fattige furu- og granskoger (Brandrud m.fl. 2003). Etter 6 år ble det her registrert kun en tiendedel av forventet fruktlegeme-produksjon for slørsopper (*Cortinarius*).

Endringer i mykorrhizasoppfloraen framtrer som den klareste, terrestre kalkingseffekten i terrengkalkingsprosjektene i Suldal og Gjerstad (ikke undersøkt i Flekke-Guddal).

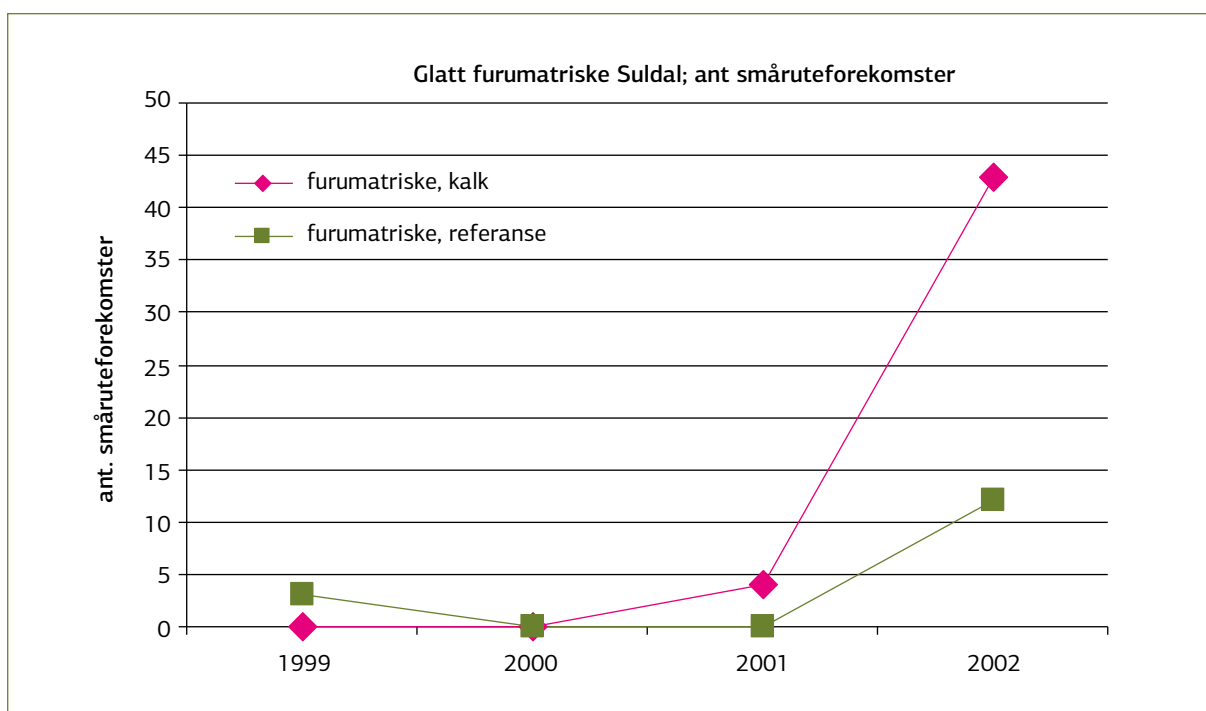


Figur 47. Antall småruteforekomster av mykorrhizasopp i kalkingsrutene versus referanserutene 1999-2002 (dvs. fruktlegeme-forekomster). Øverst: alle arter; nederst: forekomster av slørsopp-arter (*Cortinarius*).





Figur 48. Artsantall (antall arter registrert med fruktlegemer) av mykorrhizasopp i kalkingsrutene versus referanserutene 1999-2002. Øverst: alle arter; nederst: antall sløresopp-arter (Cortinarius).



Figur 49. Utvikling av en art som ser ut til å være kalkingsbegunstig; "glatt furumatiske" (Lactarius quieticolor) i kalkingsrutene versus referanserutene 1999-2002.

**Tabell 32.** Endringer i fruktlegemeproduksjon og artsantall av mykorrhizasopp 1999-2002 i kalkede ruter og referanseruter i røsslyngfuruskog i Suldal. (Hver storrute ("flate") består av seks 4x4 m mesoruter. Hver lokalitet = ca. 10 da stort furuskogsområde omkring storruta; 3 lokaliteter er registrert i hhv. kalkings- og referanseområdet.)

	kalket				referanse			
	1999	2000	2001	2002	1999	2000	2001	2002
alle arter: ant. småruteforekomster	150	77	66	97	133	95	109	132
slørsopp <i>Cortinarius</i> : ant. småruteforekomster	47	15	15	10	48	25	58	51
ant. arter totalt i storrutene	18	15	14	10	23	19	25	26
ant. arter pr. storrute	11,3	9,3	7,0	6,3	11,7	9,3	12,0	13,0
slørsopp <i>Cortinarius</i> ant. arter totalt	9	8	7	3	13	8	15	14
andel småruteforekomst i kalket i f. t. referanse	+13%	÷19%	÷39%	÷27%				
andel småruteforek. <i>Cortinarius</i> kalk. i f.t. ref.	÷2%	÷40%	÷74%	÷80%				
alle arter: ant. fruktlegemer pr. 10 da. lokalitet	467,0	189,3	102,0	284,7	343,0	235,7	435,3	350,7
alle ÷ glatt furumatrikske*: ant. fruktlegemer pr. lokalitet	466,7	188,0	98,0	152,0	336,0	234,7	435,0	319,3
<i>Cortinarius</i> : ant. fruktlegemer pr. 10 da. lok.	72,0	46,3	28,3	25,7	90,0	190,7	94,7	86,3
<i>Cortinarius</i> ÷ rynkeslørsopp** ant fruktlegemer pr. lok.	59,7	46,3	27,3	4,0	87,7	190,7	94,7	84,3
ant. arter totalt på lokalitetene	33	24	29	22	37	27	34	39
<i>Cortinarius</i> : ant. arter totalt på lokalitetene	16	10	15	6	17	11	18	20
andel fruktlegemer kalket lok. i f.t. referanse	+27%	÷19%	÷76%	÷19%				
andel fruktl. <i>Cortinarius</i> kalket i f.t. referanse	÷20%	÷76%	÷71%	÷70%				

\**Lactarius queticolor*. \*\* *Cortinarius lividoochraceus* = *C. elatior*

Nedgangen i fruktlegeme-produksjon ser ut til å ha begynt tidligere i Suldal enn i Gjerstad. I Gjerstad var det bare en svak, negativ trend på slørsopper etter 2 år. Ut i fra utviklingen i Gjerstad (betydelig reduksjon først etter 6 år) kan en forvente at den reduserte fruktlegemeproduksjonen vil vare ved de nærmeste årene. Samtidig er det registrert en begynnende økning av enkelte, noe mer elektrolytt-krevende arter i Suldal.

En viss "lag-time" med liten effekt på fruktlegeme-produksjonen etter étt år, og deretter økende, kan indikere at man her har å gjøre med sekundære effekter knyttet til forhøyet pH/Ca i jorda, eller en økt omsetning av humus som følge av dette (eutrofiering).

Det er først og fremst fruktlegeme-produksjonen som har gått ned (i f. t. referansen) etter kalking. Artsantallet er i mindre grad berørt. Dette er et trekk man har sett også i en rekke andre gjødslings- og forurensningsekspesimenter; at fruktlegeme-produksjonen er sterkt følsom overfor enkelte typer påvirkninger.

En reduksjon/inhibering av fruktlegeme-produksjon er påvist i en rekke kalkingsforsøk, men er før Gjerstad- og Suldalsprosjektene ikke dokumentert under norske forhold. I kalkingsforsøk har man knyttet tilbakegang av fruktlegemeproduksjon til mobilisering av inorganisk nitrogen (ammonium og nitrat) (jfr. bl.a. Kuyper 1989; Erland og Anderson 1994; Høiland 1994). Fruktlegeme-inhiberingen forklares videre ved at det mobiliserte nitrogenet bindes i trærnes finrøtter som proteiner og "braker opp" karbohydratreserven som soppene er avhengig av for å kunne danne fruktlegemer (jfr. Brandrud and Timmermann 1998). En slik sekundær nitrogen-effekt virker som en sannsynlig forklaring på nedgangen i fruktlegeme-produksjonen i Suldal og Gjerstad. Dette innebærer i så fall at nedgangen kan tas som en indikasjon på frigjøring av nitrogen (nitrat) i f. m. kalkingen, en frigjøring som sannsynligvis overveiende fanges opp i vegetasjonen, og som ikke ser ut til å kunne spores i avrenningsvannet (jfr. DN 2001 og foreliggende rapport).

Undersøkelser "under bakken" viser at mycel og mykorrhizarøtter i mindre grad blir berørt enn fruktlegeme-produksjonen av N-gjødsling eller kalking (jfr. bl.a. Erland og Andersson 1994; Jonsson m.fl. 2000; Brandrud og Timmermann 1998). Dette indikerer at den negative effekten av N-mobiliseringen kan være forbigående og reversibel. Imidlertid kan man tenke seg at en langvarig, sterk fruktlegeme-reduksjon kan føre til tap av mangfold pga. mangel på spredning. Kalkingseffekter på soppfloraen er nærmere diskutert i sluttrapporten for terrengkalkingsprosjektet i Gjerstad (Brandrud m.fl. 2003).

## 8.6 Jordsmonnsendringer

Kalkingsfeltet viser betydelige endringer i jordkjemiske parametere i øvre humuslag (Tabell 33). Gjennomsnittlig pH i vannekstraksjon økte fra 1998 til 2002 med hele 1,67 pH enheter. Utbyttbart kalsium og magnesium (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-ekstraksjon) går sterkt fram, mens de forsurende komponenter hydrogen, aluminium, jern og svovel går sterkt tilbake. Dette medfører at kationebyttekapasitet og basemetning øker betraktelig. Nedgang i forsurende komponenter og økning i utbyttingskapasitet og basemetning gjelder for alle analyserte prøver fra kalkingsfeltet. Referansefeltet viser generelt færre signifikante endringer i jordparametrene enn kalkingsfeltet (Tabell 34). pH (vannekstrakt) er stabilt, mens det er en svak tilbakegang av de forsurende komponentene utbyttbart hydrogen, aluminium og svovel, mens jern øker noe. Jordsmonnet viser her også en svak nedgang i utbyttingskapasitet og basemetning. Felles for referansefelt og kalkingsfelt er en sterk tilbakegang av natrium og svovel, og innhold av ekstraherbart fosfor øker i begge områder fra 1998 til 2002.

Endringene i jordkjemi i øvre humuslag stemmer svært godt overens med endringene som ble observert i Flekke-Guddal. Nedgangen i forsurende komponenter og økning i utbyttbart kalsium og magnesium i kalkingsfeltene er imidlertid betraktelig høyere i Suldal, noe som høyst sannsynlig skyldes en høyere kalkingsdose. Begge områdene viste også tilsvarende nedgang i natrium, svovel og økning i fosfor for alle felter. Nedgangen i natrium kan skyldes ulike mengder tilført sjøsalter fra nedbør i 1998 og 2002, mens den generelle økningen av fosfor kan indikere en generell eutrofiering av jordsmonnene i de to områdene, noe som kan ha sin årsak i endret kulturpåvirkning.

Endringen i de kjemiske parametrene er nødvendigvis ikke bare relatert til selve humusmaterialet. Jordprøvene ble siktet i sikter med 2 mm siktevidde. Dette medfører at kalkkorn er blitt med i analyseprosessen. De jordkjemiske resultatene fra kalkingsfeltet representerer således humus innblandet dolomittkorn. Andel kalkkorn er imidlertid lavt da gjennomsnitt glødetap i kalkingsfeltet etter kalking er ca. 75 %, og det har ikke gått signifikant tilbake i forhold til gjennomsnittsverdien fra før kalking.

Kalkkorn i humusen vil således være en medvirkende årsak til forhøyet pH og innhold av kalsium og magnesium. Likevel vil vi anta at selve humusen er blitt mindre sur og at det generelt er blitt et høyere næringsforhold i jordsmonnet ved at oppløsning av kalkpartikler til en viss grad nøytraliserer humussyrer og frigjør næringsstoff ved økt mineralisering, jfr. undersøkelser fra Sverige (Hallbäcken og Popović 1985).

## 8.7 Hovedkonklusjoner

### Vegetasjon og jord

Tilførsel av ca. 3 tonn grovdolomitt pr. ha har tre år etter kalking ikke ført til større endringer i artsammensetning og mengde av enkeltarter i de analyserte skogtypene i Suldal. Noen endringer som trolig skyldes kalking, er påvist i røsslyngfuruskog og mindre endringer også i de rikere småbregnelågurtskogene.

Endringene skyldes i hovedsak tilbakegang av en del mosearter som tueddannende torvmoser (furutorvmose, tvaretorvmose), store, eksponerte levermoser (storstylte, skogskjeggmoser), enkelte bladmoser (blanksigdmose, flettemoser og jamnemoser), samt enkelte bestanddannende reinlav (grå reinlav). Videre er det registrert en relativ framgang hos enkelte svakt næringskrevende karplanter (fugletelg, einstape, hårfrytle, gaukesyre, m. fl.). Store levermoser og torvmoser viser stedvis sviskader og avdøing. Artene viser skader der dolomittkornene blir liggende på- eller nær vekstpunktene og forårsaker en form for svi-effekt. Der kornene er skyllet vekk, er skuddene lite berørt og vokser videre. De observerte skadene er noe større enn i Flekke-Guddal for enkelte følsomme arter (jfr. kap. 5), men som i Flekke-Guddal er det observert begynnende re-generering ("recovery") med ny skudd-dannelse på de fleste, skadete mosetuer.

**Tabell 33.** Jordsmonnsendringer i analyserutene fra kalkingsfeltet Brommelandsbekken fra 1998 før kalking til 2002 tre år etter kalking. Parametere vist i kapittel 8.4.1.

Parameter	Gj. snitt 1998	Gj. snitt 2002	Endring	Tilbake	Fram	Retn.	Wilcoxon Z	Sign.
pH (vann)	4,08	5,75	1,67	0	50	+	-6,154	***
pH (CaCl <sub>2</sub> )	3,37	5,29	1,91	0	50	+	-6,154	***
LOI	72,81	75,68	2,87	22	28	+	-1,154	0,249
Tot C	35,86	40,61	4,75	11	39	+	-3,997	***
Tot N	1,38	1,35	-0,03	27	22	-	-0,910	0,363
C/N	26,10	30,93	4,83	6	44	+	-5,874	***
H	125,66	16,41	-109,24	50	0	-	-6,154	***
Al	20,94	1,68	-19,26	50	0	-	-6,154	***
C	602,06	622,12	20,06	24	26	+	-0,570	0,569
Ca	33,99	190,91	156,92	0	50	+	-6,154	***
Fe	1,38	0,19	-1,18	48	1	-	-6,073	***
K	14,90	13,00	-1,91	33	17	-	-2,138	0,033
Mg	25,74	114,78	89,04	0	50	+	-6,154	***
Mn	4,24	4,71	0,47	17	33	+	-1,607	0,108
Na	12,10	4,81	-7,28	48	2	-	-6,067	***
P	2,35	4,09	1,74	8	42	+	-4,972	***
S	5,89	3,88	-2,01	45	5	-	-5,792	***
Zn	706,62	144,88	-561,74	46	4	-	-5,990	***
CEC	280,59	655,03	374,44	0	50	+	-6,154	***
BS	49,93	95,39	45,46	0	50	+	-6,154	***

Gj. snitt 1998 = parameterens gjennomsnittsverdi i 1998 før kalking. Gj. snitt 2002 = parameterens gjennomsnittsverdi i 2002 tre år etter kalking. Endring = Parameterens gjennomsnittsendring i perioden. Tilbake = antall prøver hvor parameteren avtar i verdi. Fram = antall prøver hvor parameteren øker i verdi. Retn. = + framgang, - tilbakegang.

Wilcoxon Z = Wilcoxon Rank - Z-verdi i en ettutvalgstest som er benyttet til å teste hypotesen om at medianendringen ikke er forskjellig fra 0 mot den tosidige alternative hypotesen. Sign. = testens signifikansnivå (\*\*\*) $p \leq 0,001$ .

H, Al, C, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S og CEC i mmol/kg tørr jord. Zn i  $\mu\text{mol/kg}$  tørr jord. LOI, Tot C og Tot N i %.

I de undersøkte skogområdene synes endringer som skyldes beite, naturlige suksesjoner og klimaendringer å bli viktigere enn kalkingseffekten over tid.

Det øvre humuslaget i jordsmonnet viser betydelige endringer som kan relateres til kalking. pH, basemetning og utbyttingskapasitet har økt, mens utbyttbart aluminium, jern og hydrogen er redusert. Dette kan over tid føre til økning av jordas næringsinnhold, og man kan da forvente en viss vegetasjonsendring mot noe mer gras og urterikdom.

Myrvegetasjonen, særlig regnvannsmyrer viser større skader og kan ha opp til 40% med grå, skadet/død torvmose. Disse skadene skyldes først og fremst nedskylling og ansamling av dolomittkorn som blir liggende i kompakte forsenkninger i myra.

De foreliggende resultater baserer seg på forskning og overvåking over tre år og gjenspeiler trolig straks-effekter av terrengkalking. Vegetasjon kan imidlertid respondere sent på miljøendringer på grunn av treghet i økosystemprosesser. I et mer langsiktig perspektiv kan man ikke se bort fra at effekten på vegetasjon akkumuleres og blir mer synlig.

### Sopp

Det er registrert betydelig, relativ reduksjon i fruktlegemeproduksjon hos mykorrhizasopp etter kalking. Hos mange, følsomme arter (bl.a. innen den store slekten slørsopp) er det registrert en reduksjon på størrelsesorden 90%. Det er antatt at denne reduksjonen er forbigående, og at selve mykorrhiza-mycel-systemet nede i bakken er intakt. Det er funnet helt tilsvarende effekter på mykorrhizasopp i terrengkalkingsprosjektet i Gjerstad.

**Tabell 34.** Jordsmonnsendringer i analyserutene fra referansefeltet Grovbekken fra 1998 før kalking til 2002 tre år etter kalking. Parametere vist i kapittel 8.4.1.

Parameter	Gj. snitt 1998	Gj. snitt 2002	Endring	Tilbake	Fram	Retn.	Wilcoxon Z	Sign.
pH (vann)	4,14	4,12	-0,02	29	19	-	-1,211	0,226
pH (CaCl <sub>2</sub> )	3,40	3,45	0,05	18	30	+	-2,288	*
LOI	79,67	73,64	-6,03	36	14	-	-3,393	***
Tot C	39,23	39,37	0,14	22	28	+	-0,507	0,612
Tot N	1,53	1,50	-0,02	26	24	-	-0,830	0,406
C/N	26,67	26,99	0,31	16	34	+	-1,540	0,124
H	146,51	136,80	-9,70	33	17	-	-2,577	**
Al	25,59	23,53	-2,06	34	16	-	-2,389	*
C	713,44	632,96	-80,48	36	14	-	-3,128	**
Ca	44,03	41,81	-2,22	32	18	-	-1,385	0,166
Fe	1,39	1,64	0,25	16	34	+	-1,839	0,066
K	15,05	12,92	-2,13	31	19	-	-2,795	**
Mg	27,81	24,49	-3,32	32	18	-	-2,746	**
Mn	1,37	1,50	0,13	27	23	+	-0,319	0,750
Na	11,07	5,97	-5,11	45	5	-	-5,908	***
P	2,27	3,09	0,82	7	43	+	-3,881	***
S	5,71	4,30	-1,41	45	5	-	-5,575	***
Zn	652,42	470,80	-181,62	41	9	-	-5,314	***
CEC	319,05	291,28	-27,77	33	17	-	-2,964	**
BS	51,04	48,75	-2,28	30	20	-	-1,911	0,056

Gj. snitt 1998 = parameterens gjennomsnittsverdi i 1998 før kalking. Gj. snitt 2002 = parameterens gjennomsnittsverdi i 2002 tre år etter kalking. Endring = Parameterens gjennomsnittsendring i perioden. Tilbake = antall prøver hvor parameteren avtar i verdi. Fram = antall prøver hvor parameteren øker i verdi. Retn. = + framgang, - tilbakegang. Wilcoxon Z = Wilcoxon Rank - Z-verdi i en ettutvalgstest som er benyttet til å teste hypotesen om at medianendringen ikke er forskjellig fra 0 mot den tosidige alternative hypotesen. Sign. = testens signifikansnivå (\* p≤0,05, \*\* p≤0,01, \*\*\*p≤0,001).

Al, C, CEC, Fe, H, K, Mg, Mn, Na, P, S og N i mmol/kg tørr jord. Zn i µmol/kg tørr jord. BS og LOI i %.

## 8.8 Referanser

Aune, B. 1993. Temperaturnormaler, normalperiode 1961-1990. Det norske meteorologiske institutt, Oslo. Rapp. 02/93: 1-66.

Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A. og Eilertsen, O. 1999. Terrengekalking i Suldal, Rogaland - undersøkelser av vegetasjon og jord før kalking. NINA Oppdragsmelding 599: 1-69.

Brandrud, T.E. 2002. Terrengekalking i Suldal - effekter på sopp. I: Direktoratet for naturforvaltning. Terrengekalkingsprosjektet. Årsrapport 2001. Terrengekalking for å avgifte surt overflatevann. DN Notat.

Brandrud, T.E., Bakkestuen, V., Bendiksen, E., Eilertsen, O. og Aarrestad, P.A. 2003. Terrengekalking i Gjerstad, Aust-Agder. Effekter på skogsvegetasjon og sopp 1994-2000. NINA Oppdragsmelding (in prep.).

Brandrud, T.E., Bakkestuen, V. og Aarrestad, P.A. 2001. Terrengekalking i Suldal, Rogaland - Effekter på vegetasjon og sopp. I: Direktoratet for naturforvaltning. Terrengekalkingsprosjektet. Årsrapport 2000. Terrengekalking for å avgifte surt overflatevann. DN Notat 2001-4, s. 57-76.

Brandrud, T. E. and Timmermann, V. 1998. Ectomycorrhizal fungi in the NITREX site at Gårdsjön, Sweden; below and above-ground responses to experimentally changed nitrogen inputs 1990-1995. For. Ecol. & Manage. 101: 207-214.

- Bremner, J.M. and Mulvaney, C.S. 1982. Nitrogen-total. I: Page, A.L., Miller, R.H. & Keeney, D.E. (red.). *Methods of Soil Analysis Part 2 Agronomy 9*. American Society of Agronomy, Inc., Madison, Wisconsin, USA, s. 595-624.
- Clymo, R.S. 1980. Preliminary survey of the peat-bog Hummel Knowe Moss using various numerical methods. *Vegetatio* 42: 129-148.
- Direktoratet for naturforvaltning 2001. Terrengkalkingsprosjektet. Årsrapport 2000. Terrengkalking for å avgifte surt overflatevann. DN-Notat 2001-4.
- Erland, S. E. och Andersson, S. 1994. Ektomykorrhiza och skogsmarkkalking. I: Staaf, H., Persson, T. Bertils, U. (red.). *Skogsmarkskalking. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets forsøksverksamhet*. Naturvårdsverkets rapp. 4559: 92-100.
- Framstad, E., Bakkestuen, V., Bruteig, I.E., Kålås, J.A., Nygård, T. og Økland, R.H. 2003. Natur i endring. Terrestrisk natrovervåking 1990-2002. NINA Temahefte 24: 1-30.
- Førland, E.J. 1993. Nedbørnormaler, normalperiode 1961-1990. Det norske meteorologiske institutt, Oslo. Rapport 39/93: 1-63.
- Gimingham, C. H. 1972. *Ecology of Heathlands*. Chapman and Hall, London.
- Gimingham, C. H. 1975. *An Introduction to Heathland Ecology*. Oliver and Boyle, Edinburgh.
- Hallbäck, L. och Popović, B. 1985. Markkemiska effekter av skogsmarkskalking. Revision av skogliga kalkningsforsøk. Statens Naturvårdsverk PM 1880. Solna, Sverige.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Cornell Univ., Ithaca, New York.
- Hill, M.O. and Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- Høiland, K. 1994. Virkning av kalking på soppflora (inkludert mikroorganismer). I: Nilsen, P. (red.) *Tiltak mot forsuring av skog – en utredning om effekter på ulike deler av skogsystemet*. Aktuelt fra Skogforsk nr. 4-94: 44-49.
- Jonsson, L., Dahlberg, A. and Brandrud, T. E. 2000. Spatiotemporal distribution of an ectomycorrhizal community in an oligotrophic Swedish *Picea abies* forest subjected to experimental nitrogen addition: above- and below-ground views. *For. Ecol. & Manage.* 132: 143-156.
- Kuyper, T. 1989. Auswirkungen der Walddüngung auf die Mykoflora. *Beitr. Kenntnis Pilze Mitteleuropas* 5: 5-20.
- Nelson, D.W. and Sommers, L.E. 1982. Total Carbon, Organic Carbon and Organic Matter. I: Page, A.L., Miller, R.H. & Keeney, D.E. (red.). *Methods of Soil Analysis Part 2 Agronomy 9*. American Society of Agronomy, Inc., Madison, Wisconsin, USA, s. 539-579.
- Ogner, G., Wickstrøm, T., Remedios, G., Gjelsvik, S., Hensel, G.R., Jacobsen, J.E., Olsen, M., Skretting, E. and Sørli, B. 1999. *The chemical analysis program of the Norwegian Forest Research Institute, 2000*. Norwegian Forest Research Institute, Ås.
- Pedersen, O. 1988. Biological data program/PC. Version 1.01. Brukerveiledning. VegeDataConsult, Oslo.
- Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. og Roberts, D. 1984. Berggrunnskart over Norge. M. 1:1 million. Trondheim, Norges geologiske undersøkelse.
- ter Braak, C.J.F. and Smilauer, P. 1998. *CANOCO Reference Manual and User Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA).
- van der Maarel, E. 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effect on community similarity. *Vegetatio* 39: 97-114.
- Økland, R.H. and Eilertsen, O. 1996. Dynamics of understory vegetation in an old-growth boreal coniferous forest, 1988-1993. *J. Veg. Sci.* 7: 747-762.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. og Eilertsen, O. 2001. Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog. NIJOS rapport 08/2001, s. 1-46.
- Aarrestad, P.A. og Bakkestuen, V. 2001. Terrengkalking i Flekke-Guddal, Sogn og Fjordane – effekter på vegetasjon og jord i 1999, ett år etter kalking. I: Terrengkalkingsprosjektet. Årsrapporter 1998 og 1999. Terrengkalking for å avgifte surt overflatevann. DN-Notat 2001-1.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. og Eilertsen, O. 1999. Terrengkalking i Flekke-Guddal, Sogn og Fjordane - undersøkelse av vegetasjon og jord før kalking. NINA Oppdragsmelding 600: 1-74.
- Aarrestad, P.A. og Wilmann, B. 2002. Miljøovervåking på Tjeldbergodden og Terningvatn. Overvåking av vegetasjon og næringsforhold i 1993/94 og 2001. NINA Oppdragsmelding 742: 1-45.



# 9 Effekten av kalking på skog i Brommelandsfeltet

Av P. Nilsen

Norsk institutt for skogforskning, Høgskolevn. 12, 1432 Ås

## 9.1 Innledning

Formålet med skoglige registreringer i de to nedslagsfeltene til Brommelandsbekken og Stemtjennbekken har vært å skaffe en arealmessig oversikt over skogressursene i områdene og å undersøke om skogens tilvekst og vitalitet er påvirket av terrengkalkingen. Formålet med oppmålingene i Stemtjennbekken har vært å ha et ubehandlet referanseområde som "kontroll" mot det kalkede området.

## 9.2 Oppmålinger og beregninger

Ut fra tilgjengelig takstmateriale i området har vi opplysninger om treslagsfordeling, stående volum og tilvekst i den produktive skogen. For uproduktive områder (impediment) er det anslått et stående volum ut fra vurderinger i felt og med støtte i registreringer fra 20 vegetasjonsfelt.

På de 10 vegetasjonsflatene som er lagt ut (se kap. 8.4.1) i hvert av de to nedslagsfeltene, er det foretatt treregistreringer på et noe større areal rundt disse. På hvert felt ble alle trær nummerert og diameter i brysthøyde på trær med diameter større enn ca. 3 cm ble målt. Trehøyder ble målt på et utvalgt antall trær avhengig av bestandets beskaffenhet. Trærnes "vitalitet" ble registrert på herskende og medherskende trær i bestandet (bare gran og furu) ved en visuell bedømmelse av kronetethet (barmasse i % av fulltett krone) og av farge (skala fra 1 (grønn) til 4 (gul)). Trærnes volum på flatene er beregnet ved hjelp av diameter og høyde. Volumtilveksten i perioden 1998-2001 er beregnet som differansen mellom stående volum på de to tidspunktene.

## 9.3 Resultater

### 9.3.1 Skogressursene

De skogkledde arealene dominerer i Stemtjennbekken, men 50 % av hele arealet er impediment, dvs. meget lavproduktiv skogsmark (Tabell 35). I Brommelandsbekken er det i tillegg til skogområdene i den nederste delen av feltet et betydelig innslag av impediment og snaufjell i høyereliggende deler. Disse områdene er arealmessig dominerende i dette nedslagsfeltet.

I Tabell 36 er det gitt en oversikt over treslagsfordelingen i de to nedslagsfeltene.

Tabell 35. Areal (ha) for ulike markslag i de to nedslagsfeltene i Suldal.

	Brommelandsbekken	Stemtjennbekken
Skog	92	31
Impediment	90	52
Myr	-	8
Snaufjell	178	-
Vann	20	10
<b>Total areal</b>	<b>380</b>	<b>101</b>

**Tabell 36.** Fordelingen på treslag i areal (ha, med prosent i parentes) og stående volum (m<sup>3</sup>) i det produktive skogareal i de to områdene.

	Brommelandsbekken		Stemtjennbekken	
	Areal	Volum	Areal	Volum
Furu	44 (48%)	2768	26 (84%)	1398
Bjørk	38 (41%)	2242	5 (16%)	259
Gran	10 (11%)	1844	-	
Totalt	92 (100%)	6854	31 (100%)	1657

I Stemtjennfeltet er det vesentlig stedegen furu som dominerer skogbildet og med innslag av dunbjørk i fuktige partier. Ellers er bjørka ispedd mer eller mindre i furuskogen. Brommelandsfeltet har, i tillegg til dominansen av bjørk og furu, også et betydelig innslag av granplantinger, vesentlig vanlig gran i de nedre partier av feltet. Bestokningen er ganske lav med et gjennomsnittlig stående volum på mellom 50 og 75 m<sup>3</sup> pr. ha.

### 9.3.2 Vegetasjonsflater

I Tabell 37 er noen sentrale skoglige data for vegetasjonsflatene i de to områdene presentert. Feltene 5, 6 og 19 er virkesrike og tette granplantinger. Ellers må bestokningen betraktes som lav til middels virkesrik. Det ble registrert en del skader på trærne i området (vesentlig feieskader, tørre topper og toppbrekk). Gjennomgående har bestandene en høy kronetetthet og kun få trær avviker fra normal grønnfarge.

**Tabell 37.** Tredata for vegetasjonsfeltene. Stående volum er gitt i m<sup>3</sup> pr. ha, mens tretetthet er gitt i antall pr. ha. Kronetetthet og farge er aritmetisk gjennomsnitt på registrerte trær. Felt 1-10 er i Brommelandsfeltet, mens felt 11-19 er i Stemtjennfeltet.

Felt	Feltareal m <sup>2</sup>	Treslag	Diameter mm	Høyde dm	Stående volum	Treantall	Kronetetthet %	Kronefarge
1	690	Furu/Bjørk	181	134	141	840	79,4	1
2	825	Bjørk/Furu	203	149	117	545	81,4	1,2
3	720	Bjørk	197	166	156	694	80,2	1
4	350	Bjørk	204	170	170	714	77,0	1,7
5	660	Gran	207	193	546	1742	92,6	1
6	525	Gran	255	222	594	1104	92,8	1
7	900	Furu	151	89	71	822	84,0	1
8	900	Furu	114	64	34	889	77,3	1,1
9	900	Furu	121	71	64	1378	82,6	1
10	825	Furu/Bjørk	202	157	216	909	81,1	1
11	900	Furu	148	109	59	611	78,7	1
12	690	Furu	129	80	49	826	73,2	1
13	560	Furu	133	87	60	892	73,2	1
14	600	Gran/Bjørk	135	155	229	2067	87,5	1
15	50	Furu	294	183	233	400	72,5	1
16	144	Svartor/Bjørk	187	155	161	833	80,0	1
17	280	Furu/Svartor	189	186	236	964	69,9	1
18	600	Gråor/Bjørk	133	119	63	783	70,8	1
19	400	Gran/Bjørk	145	161	415	3050	92,3	1
20	525	Bjørk/Furu	141	147	86	800	72,7	1

## Tilvekst og vitalitet

Målt tilvekst i 3-års perioden for de 20 vegetasjonsfeltene i Suldal (Figur 50) er sammenlignet med estimert tilvekst ut fra tilvekstfunksjoner for rene bestand, basert på inngangavariablene volum, bonitet og alder (Blingsmo 1988). Bonitet og alder er fastsatt med støtte i materialet fra taksten av skogen. Det er veid for grunnflateandelen av gran, furu og bjørk i bestandene.

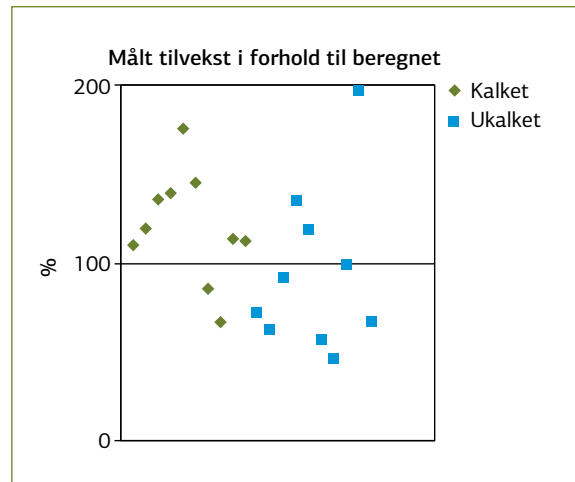
Den gjennomsnittlige kronetettheten forandret seg fra 83 % til 84 % mellom 1999 og 2002 i det kalkede området og fra 76 % til 79 % i kontrollområdet. Gjennomsnittlig farge bedret seg noe i kalket felt (fra 1,10 til 1,00) og gikk noe ned i ukalket felt (fra 1,02 til 1,05).

## 9.4 Diskusjon

Vitalitetsregistreringene tyder ikke på at det har skjedd noen signifikante endringer på grunn av kalkingen. Men på grunn av den korte tiden som er gått siden kalking, er det vanskelig å si noe sikkert om effekten på trærnes tilvekst. Tilveksten i begge felt avviker fra forventet tilvekst, en underestimering i kalket felt og en overestimering i ukalket felt. Variasjonene er store og avvikene er ikke signifikante fra beregnet tilvekst. For å kunne si noe sikkert om tilveksteffekter må man foreta årringanalyser av trærne. Dette bør forventes til en periode på mellom fem og 10 år etter kalking. Vi vet at trærne vanligvis reagerer langsomt på kalking, og at reaksjonene kan være både positive og negative. Ut fra eksisterende kunnskap er det ikke å forvente at noen klare effekter skal være synlige etter så kort tid. Dosene som er benyttet, og den relativt grovfraksjonerte dolomitten som er brukt, skulle heller ikke tilsa noen raske effekter. De langsiktige effektene er imidlertid uavklart under slike forhold som vi har i Suldal, med et maritimt klima og store nedbørmengder.

## 9.5 Referanser

Blingsmo, K.R. 1988. Volumtilvekst. Gran - Furu - Bjerk. Norsk institutt for skogforskning, Ås, Norge. 6 s.



Figur 50. Tilvekst i prosent av forventet tilvekst i seks kalkede og fire ukalkede felt.

# 10 Effekter av terrengkalking på vegetasjon – basert på fellestrekk fra Hovland og Brommeland

Av P. A. Aarrestad<sup>1</sup>, V. Bakkestuen<sup>2</sup> og T. E. Brandrud<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

<sup>2</sup> Norsk institutt for naturforskning, Pb 736 Sentrum, 0105 Oslo.

## 10.1 Innledning

Erfaringene fra terrengkalkingen i Hovlandsdalen og Brommelandsbekken (kap. 5 og 8) var delvis sammenfallende ved at storparten av artene ikke viste signifikante endringer og at vegetasjonstypene generelt virket relativt stabile. Noen vegetasjonstyper viste imidlertid en liten, men markert endring i artssammensetning i begge områdene, og torvmoser, levermoser og et mindre utvalg av karplanter viste tydelige endringer i vekst og skadepåvirkning. Noen resultater var motstridene, f.eks. gikk bregna bjønnekam tilbake i kalkingsfeltet Hovlandsdalen i Flekke-Guddal, mens den viste framgang i kalkingsfeltet Brommelandsbekken i Suldal, og småbregne-/lågurtskoger viste større endringer i kalkingsfeltet i Suldal enn i Flekke-Guddal.

Resultatene fra de to områdene var basert på femti ruteanalyser fra en relativt stor gradient i skogtyper, fra fuktige myrpregede furuskoger, via fattige røsslyng- og blåbærskoger til rikere småbregne- og lågurtstyper. Variasjonen innen naturtypene i hvert område gjør statistiske bearbeiding noe usikker for arter som forekommer i et fåtall av rutene. For å kunne gi et bedre datagrunnlag for statistiske analyser ble vegetasjonsdataene fra Flekke-Guddal og Suldal analysert sammen for endringer over tid, fra før kalking til tre år etter kalking. Analysen er velegnet da begge områder dekker omtrent samme

vegetasjonstyper og artsvariasjon, samtidig som feltmetodikken er tilnærmet lik for begge områder. Gjerstad feltet er ikke tatt med i fellesanalysen, da vegetasjonen her har et mer kontinental preg og feltdesignet er også noe ulikt.

## 10.2 Analysemetodikk

Datamaterialet fra referansefelt og kalkingsfelt i Flekke-Guddal og Suldal fra før kalking og tre år etter kalking ble benyttet i en felles DCA-ordinasjon med testing av endringer for vegetasjonstyper og enkeltarter etter samme metoder som benyttet i kap. 5 og 8. Analyse materialet besto av 100 analyseruter fra Flekke-Guddal og 99 fra Suldal fra hver av de to analyseomgangene, totalt 398 ruter.

Analyserutene ble gruppert i tilnærmet like vegetasjonstypeneenheter basert på en numerisk TWINS-PAN klassifikasjon av analyserutene før kalking (Hill 1979).

## 10.3 Resultater og diskusjon

### 10.3.1 Effekter på enkeltarter

Det økte datagrunnlaget ved fellesanalysen førte til at flere arter viste signifikante endringer enn ved analysene av delområdene hver for seg. Av ca 240 arter viste hele 54 arter signifikante endringer i mengdemål fra før kalking til tre år etter kalking basert på både frekvens og prosent dekning av arter (Tabell 38 og Tabell 39). De kvantitative endringene innen hver analyseruter er imidlertid i de fleste tilfellene små.

Svært mange arter går fram i referansefeltene, noe som gjenspeiler en naturlig vegetasjonsutvikling som både kan skyldes naturlige suksesjoner, endringer i kulturpåvirkning og effekter av endret klima. Særlig gjelder dette mosene etasjemose, flette-moser, kystkransmose, ribbesigd og kystbinnemose (*Hylocomium splendens*, *Hypnum* spp., *Rhytidiadelphus loreus*, *Dicranum scoparium*, *Polytrichastrum formosum*), grasene engkvein, blåtopp og smyle (*Agrostis capillaris*, *Molinia caerulea*, *Deschampsia flexuosa*), samt bregna fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*) og urtene gaukesyre og tepperot (*Oxalis acetosella*, *Potentilla erecta*). Det er altså en generell utvikling mot økt mosedekke og økt grasdekke i referansefeltene. Noen arter viser den samme framgangen også i kalkingsfeltene, men flertallet av artene som går fram i referansefeltene, viser mindre framgang

eller ingen signifikant endring i kalkingsfeltene, for eksempel røsslyng (*Calluna vulgaris*) (Tabell 38 og Tabell 39). Faktisk viser enkelte arter som går fram i referansefeltene en tilbakegang i kalkingsfeltene, slike som mosene storstylte, kystjammemose, tva-retorvmose og kystbinnemose (*Bazzania trilobata*, *Plagiothecium undulatum*, *Sphagnum russowii*, *Polytrichum formosum*), graset smyle og urtene maiblom og skogstjerne (*Deschampsia fleusosa*, *Maianthemum bifolium*, *Trientalis europaea*).

Blokkebær (*Vaccinium uliginosum*) går signifikant tilbake i kalkingsfeltene, både i frekvens og prosent dekningsdatasettene. Andre arter som blir negativt påvirket av kalkingen (viser tilbakegang i kalkingsfeltet men er stabil i referansefeltet) er grå reinlav,

flere levermoser og den mer mattedannende mosen blanksigd (*Cladonia rangiferina*, *Hepaticae*, *Dicranum majus*). Nedgang i levermoser skyldes at artene har svært tynne bladplater eller talus, og således lettere utsettes for sviskader enn tykkere og mer robuste bladmoser.

Et fåtall arter profiterer på kalkingen med økt vekst, slike som gulaks, hårfrytle, slåttestarr, duskull, flekk-marihånd (*Anthoxanthum odoratum*, *Luzula pilosa*, *Carex nigra* ssp. *nigra*, *Eriophorum angustifolium* ssp. *angustifolium*, *Dactylorhiza maculata*) og mosene heigråmose og grasrose (*Racomitrium lanuginosum*, *Straminergon stramineum*). De fleste øker trolig pga. økt næringstilgang i øvre jordsmonn (kap. 5.5.2 og kap. 8).

**Tabell 38.** Endringer i frekvens av arter i kalkingsfelt og referansefelt i Flekke-Guddal og Suldal fra før kalking til tre år etter kalking. Arter som forekommer i minst 5 analyseruter i totalmaterialet og som viser statistisk signifikant endring er vist.

Arter	Kalkingsfelt						Referansefelt					
	Tot.	Tilb.	Fram.	Z	Sign.	Retn.	Tot.	Tilb.	Fram.	Z	Sign.	Retn.
<i>Agrostis capillaris</i>	25	4	14	-1,998	*	+	27	2	19	-2,740	**	+
<i>Dicranum polysetum</i>	11	1	8	-2,446	**	+	13	2	9	-2,427	*	+
<i>Hylocomium splendens</i>	76	13	34	-3,724	***	+	80	1	42	-5,132	***	+
<i>Oxalis acetosella</i>	31	6	16	-2,355	*	+	16	1	13	-1,954	*	+
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	64	17	32	-2,058	*	+	61	9	42	-5,023	***	+
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	11	3	8	-1,971	*	+						
<i>Carex nigra</i> ssp. <i>nigra</i>	7	1	6	-2,047	*	+						
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	7	0	5	-2,060	*	+						
<i>Eriophorum angustifolium</i>	10	2	8	-2,456	**	+						
<i>Eriophorum vaginatum</i>	10	0	6	-2,214	*	+						
<i>Luzula pilosa</i>	28	5	19	-1,893	*	+						
<i>Racomitrium lanuginosum</i>	13	2	7	-1,976	*	+						
<i>Straminergon stramineum</i>	6	0	5	-2,032	*	+						
<i>Thuidium tamariscinum</i>	27	5	13	-2,582	**	+						
<i>Bazzania trilobata</i>	9	7	1	-2,313	*	-	19	4	11	-2,142	*	+
<i>Maianthemum bifolium</i>	20	15	3	-3,225	***	-	15	1	10	-2,183	*	+
<i>Sphagnum russowii</i>	14	10	1	-2,542	**	-	9	1	5	-2,207	*	+
<i>Trientalis europaea</i>	54	34	15	-3,387	***	-	52	18	27	-2,301	*	+
<i>Vaccinium uliginosum</i>	24	11	3	-2,263	*	-	21	2	9	-2,230	*	+

Tabell 38. Forts.

Arter	Kalkingsfelt						Referansefelt					
	Tot.	Tilb.	Fram.	Z	Sign.	Retn.	Tot.	Tilb.	Fram.	Z	Sign.	Retn.
<i>Cladonia rangiferina</i>	17	12	3	-2,488	**	-						
<i>Lophozia</i> spp.	8	6	0	-2,251	*	-						
<i>Anemone nemorosa</i>							27	3	21	-3,283	***	+
<i>Barbilophozia barbata</i>							19	5	13	-2,206	*	+
<i>Barbilophozia floerkei</i>							10	1	6	-1,983	*	+
<i>Calyptogeia muelleriana</i>							16	3	12	-2,771	**	+
<i>Carex pauciflora</i>							6	0	6	-2,226	*	+
<i>Chiloscyphus coadunatus</i>							11	2	9	-2,195	*	+
<i>Cladipodiella fluitans</i>							5	0	5	-2,032	*	+
<i>Cladonia gracilis</i>							10	1	6	-1,980	*	+
<i>Deschampsia flexuosa</i>							64	4	25	-3,244	***	+
<i>Dicranum scoparium</i>							40	5	27	-3,854	***	+
<i>Drosera rotundifolia</i>							9	1	8	-2,501	**	+
<i>Empetrum nigrum</i>							11	1	8	-2,144	*	+
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>							23	4	12	-2,283	*	+
<i>Hypnum</i> spp.							62	6	39	-5,148	***	+
<i>Lophozia obtusa</i>							10	0	7	-2,530	**	+
<i>Luzula sylvatica</i>							8	0	5	-2,060	*	+
<i>Molinia caerulea</i>							29	1	16	-3,277	***	+
<i>Plagiothecium undulatum</i>							53	11	29	-3,003	**	+
<i>Polytrichastrum formosum</i>							33	5	24	-3,428	***	+
<i>Potentilla erecta</i>							49	9	31	-2,410	*	+
<i>Ptilium crista-castrensis</i>							51	8	22	-2,423	*	+
<i>Sphagnum quinquefarium</i>							23	4	14	-2,978	**	+

Tot. = antall analyseruter (1x1m) der arten forekommer. Tilb. = antall analyseruter der arten går tilbake. Fram = antall analyseruter der arten går fram. Z = Wilcox Rank - Z-verdi (Rank-verdien) i en ettutvalgstest som er benyttet til å teste hypotesen om at medianendringen ikke er forskjellig fra 0 mot den tosidige alternative hypotesen. Sign. = testens signifikansnivå (\* p≤0,05, \*\* p≤0,01, \*\*\* p≤0,001 ). Retn. = + framgang, - tilbakegang.



**Tabell 39.** Endringer i prosent dekning av arter i kalkingsfelt og referansefelt i Flekke-Guddal og Suldal fra før kalking til tre år etter kalking. Arter som forekommer i minst 5 analyseruter i totalmaterialet og som viser statistisk signifikant endring er vist. Unntak er *Bazzania trilobata* og *Linnaea borealis*).

Arter	Kalkingsfelt						Referansefelt					
	Tot.	Tilb.	Fram.	Z	Sign.	Retn.	Tot.	Tilb.	Fram.	Z	Sign.	Retn.
<i>Anemone nemorosa</i>	27	2	12	-2,393	*	+	27	2	14	-2,800	**	+
<i>Agrostis capillaris</i>	25	4	16	-2,512	**	+	27	3	18	-2,381	*	+
<i>Eriophorum vaginatum</i>	10	1	8	-2,196	*	+	7	0	5	-2,121	*	+
<i>Linnaea borealis</i>	17	1	6	-1,897	0,058	+	17	0	7	-2,530	**	+
<i>Melampyrum pratense</i>	25	4	12	-2,134	*	+	34	5	19	-2,858	**	+
<i>Oxalis acetosella</i>	31	5	18	-2,089	*	+	16	0	7	-2,384	*	+
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	64	11	33	-2,696	**	+	61	10	26	-2,028	*	+
<i>Vaccinium myrtillus</i>	80	29	33	-2,414	*	+	83	19	51	-4,739	***	+
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	11	1	7	-2,124	*	+						
<i>Dactylorhiza maculata</i>	4	0	4	-2,000	*	+						
<i>Dicranum polysetum</i>	11	1	7	-2,111	*	+						
<i>Eriophorum angustifolium</i>	10	0	5	-2,041	*	+						
<i>Luzula pilosa</i>	28	2	15	-3,130	**	+						
<i>Racomitrium lanuginosum</i>	13	2	8	-2,308	*	+						
<i>Trichophorum cespitosum</i>	18	3	11	-2,430	*	+						
<i>Deschampsia flexuosa</i>	67	24	18	-2,009	*	-	64	5	24	-3,131	**	+
<i>Bazzania trilobata</i>	8	6	1	-1,897	0,058	-						
<i>Cladonia rangiferina</i>	17	11	2	-2,721	**	-						
<i>Dicranum majus</i>	58	23	8	-3,188	***	-						
<i>Lophozia spp.</i>	8	5	0	-2,236	*	-						
<i>Lophozia ventricosa</i>	11	6	0	-2,449	**	-						
<i>Plagiothecium undulatum</i>	51	23	5	-3,590	***	-						
<i>Polytrichastrum formosum</i>	39	13	6	-1,998	*	-						
<i>Polytrichum commune</i>	33	10	2	-2,267	*	-						
<i>Sphagnum russowii</i>	14	9	0	-2,680	**	-						
<i>Vaccinium uliginosum</i>	24	15	5	-2,363	*	-						
<i>Calluna vulgaris</i>							42	11	25	-2,155	*	+
<i>Calypogeia muelleriana</i>							16	1	7	-2,121	*	+
<i>Carex panicea</i>							10	0	5	-2,060	*	+
<i>Dicranum scoparium</i>							39	3	12	-2,446	**	+
<i>Hylocomium splendens</i>							80	7	50	-5,075	***	+
<i>Luzula sylvatica</i>							8	0	6	-2,333	*	+
<i>Maianthemum bifolium</i>							15	0	4	-2,000	**	+
<i>Molinia caerulea</i>							29	3	15	-3,136	**	+
<i>Rhytidiadelphus squarrosu</i>							13	0	7	-2,371	*	+
<i>Potentilla erecta</i>							49	5	29	-4,278	***	+
<i>Viola palustre</i>							8	0	8	-2,552	**	+

Tot. = antall analyseruter (1x1m) der arten forekommer. Tilb. = antall analyseruter der arten går tilbake. Fram = antall analyseruter der arten går fram. Z = Wilcox Rank - Z-verdi (Rank-verdien) i en ettutvalgstest som er benyttet til å teste hypotesen om at medianendringen ikke er forskjellig fra 0 mot den tosidige alternative hypotesen. Sign. = testens signifikansnivå (\* p≤0,05, \*\* p≤0,01, \*\*\* p≤0,001 ). Retn. = + framgang, - tilbakegang.

### 10.3.2 Endringer i vegetasjonstyper

TWINSpan klassifikasjonen av totalmaterialet fra Flekke-Guddal og Suldak viste at analyserutene kunne samles innen fem ulike vegetasjonstyper:

1. Fuktig, fattig røsslyng-blokkebær furuskogstype bestående av bakkemyrspreget feltsjiktvegetasjon (torvmoser, rome, blåtopp og halvgras) i hellende terreng.
2. Vekslende tørr/fuktig fattig røsslyng-blokkebær furuskog på koller (torvmoser, furumose, tytebær og lav)
3. Fattig blåbærfuruskog
4. Eldre granplantefelter (monokulturer av moser med noe gras og urter)
5. Middels rik småbregne- /lågurtbjørkeskog med innslag av storbregner (fugletelg, geittelg, smørtelg, engkvein, gaukesyre og kvitveis)

DCA ordinasjonen (Figur 51 og Figur 52, Tabell 40) viser en sammenfallende gradient langs første akse for vegetasjonstypene fra de to delområdene, fra fuktig røsslyng-blokkebærskog med myrpreget vegetasjon via fattig vekslende tørr/fuktig røsslyng-blokkebærskog, blåbærskog og granplantefelt til middels rik småbregne- /lågurtskog.

#### Fuktig røsslyng-blokkebærfuruskog

De fuktige røsslyng-blokkebærfuruskogene viser en signifikant endring i kalkingsfeltene mot lavere verdier på første og andre DCA akse (Tabell 41, Figur 51 og Figur 52). Her skjer det en økning av graminidene duskull, torvull, bjønnskjegg og slåttestarr (*Eriophorum angustifolium* ssp. *angustifolium*, *E. vaginatum*, *Trichophorum cespitosum*, *Carex nigra* ssp. *nigra*) og urter som tepperot og flekkmarihånd (*Potentilla erecta*, *Dactylorhiza maculata*), samt grasrose (*Straminegon stramineum*) (Tabell 38 og Tabell 39). Dette kan være et tegn på økt næringstilgang i vegetasjonstypen. I tillegg går levermoser og enkelte torvmoser noe tilbake. Referansefeltene viser imidlertid mye av de samme trendene med forflytninger mot lavere akseverdier, men signifikansnivået er lavere.

#### Vekslende tørr/fuktig røsslyng-blokkebærfuruskog og blåbærfuruskog

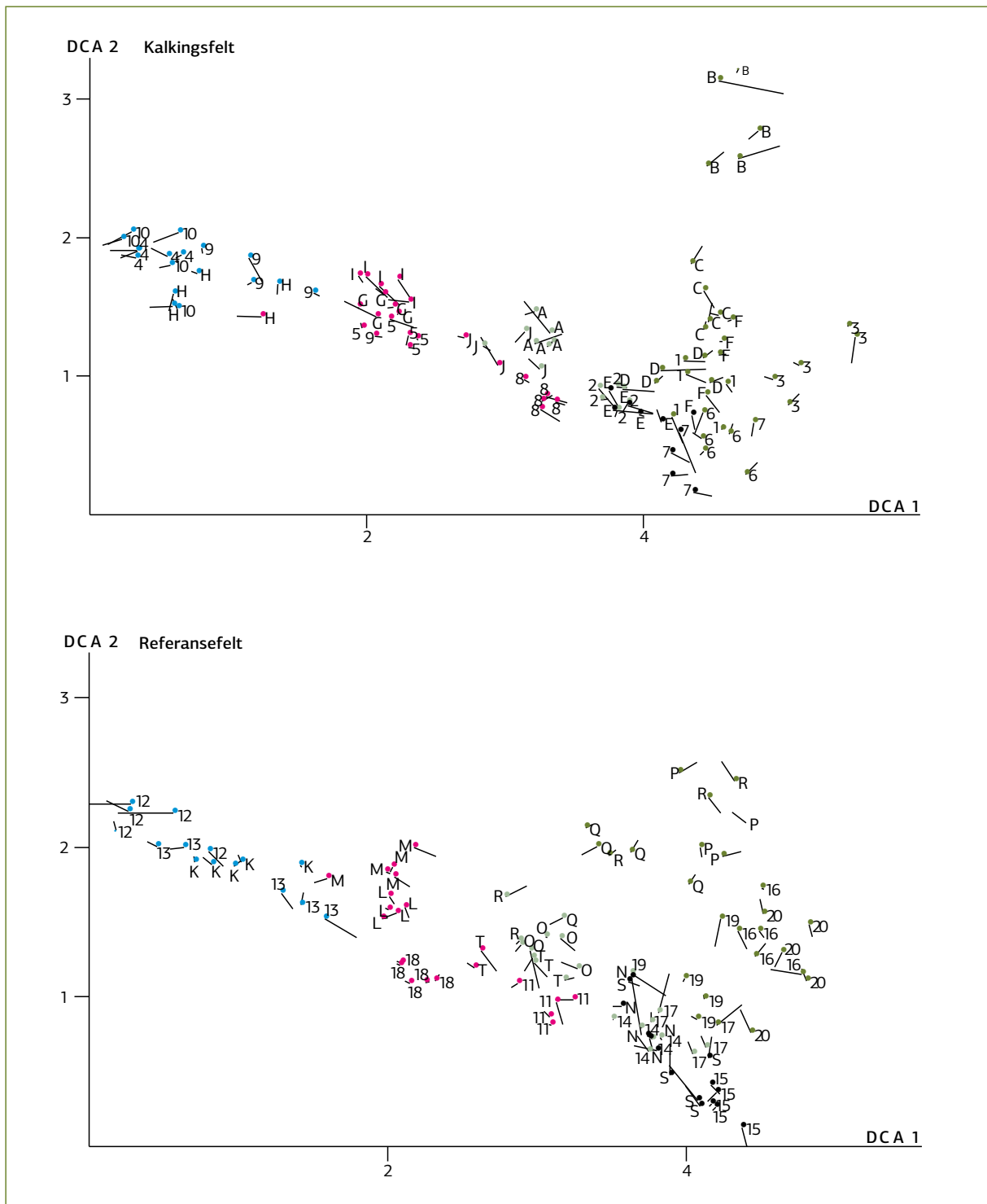
Det ser ikke ut til at de vekslende tørr/fuktig røsslyng-blokkebærfuruskogene på koller og blåbærfuruskogene blir nevneverdig påvirket av terrengkalkingen, da disse ikke viser signifikant rettede forflytninger på DCA aksene (Tabell 42 og Tabell 43).

#### Eldre granplantefelt

De eldre granplantefeltene viser også en signifikant vegetasjonsendring i kalkingsfeltene (Tabell 44) mot høyere verdier på første DCA akse, noe som kan indikere en endring mot svakt rikere artsutforminger, men trolig skyldes det mer en tilbakegang av artene maiblom, skogstjerne og levermoser (*Maianthemum bifolium*, *Trientalis europaea*, *Hepaticae*), samt framgang av graset smyle (*Deschampsia flexuosa*).

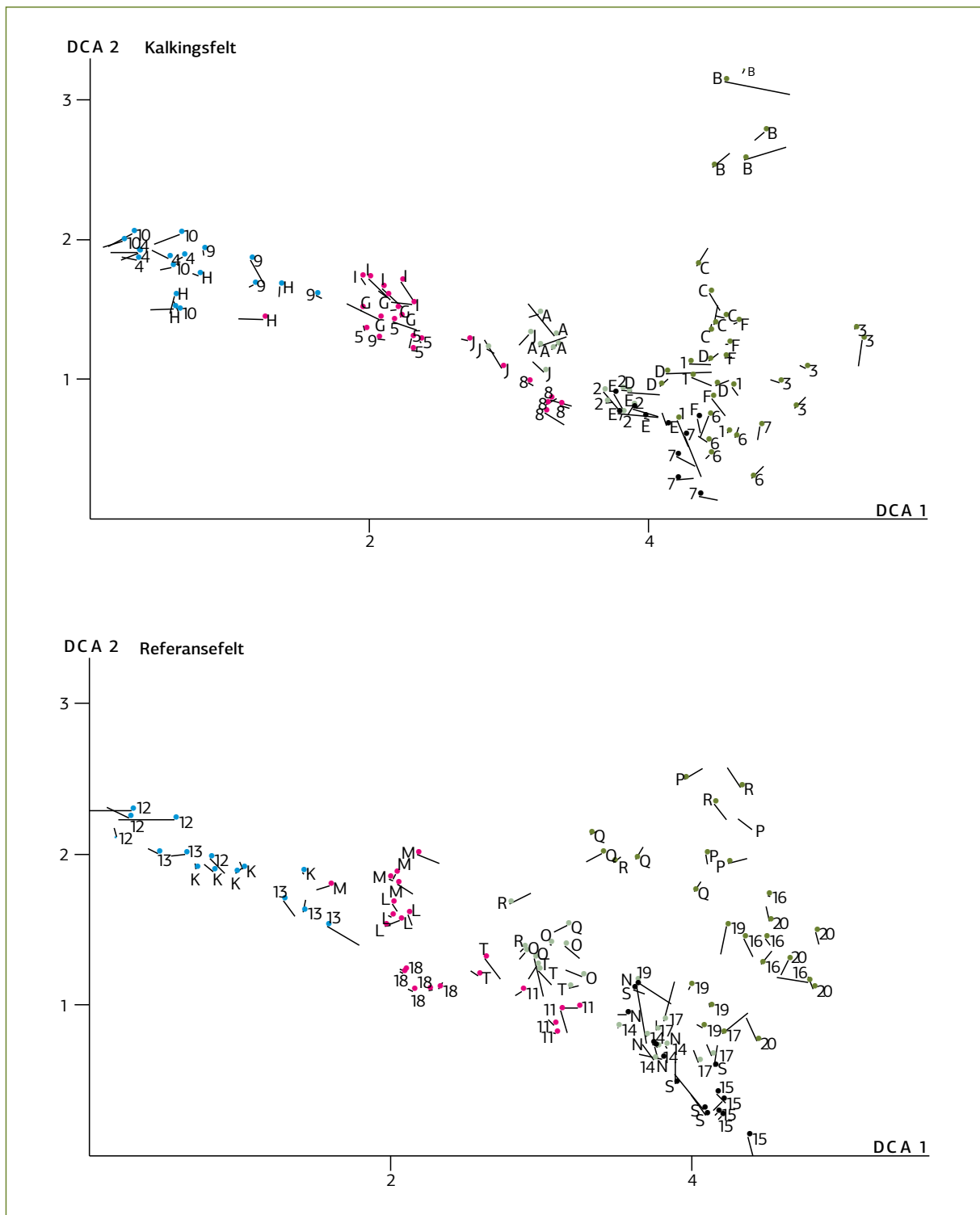
#### Bregne- /lågurtbjørkeskog

I de rikere småbregne- /lågurttypene skjer det signifikante endringer både i referansefelt og kalkingsfelt. Prosentdatasettet viser en felles endring av kalkingsfelt og referansefelt mot lavere verdier på DCA akse 1, mens frekvensdatasettet viser at kalkingsfelt og referansefelt endrer seg motsatt vei. De ulike resultatene kan tyde på at de observerte endringene ikke skyldes terrengkalking, men er trolig mer et resultat av klima- og beiterelaterte problemstillinger og analysemetodiske svakheter (se diskusjoner under kap. 5).



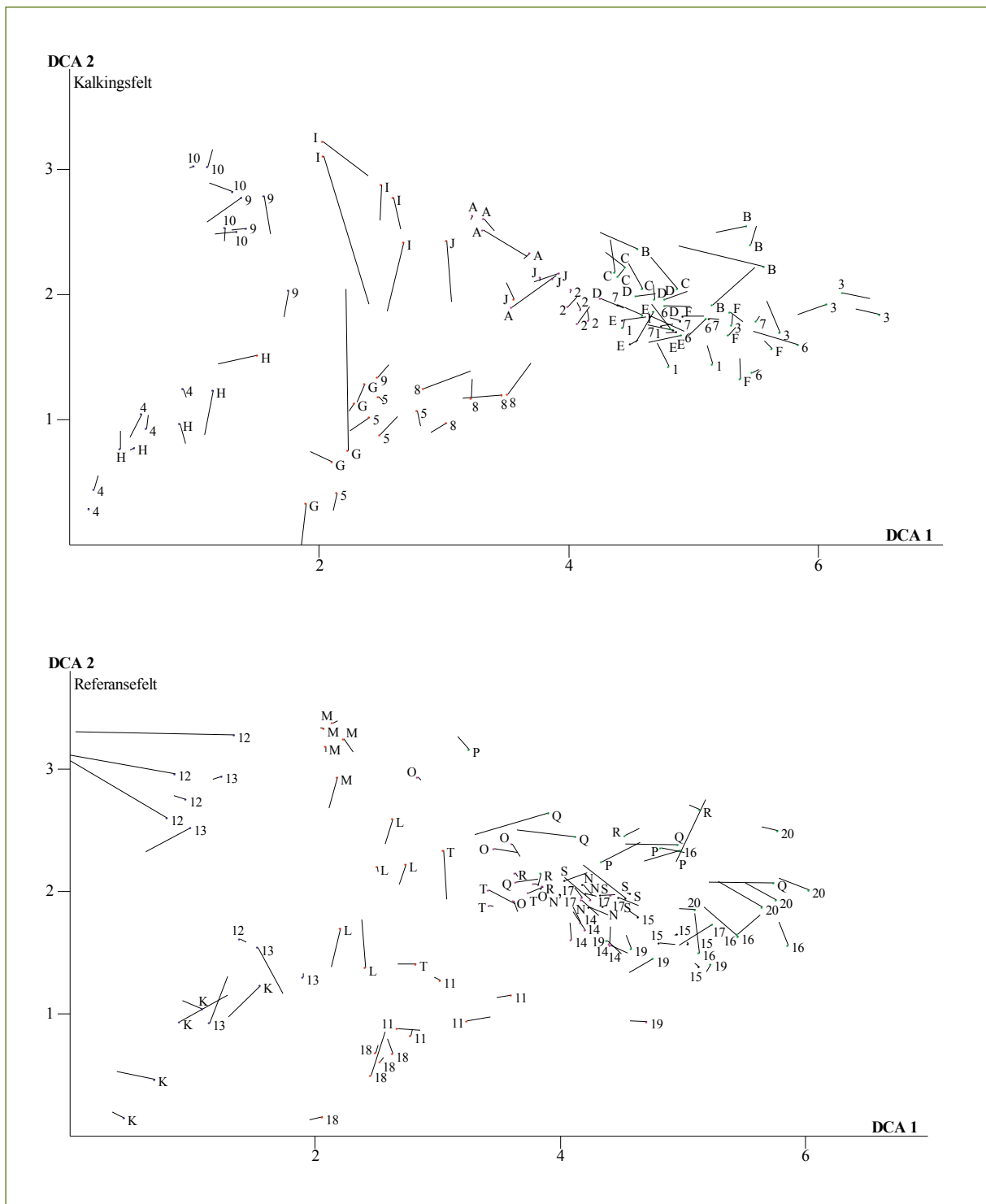
**Figur 51.** Vegetasjonsendringer i kalkingsfelter og referansefelter fra Flekke-Guddal og Suldal fra før kalking til tre år etter kalking, vist som forflytninger av analyserutenes posisjoner langs DCA akse 1 og DCA akse 2 fra en felles ordinasjon av frekvensdatasettene.

Analyserutas posisjon før kalking vist med en prikk, strek viser forflytning av rutes posisjon tre år etter kalking. Analyseruter fra samme analyseflate er gitt benevnelsen til analyseflata. Analyseruter fra flater i Flekke-Guddal vist med tall, fra Suldal med bokstaver. Blått er fuktig røsslyng-blokkebærfuruskog, rosa er vekslende tørr/fuktig røsslyng blokkebærfuruskog, lysgrønt er blåbærfuruskog, sort er eldre granplantefelter, grønt er bregne- /lågurt bjørkeskog.



**Figur 51.** Vegetasjonsendringer i kalkingsfelter og referansefelter fra Flekke-Guddal og Suldal fra før kalking til tre år etter kalking, vist som forflytninger av analyserutenes posisjoner langs DCA akse 1 og DCA akse 2 fra en felles ordinasjon av frekvensdatasettene.

Analyserutas posisjon før kalking vist med en prikk, strek viser forflytning av rutes posisjon tre år etter kalking. Analyseruter fra samme analyseflate er gitt benevnelsen til analyseflata. Analyseruter fra flater i Flekke-Guddal vist med tall, fra Suldal med bokstaver. Blått er fuktig røsslyng-blokkebærfuruskog, rosa er vekslende tørr/fuktig røsslyng blokkebærfuruskog, lysgrønt er blåbærfuruskog, sort er eldre granplantefelter, grønt er bregne- /lågurt bjørkeskog.



**Figur 52.** Vegetasjonsendringer i kalkingsfelter og referansefelter fra Flekke-Guddal og Suldal fra før kalking til tre år etter kalking, vist som forflytninger av analyserutenes posisjoner langs DCA akse 1 og DCA akse 2 fra en felles ordinasjon av prosentdatasettet.

Analyserutas posisjon før kalking vist med en prikk, strek viser forflytning av rutes posisjon tre år etter kalking. Analyseruter fra samme analyseflate er gitt benevnelsen til analyseflata. Analyseruter fra flater i Flekke-Guddal vist med tall, fra Suldal med bokstaver. Blått er fuktig røsslyng-blokkebærfuruskog, rødt er vekslende tørr/fuktig røsslyng blokkebærfuruskog, lysgrønt er blåbærfuruskog, sort er eldre granplantefelter, grønt er bregne- /lågurt bjørkeskog.

**Tabell 40.** DCA ordinasjon av 398 analyseruter fra Flekke-Guddal og Suldal fra før kalking og tre år etter kalking basert på frekvens og prosent dekning av arter. Egenskaper ved ordinasjonsaksene.

DCA-akse	DCA 1	DCA 2	DCA 3	DCA 4
Frekvensdata				
Egenverdi	0,693	0,238	0,221	0,156
SD	5,528	3,225	2,629	2,486
Var	10,4	3,6	3,3	2,3
Cum var	10,4	14,0	17,3	19,6
% dekningsdata				
Egenverdi	0,764	0,427	0,388	0,314
SD	6,495	3,389	3,263	3,247
Var	6,9	3,9	3,5	2,9
Cum var	6,9	10,8	14,3	17,2

**SD** = gradientlengde målt i SD-enheter, **Var** = egenverdi/total inertia, dvs. aksens andel av forklart variasjon (%), **Cum var** = aksenes kumulative andel av forklart variasjon (%).

**Tabell 41.** Wilcoxon signifikanstest av forflytninger til analyseruter fra fuktig røsslyng- blokkebærfuruskog i Flekke-Guddal og Suldal langs DCA aksene i ordinasjonen av totalmaterialet. Endringer fra før kalking til tre år etter kalking.

DCA-akse	DCA 1	DCA 2	DCA 3	DCA 4
<b>Frekvensdata</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake	15	14	12	7
Fram	3	4	6	11
Z	-2,896	-2,025	-1,459	-1,111
p	0,004	0,043	0,145	0,267
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake	9	5	5	7
Fram	6	10	10	8
Z	-0,909	-0,625	-2,045	-0,227
p	0,363	0,532	0,041	0,820
<b>Prosent dekning</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake	12	12	13	9
Fram	6	6	5	8
Z	-1,633	-1,677	-2,94	-1,396
p	0,102	0,094	0,003	0,163
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake	11	5	10	10
Fram	4	10	5	5
Z	-1,817	-1,250	-0,795	-2,215
p	0,069	0,211	0,427	0,027

**Tilbake** = antall ruter med nedgang i akseverdi fra før til etter kalking. **Fram** = antall ruter med økning i akseverdi fra før til etter kalking, **Z** = Wilcoxon z-verdi for ettutvalgstest, **p** = signifikanssannsynlighet.



Tabell 42. Wilcoxon signifikanstest for forflytninger til analyseruter fra vekslende tørr/fuktig røsslyng-blokkebærfuruskog i Flekke-Guddal og Suldal langs DCA aksene i ordinasjonen av totalmaterialet. Endringer fra før kalking til tre år etter kalking. Tabellforklaringer som i Tabell 41.

DCA akse	DCA 1	DCA 2	DCA 3	DCA 4
<b>Frekvensdata</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake	10	15	6	15
Fram	14	9	18	9
Z	-0,800	-1,171	-1,714	-1,286
p	0,424	0,241	0,086	0,199
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake	12	11	11	13
Fram	10	11	11	9
Z	-0,065	-1,445	-0,146	,0958
p	0,948	0,149	0,884	0,338
<b>Prosent dekning</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake	13	16	16	11
Fram	11	8	8	13
Z	-0,171	-1,343	-1,743	-0,429
p	0,864	0,179	0,081	0,668
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake	11	12	14	14
Fram	11	10	8	8
Z	-0,698	-0,503	-0,828	-1,445
p	0,485	0,615	0,408	0,149

**Tabell 43.** Wilcoxon signifikanstest for forflytninger av analyseruter fra blåbærfuruskog i Flekke-Guddal og Suldal langs DCA aksene i ordinasjonen av totalmaterialet. Endringer fra før kalking til tre år etter kalking. Tabellforklaringer som i Tabell 41.

DCA akse	DCA 1	DCA 2	DCA 3	DCA 4
<b>Frekvensdata</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake	7	8	8	3
Fram	7	6	6	11
Z	-0,596	-0,471	-0,031	-1,915
p	0,551	0,638	0,975	0,056
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake	10	10	16	17
Fram	11	11	5	4
Z	-0,539	-0,052	-1,721	-2,138
p	0,590	0,958	0,085	0,033
<b>Prosent dekning</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake	8	8	8	5
Fram	6	6	6	9
Z	-0,785	-0,031	-0,031	-1,852
p	0,433	0,975	0,975	0,064
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake	7	12	12	13
Fram	14	9	9	8
Z	-1,303	-0,330	-0,122	-1,477
p	0,192	0,741	0,903	0,140

**Tabell 44.** Wilcoxon signifikanstest for forflytninger av analyseruter fra eldre granplantefelter i Flekke-Guddal og Suldal langs DCA aksene i ordinasjonen av totalmaterialet. Endringer fra før kalking til tre år etter kalking. Tabellforklaringer som i Tabell 41.

DCA akse	DCA 1	DCA 2	DCA 3	DCA 4
<b>Frekvensdata</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake	1	8	7	5
Fram	9	2	7	5
Z	-2,599	-1,988	-0,866	-0,255
p	0,009	0,047	0,386	0,799
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake	7	9	9	7
Fram	8	6	6	8
Z	-0,511	-0,170	-0,057	-0,094
p	0,609	0,865	0,955	0,925
<b>Prosent dekning</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake	3	4	4	5
Fram	7	6	6	5
Z	-0,764	-0,764	-0,357	-0,255
p	0,445	0,445	0,721	0,799
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake	7	7	11	7
Fram	8	8	4	8
Z	-1,193	-0,114	-1,761	-1,136
p	0,233	0,910	0,078	0,256

**Tabell 45.** Wilcoxon signifikanstest for forflytninger av analyseruter fra bregne- /lågurtbjørkeskoger i Flekke-Guddal og Suldal langs DCA aksene i ordinasjonen av totalmaterialet. Endringer fra før kalking til tre år etter kalking. Tabellforklaringer som i Tabell 41.

DCA akse	DCA 1	DCA 2	DCA 3	DCA 4
<b>Frekvensdata</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake	12	15	27	17
Fram	22	19	7	17
Z	-2,607	-0,094	-2,966	-0,641
p	0,009	0,925	0,003	0,521
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake	12	10	7	21
Fram	14	16	19	5
Z	-0,495	-0,876	-2,552	-2,933
p	0,620	0,381	0,011	0,003
<b>Prosent dekning</b>				
<b>Kalkingsfelt</b>				
Tilbake	21	8	23	11
Fram	13	26	11	23
Z	-1,906	-3,257	-1,137	-1,872
p	0,057	0,001	0,256	0,061
<b>Referansefelt</b>				
Tilbake	19	7	17	4
Fram	6	18	8	21
Z	-2,301	-2,085	-1,682	-3,431
p	0,021	0,037	0,093	0,001

## 10.4 Konklusjon

Ved å stille sammen materialet fra Flekke-Guddal og Suldal er det kommet fram en del fellestrekk om effekter av terrengkalking på vegetasjon.

Hovedkonklusjonen er at storparten av artene (ca. 75%) ikke blir synlig påvirket av terrengkalkingen. Kalkingen virker imidlertid veksthemmende på mange arter de første tre år etter kalking. Dette gjelder både karplanter og kryptogamer. Spesielt påtakelig er redusert vekst eller nullvekst på moser som generelt går fram i Sør-Norge pga. endret klima. Et fåtall arter (hovedsakelig gras og graslignende vekster) profiterer på kalkingen.

Terrengkalkingen fører ikke til større endringer i vegetasjonens artssammensetning, men det skjer små, tydelige, rettede endringer i fuktige, bakke-myrspregede røssløyng-blokkbærfuruskoger og til dels i eldre granplantefelt. Bærlyngdominerte skoger og småbregne- /lågurtskoger blir mindre påvirket av kalking enn fuktige vegetasjonstyper. Analysen av det totale materialet er i samsvar med de fleste resultatene fra delområdene og styrker således konklusjonene fra disse feltene.

## 10.5 Referanser

Hill, M.O. 1979. TWINSpan - a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of individuals and attributes. Cornell University, Ithaca, New York.

# 11 Effekter på vannkjemi etter terrengkalking i Fugleliåsen

Av A. Hindar<sup>1</sup> og Thorjorn Larssen<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Norsk institutt for vannforskning  
- Sørlandsavdelingen, Televeien 3, 4879 Grimstad

<sup>2</sup> Norsk institutt for vannforskning,  
Brekkeveien 19, 0411 Oslo

Rolf Høgberget har hatt ansvar for etablering av måledam, samt måling og tilrettelegging av data fra vannføringsstasjonene. Liv Bente Skancke har tilrettelagt og bearbeidet vannkjemiske data, mens Mette C. Lie har hatt ansvar for innhenting og tilrettelegging av data for nedbør. Grunneier Olav Fjærbu har samlet inn og oversendt vannprøver.

## 11.1 Bakgrunn

Erfaringene med terrengkalking som vannforbedringstiltak på Tjønstrond i Telemark (kalket 1983) var gode (Traaen m.fl. 1997), og denne teknikken skulle utprøves videre i et skogsterreng i forbindelse med forskningsprosjektet Miljøtiltak i skog (Nilsen 1998). Også resultatene fra myrkalking på Røyne-landsvatn i Grimstad (kalket 1990; Hindar m.fl. 1996) viste at potensialet for god vannkvalitet gjennom hele året var stor ved terrengkalking. På tross av relativt dårlig effekt ved skogkalking i Sverige, ble det antatt at med den topografi, det tynne jordsmonnet og de nedbørforhold som karakteriserer det forsuredede området i Agder, så ville en likevel kunne påregne en biologisk relevant effekt på vannkvaliteten.

Et område ved Fugleliåsen ble kalket i 1994, mens feltet Spjøtåsen har vært referanseområde. Opprinnelig ble det tatt prøver for vannkjemisk analyse på fire stasjoner, hvorav tre stasjoner i tiltaksfeltet (Figur 53). To av disse ble etterhvert tatt ut av måleprogrammet (Tabell 46) og rapporteres ikke her.

Dette kapittelet er i hovedsak basert på allerede publisert materiale (Hindar m.fl. 1995; Hindar m.fl. 1999; Hindar m.fl. 2003), men det fullstendige vannkjemiske datasettet fra dette forsøket publiseres for første gang. Enkelte justeringer er derfor gjort.

## 11.2 Områdebeskrivelse og kalking

Det kalkede Gjerstadfeltet er 84 ha og ligger i Gjerstad kommune i Aust-Agder, se Tabell 46 og Figur 53. Forsøksområdet ligger sør for den såkalte Porsgrunn-Kristiansandbreksjen og har derfor noe mer motstandsdyktig berggrunn mot forsuring enn områdene lenger nord. Feltet er en blandingsskog av hovedsakelig norsk gran. Mellom 12 og 19 % av skogen er lauvskog (Hindar m.fl. 2003). Skogen er en blanding av gammel, hogstmoden skog og yngre bestander.

Jordsmonnet er sur podsoljord med mye organisk materiale i fuktigere områder, typisk for granskogsområder på næringsfattig gneis-granittisk berggrunn i Sør-Norge (Tabell 47; Hindar m.fl. 2003). C/N-forholdet både i det organiske, øvre jordlaget og i mineraljorda var lavere enn 20, kanskje pga langvarig nitrogennedfall og akkumulasjon av nitrogen i jorda.

Feltet ble kalket med totalt 240 tonn grovdolomitt, som tilsvarer 2,9 tonn/ha, fra helikopter i september 1994. To små tjern (ca. 1 da) ble ikke kalket. Dosen er anbefalt for skogkalking i Sverige (Nihlgård m.fl. 1996) og var den samme som ble brukt ved kalking av Tjønstrondfeltet, men kalkkvaliteten var grovdolomitt og ikke finmalt kalksteinsmel. Kornfordelingen i grovdolomitten var som følger: 10 % > 1,7 mm; 90 % > 0,18 mm. Ca, Mg og vanninnholdet var hhv. 23, 12 og 1 % etter vekt.

Tabell 46. Data for Gjerstadfeltene.

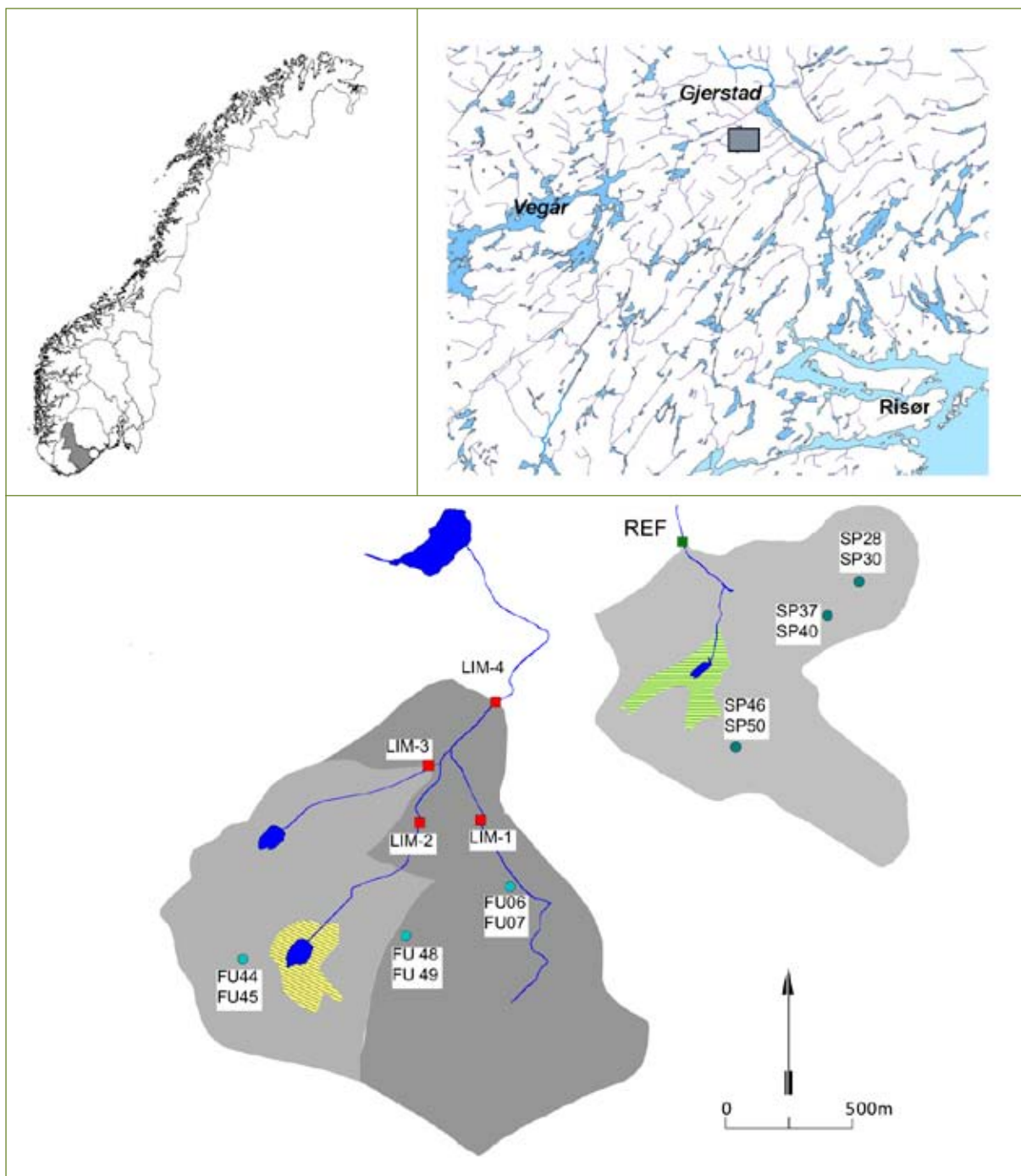
Spesifikk avrenning	27 L/s*km <sup>2</sup>
Middelnedbør	1290 mm (DNMI-stasjon 35200 Gjerstad)
Middelvannføring i kalket felt (0,84 km <sup>2</sup> )	0,023 m <sup>3</sup> /s

Kode	Navn	Areal, km <sup>2</sup>	Status for prøvetaking	Kartblad	UTM ØV NS
LIM-4	Gjerstad, hele tiltaksfeltet	0,84	Mai-93 -->	1612 I	5001 65244
REF	Gjerstad, referanse	0,40	Mai-93 -->	1612 I	5005 65248
LIM-1	Gjerstad, delfelt-tiltak	0,4	Mai-93 --> des-96	1612 I	5001 65241
LIM-2	Gjerstad, delfelt-tiltak	0,2	Mai-93 --> okt-95	1612 I	4999 65241
LIM-3	Gjerstad, delfelt-tiltak	0,15	Mai-93 --> okt-95	1612 I	4999 65243

Tabell 47. Jordkjemidata fra Gjerstad (fra Hindar m.fl. 2003).

Parameter	Enhet	organisk jord			mineraljord		
		n	middel	S.D.	n	middel	S.D.
pH (H <sub>2</sub> O)		12	4,19	0,52	24	4,47	0,38
tetthet	g g <sup>-1</sup>	12	0,37	0,14	29	0,61	0,24
tørvekt	%	12	91,6	3,0	29	95,3	4,0
glødetap	%	12	68,7	24,9	29	27,5	25,5
Kjeldal-N	mmol kg <sup>-1</sup>	12	1246	458	29	569	546
beregnet C/N	g g <sup>-1</sup>	12	19,8	5,1	29	18,2	3,5

utbyttbare ioner							
CEC	meq kg <sup>-1</sup>	12	285,5	108,1	29	106	85
BS	%	12	49,9	16,1	29	26,0	14,2
Al	mmol kg <sup>-1</sup>	12	27,5	21,8	29	21,9	11,8
Ca	mmol kg <sup>-1</sup>	12	53,1	34,9	29	12,6	21,7
K	mmol kg <sup>-1</sup>	12	14,9	6,4	29	4,0	3,5
Mg	mmol kg <sup>-1</sup>	12	13,4	7,9	29	2,8	3,8
Na	mmol kg <sup>-1</sup>	12	5,9	3,4	29	0,8	0,7
SO <sub>4</sub>	mmol kg <sup>-1</sup>	12	4,4	1,4	29	1,6	1,3



**Figur 53.** Kalket (LIM) og ukalket (REF) felt i Gjerstad. Det ble tatt volumveide prøver hver 14. dag. Det ble registrert vannstand kontinuerlig ved LIM-4 og REF. Ved FU- og SP-stasjonene ble det tidligere foretatt målinger av jordvann. Her er det også gjennomført vegetasjonsøkologiske undersøkelser.



## 11.3 Nedbør og hydrologi

Forsøksperioden inneholdt både svært tørre og svært våte år. Mens normal nedbørmengde på Gjerstad målestasjon er 1290 mm for perioden 1961-1990 (Figur 54), varierte årsnedbøren mellom 1107 og 2067 mm i perioden 1994-2002. Både 1996 og 1997 var tørre, med årsnedbør tilsvarende 86 og 88 % av det normale. Til sammenlikning var det mer nedbør enn normalt i alle årene 1998-2001, med 2000 som det mest ekstreme (160 % av det normale). I oktober og november dette året kom det 968 mm, mens 311 mm er det normale. Sommeren 1995, den første etter kalking, var ekstremt tørr, nærmest uten avrenning i juli og august (61 mm nedbør, mens det normale er 233 mm), fulgt av kraftig regn og høy avrenning midt i september.

Avrenningsdata fra målestasjoner i både referansefelt og tiltaksfelt er koplet sammen med vannkjemidata fra bekkene for å beregne transport av Ca og Mg etter kalking.

## 11.4 Vannkjemi

Vannprøver i kalket felt og referansefelt er tatt på samme dag. Ved å trekke måledata for referansefeltet fra samtidige måledata fra kalket felt får vi fram forskjell i vannkjemi før og etter kalking og endring i vannkjemi som vi mener kan tilskrives kalking. Metoden gjør at sesongvariasjoner blir sterkt dempet.

Forskjeller mellom kalket og ukalket felt ble analysert vha ANOVA eller den ikke-parametriske Kruskal-Wallis testen med differansene som basis. Forskjeller etter kalking ble også analysert vha RIA (Random Intervention Analyses; Carpenter m.fl. 1989). RIA sammenlikner forskjeller i konsentrasjon mellom parvise, kronologisk oppsatte prøver fra begge felt med 1000 tilfeldig oppsatte differanser.

Alle signifikante endringer har vi i utgangspunktet valgt å tilskrive kalkingstiltaket. For enkelte variable, f.eks. ANC, har det medført at selv svært små endringer i tiltaksfeltet kan vise seg å være signifikante endringer pga kalking, eller at selv betydelige endringer etter kalking ikke er signifikante. Aktiv bruk av data fra referansefeltet gjør oss derfor bedre i stand til å tolke ulike typer endringer i tiltaksfeltet.

Trendanalyser for perioden etter kalking er også basert på differanser mellom parallelle målinger. Vi har brukt enkle regresjonsanalyser framfor mer

avanserte metoder fordi sesongvariasjonene er sterkt dempet i disse datasettene.

### 11.4.1 Kalkeeffekter og trender

Vannkjemiske data før og etter kalking er oppsummert i Tabell 48. Mens pH og basekationer (Ca, Mg, Na, K) var svært like i begge felt før kalking, hadde referansefeltet mer løst organisk stoff og dermed klart mindre løst, uorganisk aluminium (LAI) enn kalkingsfeltet. ANC var noe høyere i referansefeltet.

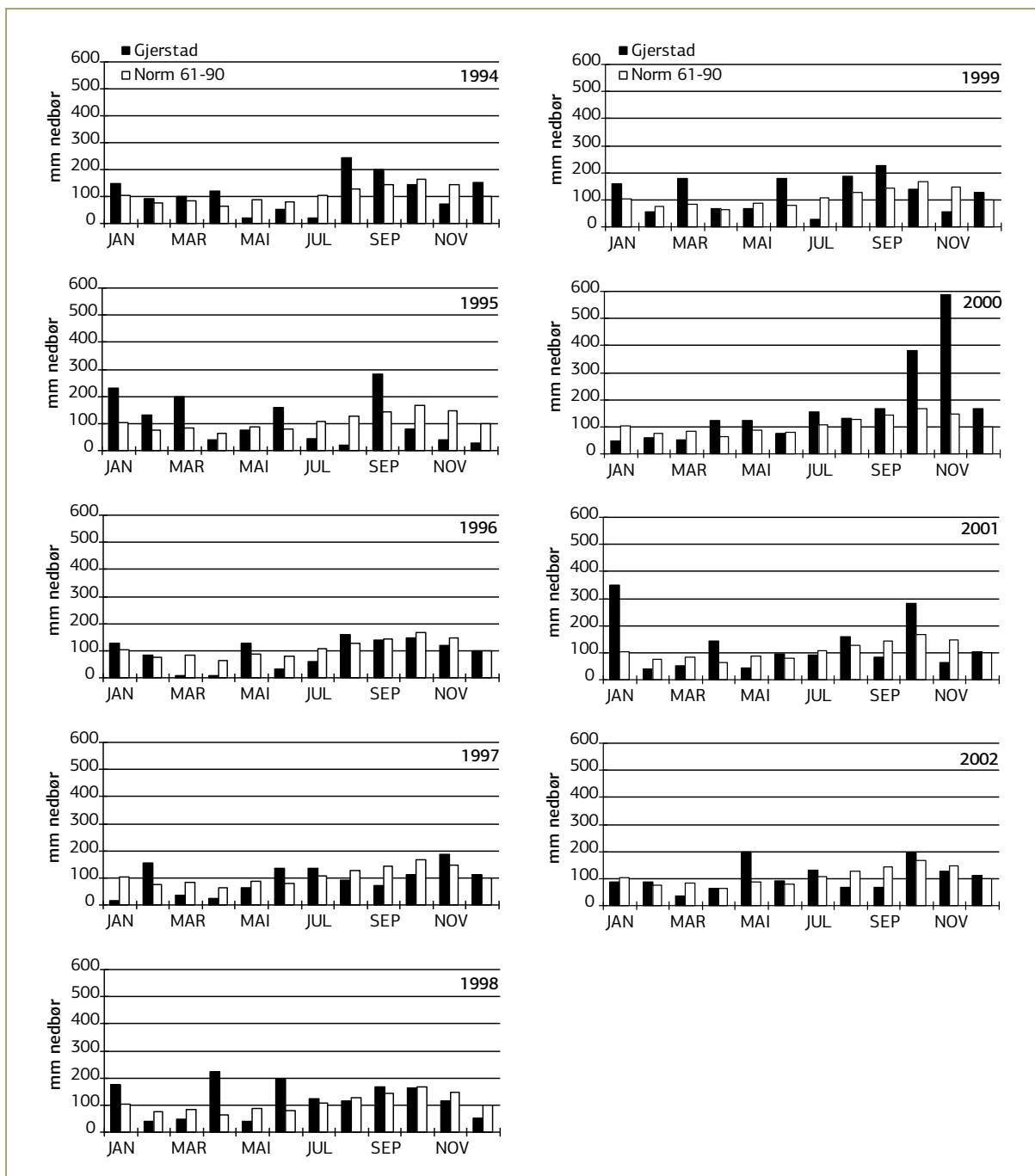
Figur 55 - Figur 57 og Tabell 48 viser at det i forsøksperioden var en klar reduksjon i konsentrasjonen av sulfat i referansefeltet. I september 1995 ble det registrert en forholdsvis klar topp i sulfat. Det skyldes at det forut for prøvetakingen i september dette året var svært tørt og at det første vannet som ble skylt ut etter tørken var ionerikt, blant annet på sulfat. Sulfid i myrene og andre fuktige områder i feltet er oksidert til sulfat gjennom sommeren etterhvert som grunnvannstanden er redusert og oksygen er kommet til.

Stor variasjon i konsentrasjon i den forholdsvis korte perioden før kalking gjør at det som i figuren ser ut til å være en klar reduksjon i Ca ikke er en signifikant endring (Tabell 48). pH og ANC er et resultat av de totale endringene i andre variable. For pH var det en signifiaknt økning i referansefeltet, men ikke for ANC (Tabell 48).

Konsentrasjonen av reaktivt Al (RAI) i referansefeltet var lavere, men ikke signifikant forskjellig etter tidspunktet for kalking, men forskjellen var på grensen til å være signifikant ( $p=0,053$ ). For labilt Al var det ingen signifikant endring.

Vannkvaliteten (pH og labilt Al) etter kalking endret seg raskt og har holdt seg nærmest uforandret i årene etter (Figur 56, Figur 57 og Figur 59). pH etter kalking har i middel vært nær 5,9, en forskjell på omlag en pH-enhet i forhold til nivået før kalking. Men noe av denne forskjellen kan tilskrives en signifikant ( $p<0,01$ ) økning i pH også i referansefeltet (Tabell 48).

Både Ca og Mg økte signifikant etter kalking (Tabell 48). Konsentrasjonsforskjellene i Ca og Mg og forskjellen i pH mellom bekkene i kalket og ukalket bekk var deretter tilsynelatende uforandret (Figur 56 og Figur 59). Basert på lineær regresjon ble det imidlertid funnet en signifikant ( $p<0,01$ ) økning i Ca-diff etter kalking. Økningen var på ca. 0,01 mg L<sup>-1</sup> per år. Tar vi utgangspunkt i perioden etter den



Figur 54. Nedbør på DNMI-stasjon 35200 Gjerstad i perioden 1994-2002 (kilde DNMI 1994-2002).

1. juli 1995 i stedet for hele kalkingsperioden, var det en signifikant ( $p < 0,05$ ) økning også i Mg-diff. Økningen er omlag som for Ca, ca.  $0,01 \text{ mg L}^{-1}$  per år. Dette kan bety at kalkopløsningen og adsorpsjon av disse basekationene i jorda er en forholdsvis langsom prosess, som mer enn kompenserer for tapet i avrenningen og som gir håp om lang varighet av kalkingeffekten, se også avsnittet om modellering av den framtidige utviklingen.

Både reaktivt og labilt Al ble redusert på grunn av kalking (Figur 57, Tabell 48), men det er også en signifikant økning i både RAL-diff og LAL-diff etter kalking. Det vil si at forskjellen mellom kalkingsfelt og referansefelt avtatt med tiden. Siden den generelle reduksjonen i forsurening og en forventet reduksjon i LAL holdes utenfor i denne analysen, vil en økning i LAL-diff si at kalkingeffekten på LAL avtar med tiden. Avtaket er ca.  $1,5 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$  per år, så selv om kalkingen

**Tabell 48.** Middelkonsentrasjoner for vannkjemiske variable i kalket (LIM-4) og ukalket (REF) felt før og etter kalking. En eller to stjerner betyr signifikant endring i middel eller median verdi ved hhv.  $p < 0,05$  og  $p < 0,01$  pga kalking (basert på differanser; notert i kolonnen for LIM-4) eller etter kalking ved REF (notert i kolonnen for REF). (n=17-19 før kalking og 89-91 etter kalking).

	enhet	LIM-4		REF	
		før kalking	etter kalking	før kalking	“etter” kalking
H+	$\mu\text{eq L}^{-1}$	16	1,5**	17	11**
pH		4,84	5,89**	4,80	5,02**
Ca	$\text{mg L}^{-1}$	1,14	1,39**	1,26	1,14
Mg	$\text{mg L}^{-1}$	0,37	0,78**	0,36	0,35
Na	$\text{mg L}^{-1}$	1,81	1,59	1,81	1,62
K	$\text{mg L}^{-1}$	0,21	0,19*	0,17	0,18
NH <sub>4</sub> -N	$\mu\text{g L}^{-1}$	23	32	20	44
SO <sub>4</sub>	$\text{mg L}^{-1}$	4,43	3,39	4,26	3,14**
Cl	$\text{mg L}^{-1}$	2,23	2,35	2,17	2,35
NO <sub>3</sub> -N	$\mu\text{g L}^{-1}$	70	81	50	48
ANC	$\mu\text{eq L}^{-1}$	11	64**	24	25
RAI	$\mu\text{g L}^{-1}$	248	160**	191	161 (p=0,053)
ILAI	$\mu\text{g L}^{-1}$	175	150	157	133
LAI	$\mu\text{g L}^{-1}$	72	11**	34	28
Org N	$\mu\text{g L}^{-1}$	223	232	261	256
Tot N	$\mu\text{g L}^{-1}$	314	345	328	348
Tot P	$\mu\text{g L}^{-1}$	4,8	4,9	4,5	6,8
TOC	$\text{mg L}^{-1}$	7,1	7,9*	8,5	8,5

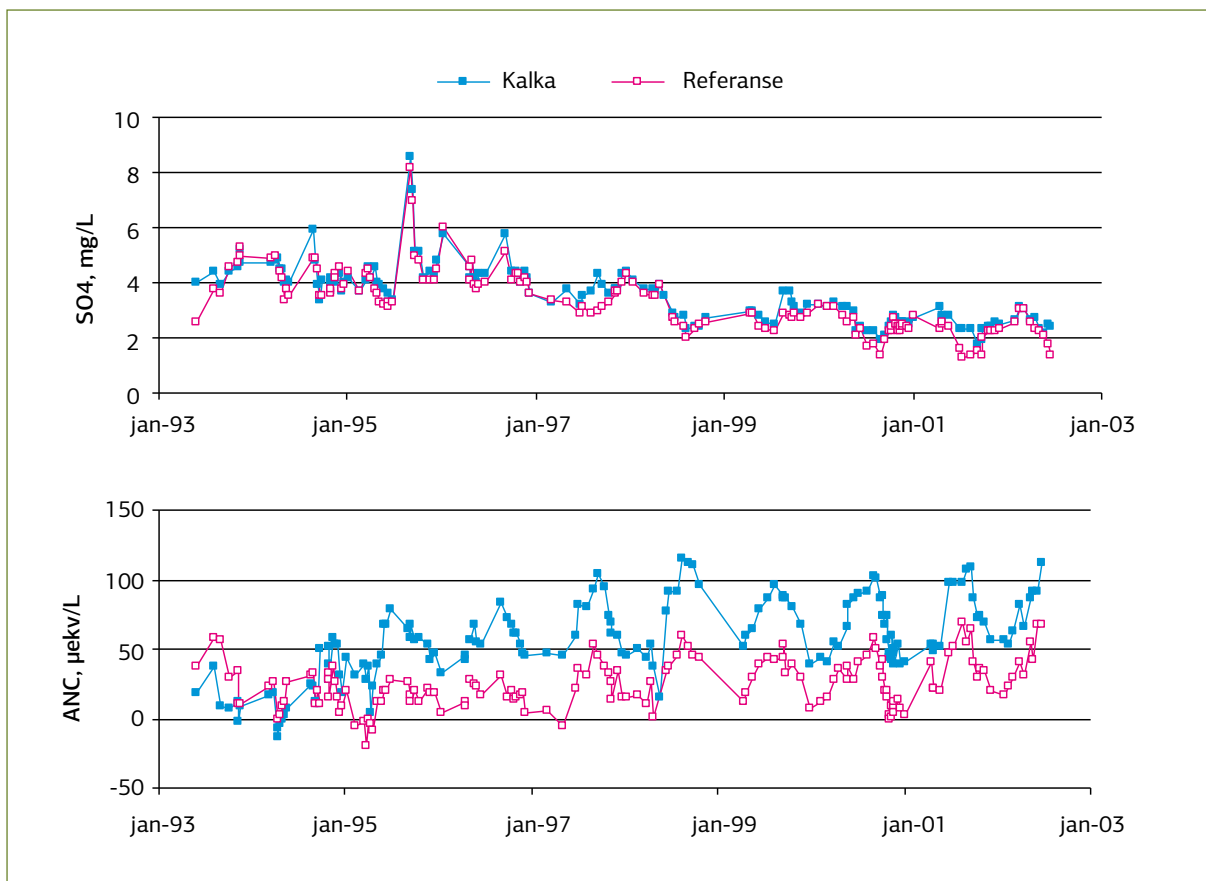
også har hatt en markert effekt på aluminium er forskjellen mellom de to bekkene nå mindre.

TOC-konsentrasjonen viser den samme årsvariasjonen som tidligere (Figur 57), men det er funnet en signifikant forskjell i TOC på grunn av kalking (Tabell 48) og en signifikant ( $p < 0,01$ ) lineær økning i TOC-diff etter kalking.

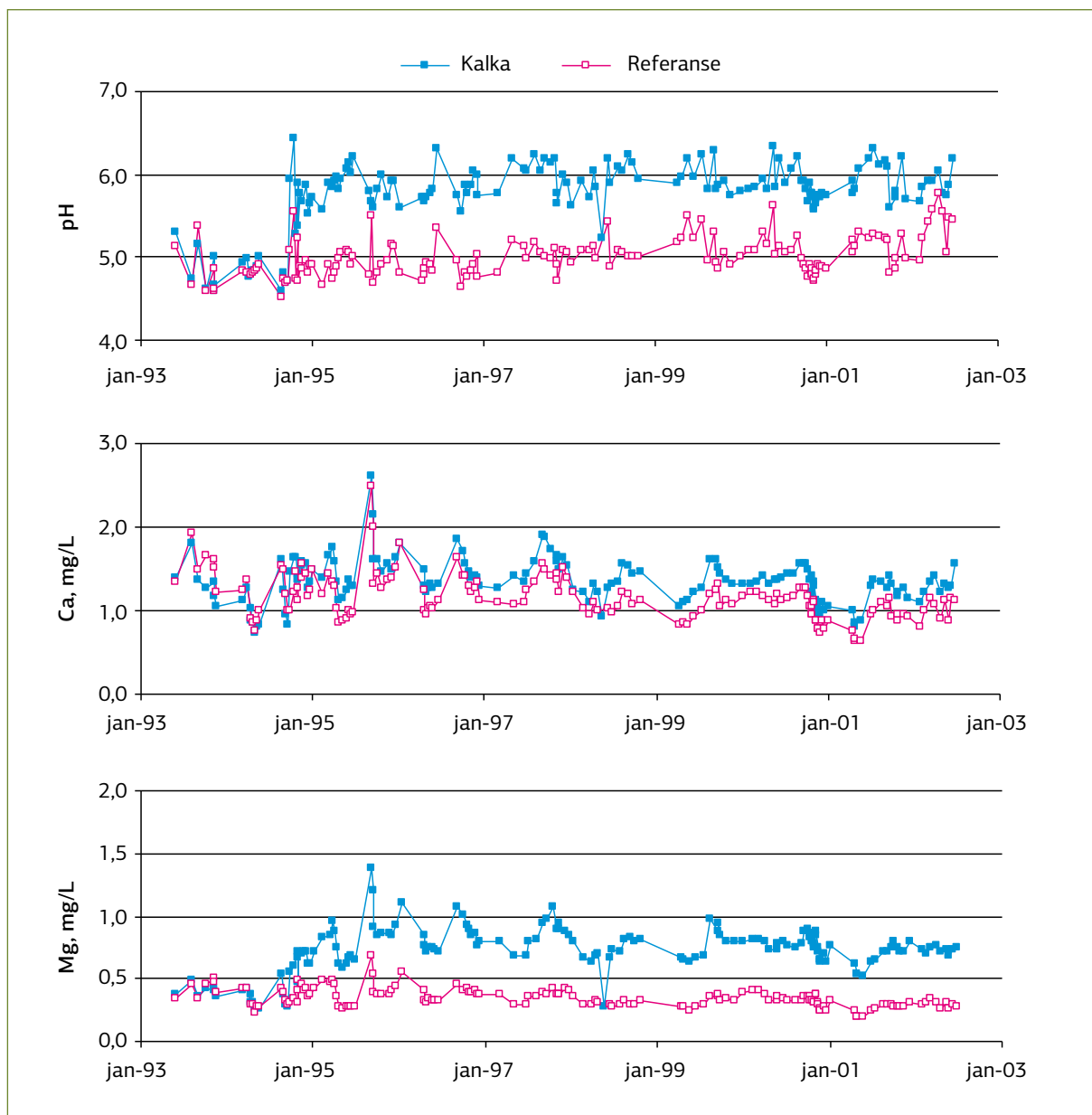
Konsentrasjonen av nitrat økte hver vinter i begge felt (Figur 58 og Figur 59), mer i kalket felt enn i ukalket felt, men mediankonsentrasjonen ble ikke signifikant endret pga kalking. Det er vist både ved ANOVA og RIA. Sesongvariasjonen var stor, data-innsamlingsperioden før kalking var kort og selv om noe variasjon ble eliminert ved bruk av konsentrasjonsdifferanser, kan dette ha maskert endringer introdusert av kalking.

Ammonium, organisk N, tot N, tot P og C/N (organisk)-forholdet i bekkevannet viste ingen endringer på grunn av kalking eller trender forårsaket av kalking.

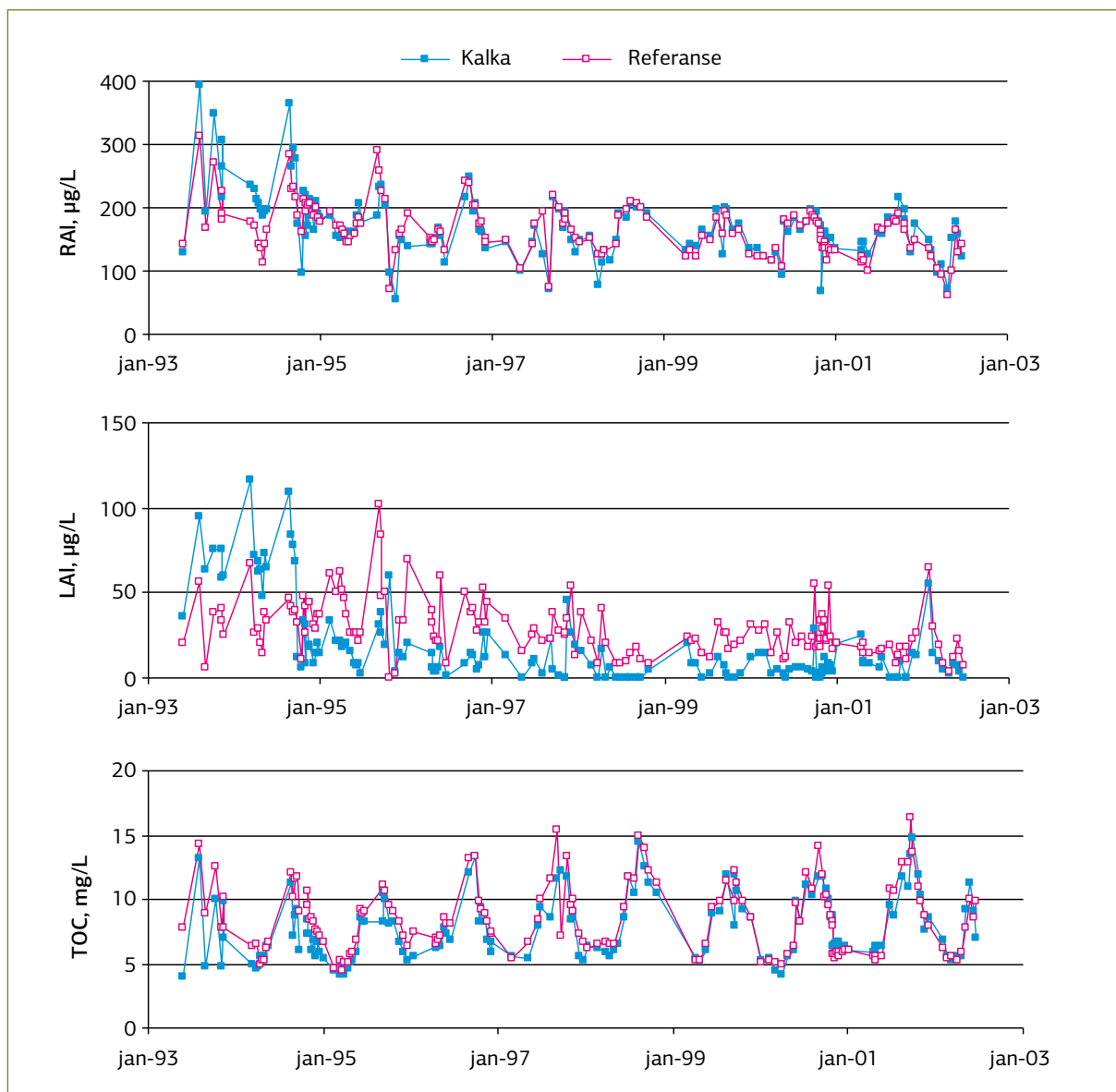
Kalium ble signifikant ( $p < 0,05$ ) redusert som følge av kalking (Tabell 48). Det kan synes noe underlig fordi vi ville forvente at Ca og Mg ville kunne ionebytte med dette kationet i jorda og dermed gi økt konsentrasjon og ikke redusert konsentrasjon i bekkevannet. Forklaringen kan kanskje ligge i økt tilgjengelighet av kalium for vegetasjon etter kalking.



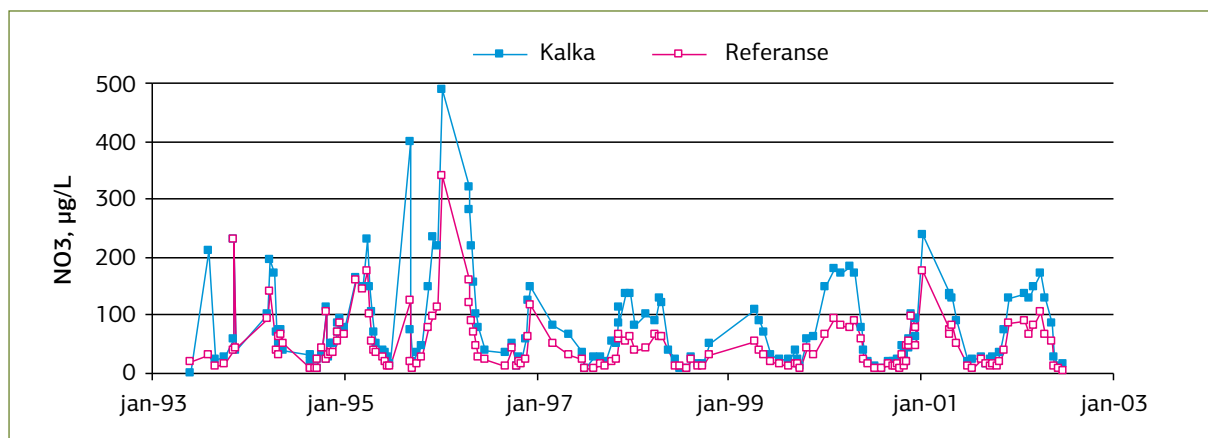
Figur 55. SO<sub>2</sub> og ANC i kalka bekk og referansebekk i perioden 1993-2002. Kalkingen foregikk i september 1994.



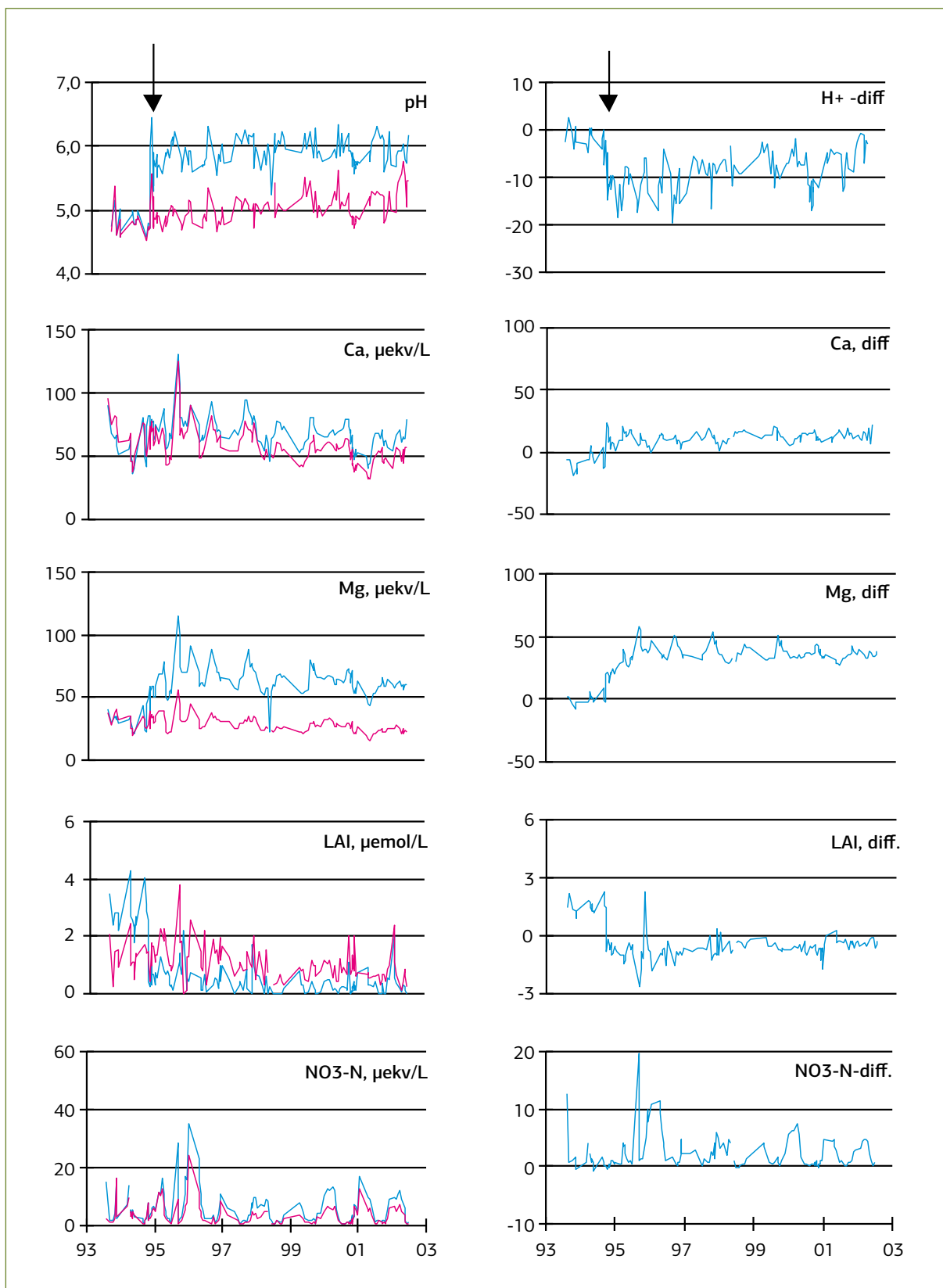
**Figur 56.** Utvikling av pH, kalsium og magnesium i kalka bekk og referansebekk i perioden 1993-2002. Kalkingen foregikk i september 1994.



Figur 57. Aluminiumsfraksjoner (reaktivt og labilt) og total organisk karbon i kalka bekk og referansebekk i perioden 1993-2002. Kalkingen foregikk i september 1994.



Figur 58. Konsentrasjon av nitrat i tiltaks- og referansefelt i perioden 1993-2002. Kalkingen foregikk i september 1994.



**Figur 59.** Tidsutvikling for en del variable før og etter terrengkalking i Gjerstad. Differansene mellom kalket og referanse viser endringer som eventuelt kan tilskrives kalking.



Resultatene og dataanalysene viser at den stabile vannkvaliteten etter kalking sannsynligvis fortsetter mange år, men at det er en svak tendens til redusert kalkingseffekt (reduksjon i Mg-differansen mellom de to bekkene). Samtidig er det reduksjon i SO<sub>4</sub>-konsentrasjon og en klar tendens også til en generell reduksjon i basekationer som et resultat av redusert syretrykk. pH og ANC i bekkevannet i kalket felt stabiliseres som resultat av disse samtidig virkende forholdene, og selv ved en redusert kalkvirkning i framtida, kan pH og ANC fortsatt være relativt stabile og på et så høyt nivå at forsurningsfølsomme organismer kan beskyttes. Dette er analysert nærmere ved hjelp av modellberegninger i et seinere avsnitt.

### 11.4.2 Tungmetaller etter kalking

Metaller i bekkevannet ble kun målt etter kalking. Det begrenser selvsagt verdien av målingene, men både referansefeltet og evt. trender i forskjeller kan brukes for å tolke slike data. Data er gitt i **Tabell 49**. Ingen av de 10 metallene var høyere i kalket felt enn i ukalket felt etter kalking. Derimot var kadmium, kobolt, jern, mangan, nikkel, bly og sink (Cd, Co, Fe, Mn, Ni, Pb og Zn) signifikant lavere i kalket felt. Dette kan skyldes både forskjeller mellom feltene og kalking. For Mn, Co og Zn ble det funnet signifikant nedadgående trend i treårsperioden etter kalking. Krom (Cr) var for det meste under deteksjonsgrensen i begge felt og data er derfor ikke analysert nærmere.

### 11.4.3 Kalktransport og økonomi

Transporten av Ca og Mg ut av feltet ble målt ved å kombinere data fra før og etter kalking og benytte differansene mellom kalket og ukalket felt. Konsentrasjonene ble koplet til avrenningsdata fra måledammene slik at transporten mellom hver enkelt prøvetaking kunne beregnes og deretter summeres.

Totaltransporten av Ca og Mg var hhv. 5150 og 2900 kg de første seks årene, mens nettotransporten var hhv. 1450 og 1600 kg. Det ble altså transportert mindre Ca enn Mg fra den tilførte dolomitten, hhv. 2,6 og 5,6 %. Det tilsvarer en midlere årlig transport på 0,44 og 0,93 % for hhv. Ca og Mg. Dette bekrefter data fra andre forsøk (Hultberg m.fl. 1995). Det viser også at Mg er mer mobil i jorda enn Ca, som også funnet av Kreutzer (1995). Hvis transporttallene korrigeres for variasjonen i avrenning, var årstransporten bemerkelsesverdig stabil og gjenspeiler stabiliteten i konsentrasjonsdifferansene. Det tok 5-10 måneder etter kalking før økningen i Mg kom opp i det stabile nivået.

Helikopterkalking er en tilsynelatende dyr kalkingsmetode fordi all kalk for en periode på kanskje flere tiår spres på en gang, slik at engangskostnaden blir høy. På den annen side øker kostnadseffektiviteten når tilflyvings- og riggekostnader kan fordeles på mange tonn kalk. I dette tilfellet ville de reelle kostnadene være ca. 12-1300 kr. per tonn kalk, totalt 290.000-310.000 kr. for hele operasjonen. Bidraget til Krokan og Hindar i denne rapporten

**Tabell 49.** Middel- og mediankonsentrasjoner og standardavvik (i parentes) av tungmetaller. Alle data (n=18) er fra perioden etter kalking. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen ble satt til den halve deteksjonsgrensen. Enheter i µg L<sup>-1</sup>. Stjerne viser signifikant (p<0,05) forskjell mellom kalket og ukalket felt (fra Hindar m.fl. 2003).

Metall	LIM-4		REF	
	Middel (st.dev.)	Median	Middel (st.dev.)	Median
As	0.27 (0.15)		0.36 (0.20)	
Cd		0.03*		0.05*
Co	0.32* (0.11)		0.68* (0.17)	
Cu	0.52 (0.17)		0.58 (0.21)	
Cr	-	-	-	-
Fe		122*		201*
Mn	5.7* (3.4)		9.0* (3.0)	
Ni		0.8*		1.05*
Pb	0.64 (0.19)		0.72 (0.16)	
Zn	6.8* (1.3)		8.2* (1.2)	

viser at kostnadsforskjellene mellom terrengkalking og andre kalkingsteknikker kan være små om en ser hele virkningsperioden under ett og tar med alle relevante kostnader. Avsnittet som følger viser ved modellberegning at en kan regne med flere tiårs akseptabel varighet av kalkingen i Gjerstad.

## 11.5 Modellering av vannkjemisk utvikling

Ved hjelp av en dynamisk modell kan vi lage prognoser for vannkjemisk utvikling i fremtiden som resultat av endringer i det sure nedfallet. I modellen kan vi også legge inn antagelser om kalking og kalkoppløsning og dermed lage prognose for fremtiden hvor vi både tar hensyn til redusert kalkoppløsning og redusert avsetning i fremtiden.

### 11.5.1 Kort om MAGIC-modellen

MAGIC er en dynamisk forsurningsmodell laget for å predikere langtidsendringer i vannkjemie som følge av sur nedbør (Cosby m.fl. 1985). Modellen beregner kjemisk sammensetning av jordvæske og overflatevann basert på avsetning fra atmosfæren og jordkjemiske og -fysiske data.

Modellen kalibreres ved å simulere den historiske utviklingen av vann- og jordkjemie frem til dagens observerte situasjon.

Modellen kan brukes til å simulere langtidseffekten av terrengkalking ved at den tilsatte mengde kalsium og magnesium gis som flukser til jordsmonnet med et gitt forløp over en gitt periode. Forløpet i oppløsningen av tilsatt kalk (eller dolomitt) må oppgis. Modellen simulerer både utviklingen i vannkjemien i bekken, i jordvæske, og i jordsmonnet. Målet med simuleringene som presenteres her har vært å se om de positive observerte effektene av terrengkalking på bekkekjemien kan forventes å vare i lang tid fremover.

### 11.5.2 Kalibrering av modellen

Vi kalibrerte modellen på standard måte, ved å simulere utviklingen i bekkekjemie de siste 140 år og justere modellens kalibreringsparametre slik at simulert og målt bekke- og jordkjemie for året 1994 (før kalking) stemmer overens.

*Deposisjonsdata* fra Treungen (Aas m.fl. 2000) ble benyttet som utgangspunkt, og sjøsaltinnholdet korrigert i henhold til målte konsentrasjoner av

klorid i bekken (LIM-4). Kloridkonsentrasjonen i deposisjonen fra Treungen ble justert opp til å passe med nivået i målt bekkekjemie. En tilsvarende økning ble gitt for sjøsaltbidraget for de andre ioner. Deposisjonskjemie er tilgjengelig fra Treungen siden 1975 (Aas m.fl. 2000). Det er betydelige naturlige variasjoner i deposisjonsfluksen, som følge av sjøsaltepisoder og variasjon i årlig nedbørmengde (se øverste del av **Figur 61**). For å få en realistisk år-til-år variasjon også i den historiske utvikling i deposisjonen, ble variasjonen observert i perioden 1975-1999 benyttet også for perioden før 1975 og for prognoser for fremtiden. Dette illustrerer hvordan effektene på vannkjemien av deposisjonen i år med spesielt mye sjøsalter har endret seg med økt forsurningsbelastning og hvordan slike episoder vil kunne påvirke bekkekjemien i framtiden.

Historisk utvikling av svovel- og nitrogendeposisjon ble basert på EMEPs beregninger (Mylona 1996). I simuleringene av vannkjemien i fremtiden er det antatt at deposisjonen av svovel og nitrogen følger Osloprotokollen (UN/ECE 1994). Dette gir således et konservativt estimat for deposisjonsreduksjon. Ved bruk av multieffektprotokollen istedet (UN/ECE 1999) ville forsurningsforbedringen både med og uten kalking vært større.

*Jordkjemiske og -fysiske data* finnes fra en rekke lokaliteter og fra flere horisonter i det kalkede feltet. I modellkjøringene er benyttet et veiet gjennomsnitt for de tilgjengelige resultater. Vi har antatt at den gjennomsnittlige jorddybde i feltet er 40 cm. Gjennomsnittsverdier for organisk jord og mineraljord ble vektet mhp masse (fordelt på 5 cm organisk jord og 35 cm mineraljord), hvilket ga kationbyttekapasitet på  $86 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$  og basemetning på 24,4 %. Forvittringshastigheten for basekationene ble justert som en del av kalibreringen og endte på 16 og  $8 \text{ mmol}_c \text{ m}^{-2} \text{ år}^{-1}$  for henholdsvis  $\text{Ca}^{2+}$  og  $\text{Mg}^{2+}$ . Se kap.11.7 for detaljer.

Siden data kun er tilgjengelig for ett år (1994) før kalking ble modellen kalibrert primært mot dette ene årets vannkjemie, samt målt basemetning. For parametre som ikke påvirkes av kalking ble imidlertid data for hele måleperioden (1994-1998) brukt i kalibreringen. **Figur 61** viser modellsimuleringene for perioden 1975-2000 og de observerte volumveide årsmiddelkonsentrasjoner (for 1994 fram til kalking i september).

Simuleringen av kalktilsettingen må også kalibreres ved at oppløsningshastighet og -dynamikk må

tilpasses de observerte data for pH og basekationer. pH i løsning kalibreres ved justering av CO<sub>2</sub>-trykket i jordsmonnet for å simulere effekten av tilsatt karbonat. Det antas en endring i CO<sub>2</sub>-mengden tilsvarende oppløsningsscenarioet brukt for Ca<sup>2+</sup> og Mg<sup>2+</sup>.

Scenariet brukt for kalkoppløsning i simuleringresultatene som presenteres her, er vist i **Figur 60**. Dette oppløsningsscenarioet er brukt siden vi antar at mest dolomitt løses kort tid etter tilsetning, samtidig som vi antar, basert på svenske undersøkelser (Westling m.fl. 2000), at noe uoppløst kalk ligger igjen selv etter flere tiår. Effekten av å endre antagelsen om hvor raskt kalken løses, samt fordeling på ulike år er testet. Kvalitativt ser ikke resultatene ut til å være sterkt avhengig av kalkoppløsningsscenarioet som velges. Når kalking simuleres på denne måten vil den årlige oppløste kalkmengde sette seg på ionebytteren i jordsmonnet og deretter frigjøres langsomt ved en ionebytterlikevekt.

Vi har modellert vankjemisk utvikling i det kalkede feltet og simulert utviklingen med dagens kalkdose, samt utvikling uten kalktilsetning.

### 11.5.3 Simuleringsresultater

Resultater for hele simuleringperioden (1854–2044) er vist i **Figur 62** og i mer detalj for perioden 1975–2000 i **Figur 61**. Prognoser for fremtiden er vist for det kalkede feltet samt for hvordan det samme feltet ville utviklet seg dersom det ikke var blitt kalket. Etter kalking øker basemetningen i jordsmonnet betraktelig. For det gitte scenariet for kalkoppløsning så øker basemetningen de første 15–20 årene. Etter hvert er kalkmengden som er igjen så liten at tapet fra det utbyttbare lageret blir større enn det som tilføres. Basemetningen avtar så langsomt etter at kalken er løst opp at bufferkapasiteten ser ut til å være tilstrekkelig for å hindre lave årsmiddelverdier for ANC i hele den simulerte 50-års perioden. Simuleringen foreslår at pH holder seg stabilt høy på rundt 6 og at ANC forblir over 40 µeq L<sup>-1</sup>. Kombinasjonen av høy pH i bekken og høy basemetning i jordsmonnet gjør at konsentrasjonen av labilt aluminium, den antatt toksiske aluminiumsfraksjonen, forblir meget lav. Selv i år med høye sjøsaltkonsentrasjoner vil antagelig årsmiddelkonsentrasjonen av LAI være lav.

Simuleringene viser også hvordan vannkvaliteten ville ha blitt noe bedre som følge av utslippsreduksjoner, dersom feltet ikke hadde blitt kalket. Gjenhenting («recovery») ville da imidlertid gått meget langsomt og negative effekter på bekkekjemien,

særlig i år med sjøsaltepisoder, ville vært sannsynlig i hele den 50 år lange prediksjonsperioden.

Det er også verdt å merke seg hvor beskjeden økningen i basekationkonsentrasjonen er i bekken. Dette skyldes at det aller meste av tilsatt kalsium og magnesium sitter på jordas ionebytterkompleks og langsomt frigjøres. Dette er i god overensstemmelse med observasjonene av bekkekjemien, som viste moderat konsentrasjonsøkning av Ca<sup>2+</sup> og Mg<sup>2+</sup>.

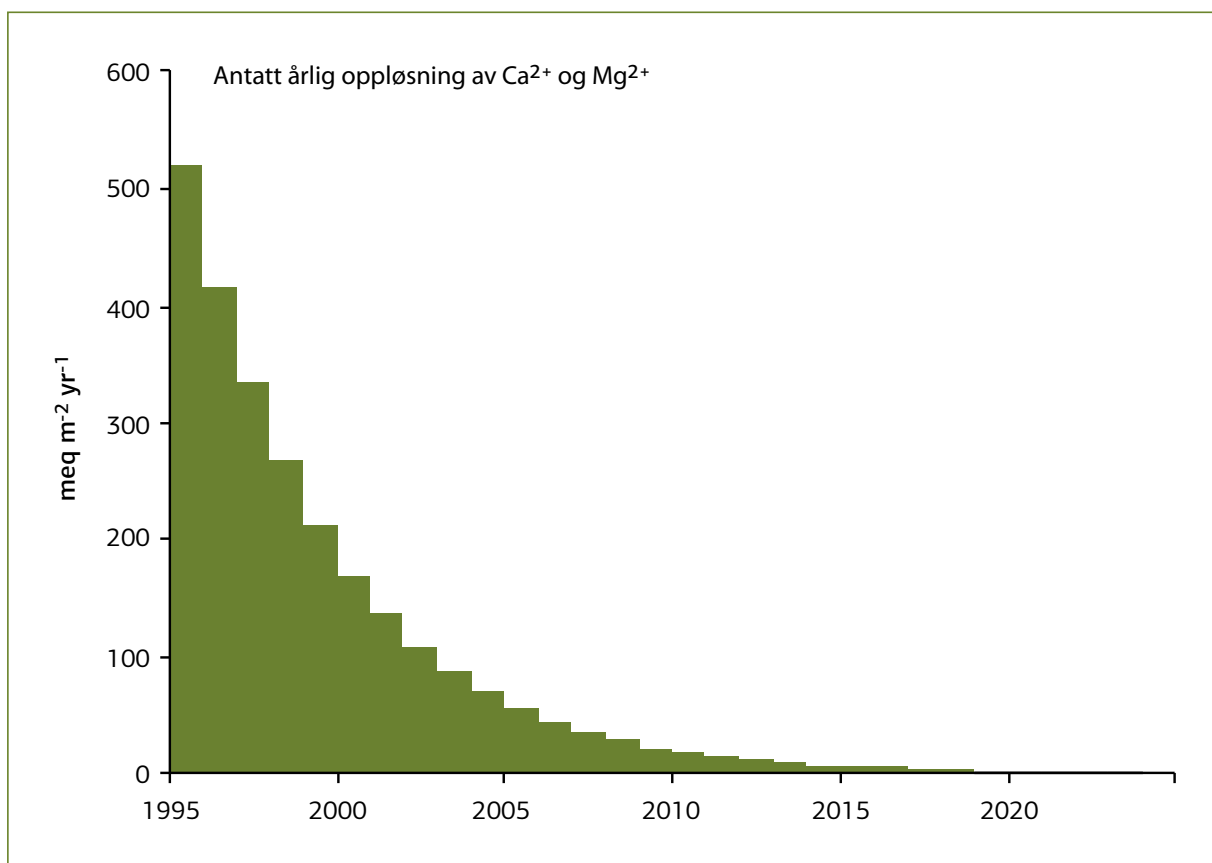
Modellkjøringene vist her indikerer at én gangs kalking med omtrent 3 tonn dolomittkalk per hektar vil være tilstrekkelig for å motvirke forsuret vann i mer enn 50 år dersom Oslo-protokollens utslippsreduksjoner samtidig følges. Det er selvsagt usikkerheter knyttet til slike prediksjoner. En viktig usikkerhet ligger i forenklingen som er gjort ved å bruke én gjennomsnittlig jordkjemi. I virkeligheten vil det meste av kalken ligge i den øverste delen av jordsmonnet, enten ved å gi høyere basemetning eller ved at uoppløst dolomitt blir liggende igjen. Basemetningen vil dermed være betydelig lavere i dypere jordlag.

En annen viktig usikkerhet relatert til de biologiske effektene i bekken er at modellen slik den er brukt her simulerer årlige middelveidier. Effekter av korte intense episoder eller snøsmelting er derfor ikke inkludert i simuleringene.

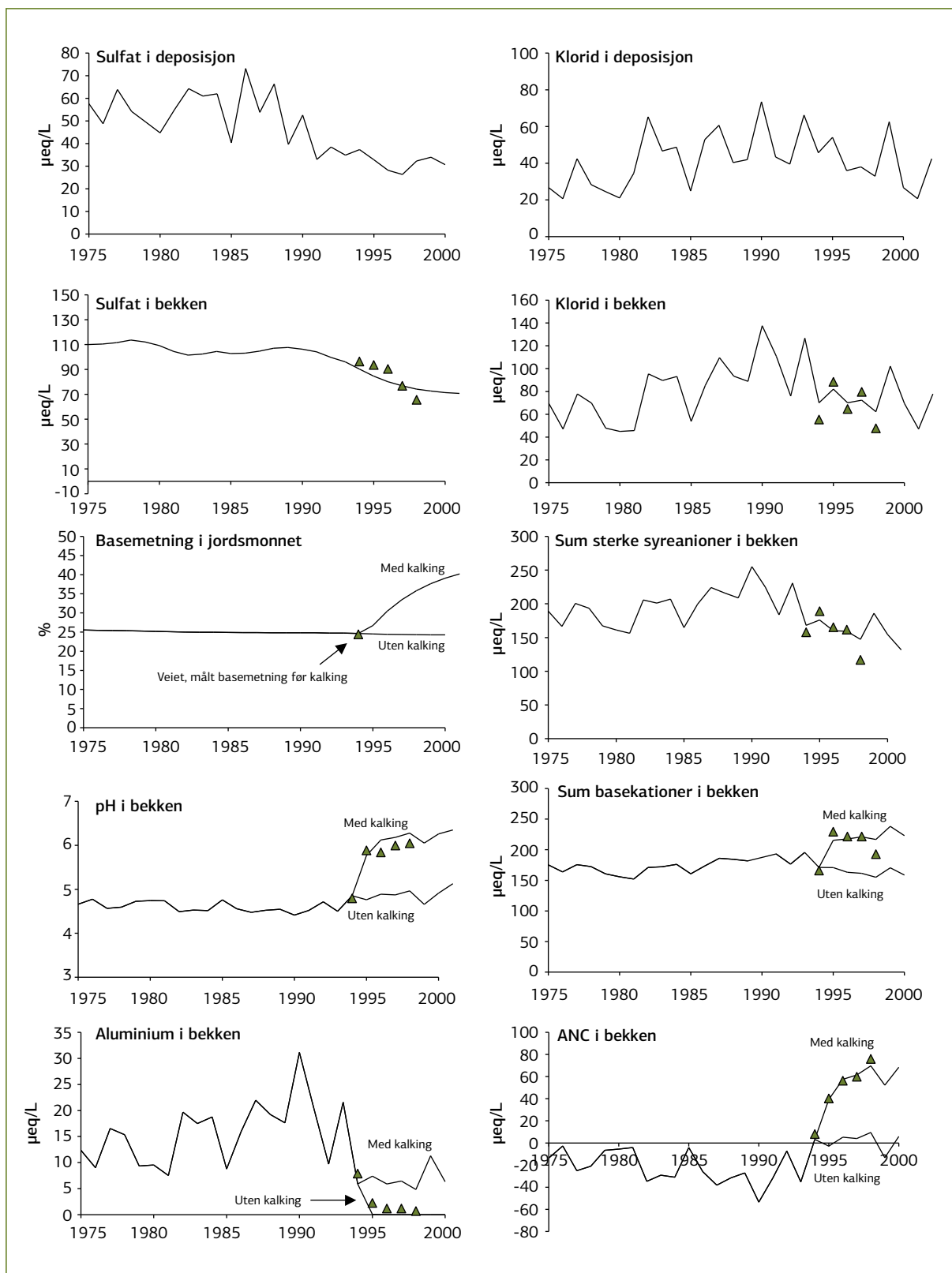
Hvor stor del av den tilsatte kalken som løses, hvor lang tid oppløsningen tar og hvordan oppløsningsdynamikken ser ut er lite kjent. Det finnes noen svenske forsøk som indikerer at tilført kalkstein blir liggende i 20–70 før alt er løst opp (Westling m.fl. 2000). Løseligheten til dolomitt er forskjellig og på Gjerstad ble det brukt grovere størrelsesfraksjoner enn det som har vært vanlig i Sverige. At det går flere tiår før alt er løst opp er derfor en rimelig antagelse. Svenske resultater viser også at det tilførte kalsium og eventuelt magnesium setter seg på ionebytteren eller blir liggende uoppløst, altså har man ikke observert stor utlekking av de tilførte basekationer kort tid etter kalkingen (Staaf m.fl. 1996). Siden den oppløste kalken kun i liten grad løses direkte ut i vannet, men stort sett bindes på utbyttbar form i jorda, er det ikke av stor betydning hva slags oppløsningsdynamikk og -hastighet som velges i modellsimuleringene. Uansett om oppløsningen går fort eller langsomt, om det løses like mengder hvert år eller avtagende over tid, så blir resultatet betydelig økt basemetning, som deretter bidrar til å motvirke forsuring av overflatevann i lang tid.

MAGIC-modellen ble brukt til å modellere de vannkjemiske effektene av terrengkalking på Tjønns-trond (3 tonn kalksteinsmel per hektar) (Traaen m. fl. 1997). Fokus var på modellens evne til reprodusere tilgjengelige data og ikke prediksjon av langtids-trender. Konklusjonen var at MAGIC reproduserte målte bekkekjemidata godt, men at basemetning etter kalking var overestimert. Dette kan skyldes at all tilsatt kalk ble antatt løst det første året i modellstudien (Traaen m. fl. 1997). Ytterligere oppfølging av terrengkalkingsforsøket på Tjønns-trond viser at kalkingen har gitt betydelig forbedret vannkemi i 20 år (Traaen 2003). Dette viser at engangs terrengkalking er tilstrekkelig for å oppnå akseptabel vannkvalitet over lang tid.

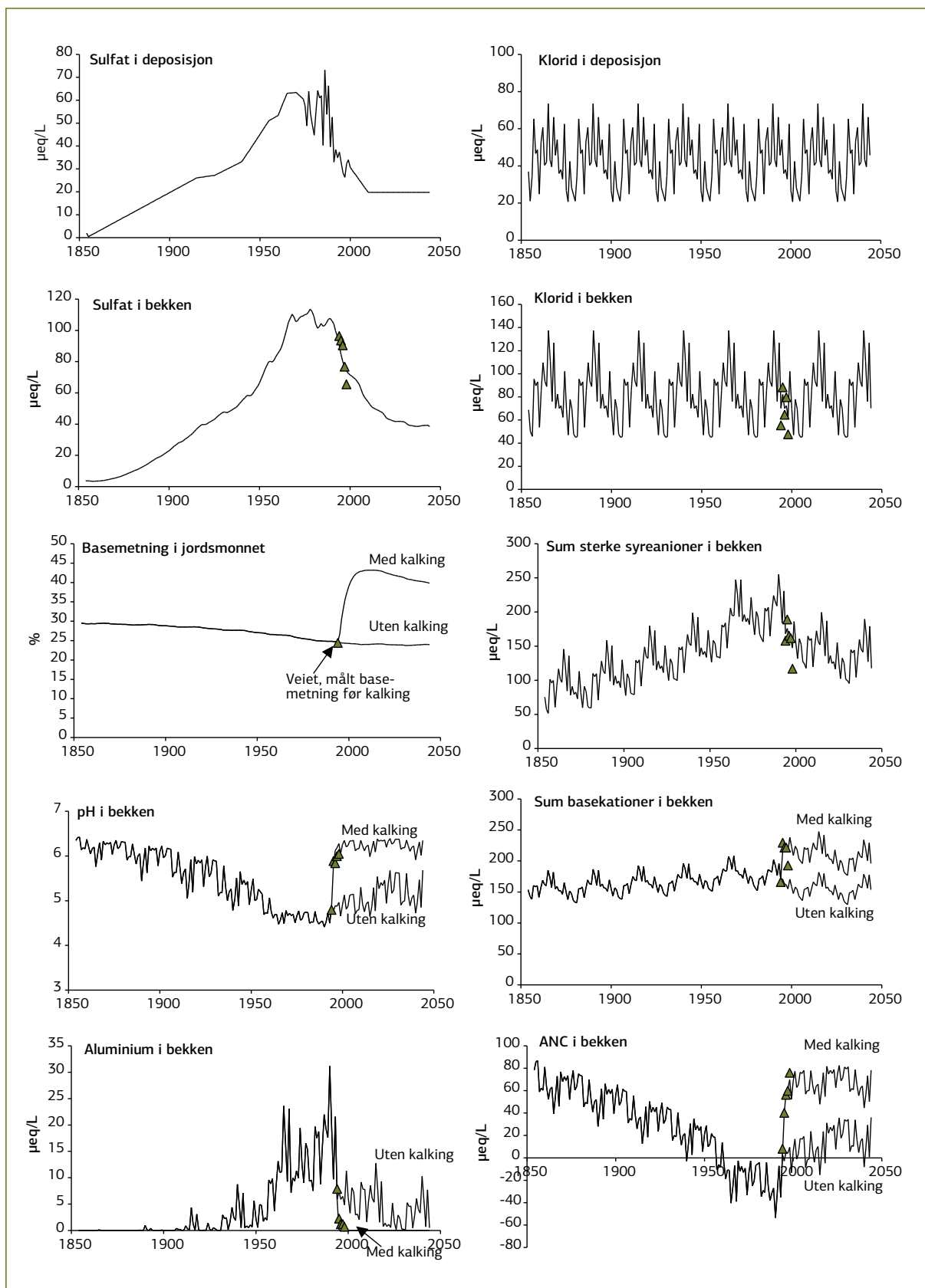
Som underlagsmateriale til utarbeidelsen av nasjonal kalkingsplan i Sverige inngikk simuleringer med MAGIC (Westling m. fl. 2000). Her ble langtids-effekter simulert (150 år fram i tid) og betydningen av ulike kalkdoser demonstrert (1, 2 og 3 tonn per hektar). Med de anvendte inngangsdata var det nødvendig med 3 tonn per hektar for å oppnå positiv ANC i bekken på lang sikt. I den svenske studien ble det antatt 50 % tykkere jordsmonn enn vi har gjort i Gjerstad, på den andre siden er deponeringen av forsurende komponenter høyere. Det betyr at de trengte mer kalk tilsatt for å øke basemetningen i hele jordprofilen.



Figur 60. Årlig tilførsel av kalsium og magnesium som følge av kalkingen benyttet i modellsimuleringene.



Figur 61. Modellsimuleringer for perioden 1975-2000 og sammenligning med observerte data. Hvert punkt er målt volumveiet årsmiddel for LIM 4.



Figur 62. Resultater for hele simuleringsperioden (1854-2044). Observerte data er vist som punkter.



## 11.6 Referanser

- Cosby, B.J., Bulger, A.J. and Wright, R.F. 1994. Predicting recovery of freshwater ecosystems: trout in Norwegian lakes, p.355-374, In: Steinberg, C.E.W. and Wright, R.F., Acidification of Freshwater Ecosystems. Implications for the Future, Wiley and Sons, Chichester, UK.
- Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N. and Wright, R.F. 1985. Modelling the effects of acid deposition: assessment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resour. Res.* 21: 51-63.
- DNMI 1994-2002. Nedbørhøyder fra meteorologisk stasjon 35200 Gjerstad, samt normalperioden 1961-1990. Det norske meteorologiske institutt, Oslo.
- Hindar, A., Kroglund, F., Lydersen, E., Skiple, A. and Høgberget, R. 1996. Liming of wetlands in the acidified Røyneleivsvatn catchment in southern Norway - effects on stream water chemistry. *Can J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 985-993.
- Hindar, A., Nilsen, P., Skiple, A. and Høgberget, R. 1995. Counteractions against acidification in forests ecosystems. Effects on stream water quality after dolomite application to forest soil in Gjerstad, Norway. *Water Air Soil Pollut.* 85: 1027-1032.
- Hindar, A., Norgaard, E., Nilsen, P., Høgberget, R. and Wright, R. 1999. Whole-catchment application of dolomite to an acidified forest ecosystem in Gjerstad, Southern Norway. *Acid Rain Research Report NIVA*, Oslo, Norway. 89 pp.
- Hindar, A., Wright, R.F., Nilsen, P., Larssen, T. and 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.
- Hultberg, H., Nilsson, S.I. and Nyström, U. 1995. Effects on soils and leaching after application of dolomite to an acidified forested catchment in the Lake Gårdsjön catchment, south-west Sweden. *Water Air Soil Pollut.* 85: 1033-1038.
- Kreutzer, K. 1995. Effects of forest liming on soil processes. *Plant and Soil* 168-169: 447-470.
- Mylona, S. 1996. Sulphur dioxide emissions in Europe 1880-1991 and their effect on sulphur concentrations and depositions. *Tellus* 48B: 662-689.
- Nihlgård, B., Nilsson, S.I., Popovic, B., Bramryd, T., Fransman, B., Gyllin, M. och Ljungström, M. 1996. Markkemiska effekter av kalkning, s. 45-58 I: Staaf, H., Persson, T. och Bertills, U. (red.). Skogsmarkskalkning. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. Rapport 4559, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Nilsen, P. (red.) 1998. FoU-programmet "Miljøtiltak i skog" Sluttrapport. Aktuelt fra skogforskningen 2-98. 53 s.
- Staaf, H., Persson, T. och Bertills, U. 1996. Skogsmarkskalkning. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. 4559. 290 s.
- Traaen, T. 2003. Overvåking av Tjønnestrandfeltet, fremdriftsrapport pr. desember 2002, s. 112-114. I DN: Terrengkalkingsprosjektet årsrapport 2001. Terrengkalking for å avgifte surt overflatevann. Direktoratet for naturforvaltning, Notat 2003-2.
- Traaen, T.S., Frogner, T., Hindar, A., Kleiven, E., Lande, A. and Wright, R.F. 1997. Whole-catchment liming at Tjønnestrand, Norway: an 11-year record. *Water Air Soil Pollut.* 94: 163-180.
- UN/ECE 1994. Protocol to the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution on Further Reduction of Sulphur Emissions. Document ECE/EB.AIR/40, United Nations Economic Commission for Europe, New York and Geneva. 106 pp.
- UN/ECE 1999. The 1999 Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone. Document ECE/EB.AIR/xx, United Nations Economic Commission for Europe, New York and Geneva.
- Westling, O., Moldan, F., Nilsson, J. och Löfgren, S. 2000. Samordnede åtgärder mot försurning av mark och vatten. Skogsstyrelsen, Anebo, Sverige. 25 s.
- Wright, R.F. and Henriksen, A. 1999. Gap closure; use of MAGIC model to predict time required to achieve steady-state following implementation of the Oslo protocol. *Naturens Tålegrenser Fagrapport 100*, NIVA-rapport 4012-1999. 44 s.
- Aas, W., Tørseth, K., Solberg, S., Berg, T. og Manø, S. 2000. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. *Atmosfærisk tilførsel 1999*. Rapport 797/00, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norge.



## 11.7 Vedlegg A-D

A. Deposjonsdata (fluks) brukt i modellkjøringene. Basert på data fra Treungen (Aas m. fl. 2000), sjøsaltbidragene er justert etter kloridkonsentrasjoner målt i bekkene i Gjerstad.

	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
	meq m <sup>-2</sup>	meq m <sup>-2</sup>	meq m <sup>-2</sup>	meq m <sup>-2</sup>	meq m <sup>-2</sup>	meq m <sup>-2</sup>	meq m <sup>-2</sup>	meq m <sup>-2</sup>
1975	7.7	6.4	22.7	2.3	31.3	57.6	26.7	41.3
1976	3.9	4.9	17.6	1.8	26.9	48.8	20.7	39.7
1977	6.8	7.7	36.7	3.2	42.4	63.9	42.4	57.7
1978	7.3	4.9	24.1	2.5	35.6	54.2	28.3	40.8
1979	6.5	4.3	21.2	2.2	31.6	49.5	24.6	36.1
1980	5.8	3.8	18.5	2.0	27.6	44.7	21.1	31.6
1981	6.5	6.3	30.7	2.6	40.7	55.0	34.5	42.5
1982	9.4	11.5	54.4	3.6	52.9	64.3	65.3	57.9
1983	10.9	7.7	40.9	3.1	44.0	61.0	46.7	48.9
1984	9.5	8.3	42.5	3.4	29.5	62.0	48.7	49.8
1985	5.9	4.5	27.8	2.3	31.3	40.3	24.8	40.0
1986	8.4	8.9	46.9	4.2	60.3	73.2	52.9	65.9
1987	8.2	11.1	53.8	4.6	38.3	53.8	60.7	48.9
1988	7.7	8.3	35.5	2.2	56.1	66.3	40.4	77.6
1989	4.7	6.8	34.8	1.6	30.4	39.6	42.0	51.9
1990	5.2	12.4	61.7	2.7	40.0	52.6	73.5	56.8
1991	5.9	7.2	36.5	2.5	25.3	33.0	43.4	38.9
1992	4.6	6.5	35.4	1.7	28.8	38.5	39.5	41.4
1993	5.5	10.3	57.2	2.9	23.7	34.9	66.2	36.8
1994	5.1	7.3	39.3	2.0	33.0	37.3	45.7	52.0
1995	5.8	9.3	47.6	2.9	34.0	32.8	54.1	44.8
1996	5.0	5.9	30.7	1.6	29.4	28.2	35.9	38.9
1997	6.2	7.2	31.8	1.7	26.5	26.3	38.0	38.3
1998	5.5	6.2	28.3	1.6	37.4	32.3	32.9	44.5
1999	5.4	11.1	54.0	2.6	38.0	34.0	62.6	48.9
Avg.	6.5	7.5	37.2	2.6			42.9	

B. Jord-parametre fra målinger i feltet (Hindar m. fl. 1999), gjennomsnittsverdier for mineraljord og volumveiede verdier for hele profilet brukt i MAGIC.

Organisk-/ mineraljord	Profil-nummer	Tetthet kg m <sup>-3</sup>	CEC meq kg <sup>-1</sup>	Ca <sup>2+</sup> %	Mg <sup>2+</sup> %	K <sup>+</sup> %	Na <sup>+</sup> %	BS %
Organisk	FU44	0.20	467.3	49.6	3.6	9.0	0.8	63.0
Organisk	FU45	0.23	242.6	27.5	3.9	3.7	0.8	35.8
Organisk	FU45	0.31	133.5	40.6	4.1	4.0	1.2	50.0
Organisk	FU45	0.33	133.9	39.5	3.7	4.0	1.3	48.5
Organisk	FU06	0.22	407.6	38.6	5.4	8.6	2.1	54.6
Organisk	FU07	0.23	395.5	36.9	4.5	8.8	1.8	52.0
Organisk	FU44	0.29	446.4	57.1	5.1	8.3	2.9	73.4
Organisk	FU45	0.29	302.5	44.9	4.7	5.6	2.9	58.0
Organisk	FU48	0.35	265	30.7	5.8	19.1	2.0	57.6
Organisk	FU49	0.35	316.9	57.0	3.9	16.9	1.6	79.4
Mineral	FU07	0.53	126.8	24.6	2.0	6.1	0.6	33.3
Mineral	FU07	0.52	126.4	25.2	2.8	6.2	0.6	34.8
Mineral	FU48	0.54	89.8	13.1	6.1	8.9	0.6	28.7
Mineral	FU06	0.68	62.2	22.4	6.8	7.4	0.9	37.5
Mineral	FU49	0.63	73.3	16.5	4.3	8.5	1.1	30.3
Mineral	FU44	0.72	58.6	15.9	3.9	2.9	0.7	23.4
Mineral	FU07	0.84	59.1	3.8	1.9	1.3	0.4	7.3
Mineral	FU48	0.81	45.8	7.1	4.6	3.7	0.8	16.1
Mineral	FU49	0.80	44.5	1.8	3.0	2.8	0.8	8.4
Mineral	FU06	1.00	46.7	2.1	1.5	1.2	0.5	5.3
<b>Statistikk:</b>								
Organisk	Gjennomsnitt	0.28	311.1	42.2	4.4	8.8	1.7	57.2
Mineral	Gjennomsnitt	0.71	73.3	13.2	3.7	4.9	0.7	22.5
Organisk	Standard avvik	0.06	119.7	13.9	7.6	2.0	1.0	
Mineral	Standard avvik	0.16	31.2	13.0	3.9	2.8	0.3	
Veiет til 1 horisont:	0.68	85.9	14.8	3.7	5.1	0.7	24.4	

### C. Estimerte og kalibrerte parametre:

Dybde organisk lag: 5 cm  
Dybde mineralsk lag: 35 cm  
Total dybde: 40 cm.  
Porevolum: 30%  
SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>- adsorpsjon, konsentrasjon ved halv metning (halfsat): 100 µeq L<sup>-1</sup>  
SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>- adsorpsjon, maksimal kapasitet (maxcap): 5 meq kg<sup>-1</sup>  
Aluminiumshydroksid, løselighetskonstant (logK(Al(OH)<sub>3</sub>): 9.0  
Organiske syrekonstanter:  
pK<sub>1</sub> (DOC): 4.5  
pK<sub>2</sub> (DOC): 8  
pK<sub>3</sub> (DOC): 16  
Jordtemperatur: 6.6 °C  
pCO<sub>2</sub>: 0.012 atm  
DOC konsentrasjon: 260 µmol L<sup>-1</sup>

#### *Beregnete Gaines-Thomas ionebyttestyrkonstanter:*

logK(AlCa): -2.65  
logK(AlMg): -1.76  
logK(AlNa): -1.63  
logK(AlK): -6.3

#### *Nitrogen opptak/immobilisering:*

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: 98% av innfluks i alle år  
NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: 90% av innfluks i alle år

#### *Kalibrert forvitring:*

Ca<sup>2+</sup>: 16 meq m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>  
Mg<sup>2+</sup>: 8 meq m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>  
Na<sup>+</sup>: 1 meq m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>  
K<sup>+</sup>: 1 meq m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>  
F<sup>-</sup>: 0.5 meq m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>

#### *Kalibrert initiell basemetning:*

Ca: 19%  
Mg: 7%  
Na: 1%  
K: 2.5%

### D. Parametre for overflatevann:

Retensjonstid: 0  
Relativt areal: 0  
Aluminiumshydroksid, løselighetskonstant (logK(Al(OH)<sub>3</sub>): 8.0  
Organiske syrekonstanter:  
pK<sub>1</sub> (DOC): 4.5  
pK<sub>2</sub> (DOC): 8  
pK<sub>3</sub> (DOC): 16  
Vanntemperatur: 6.6 °C  
pCO<sub>2</sub>: 0.0011 atm  
DOC-konsentrasjon: 30 µmol L<sup>-1</sup>

# 12 Effekter på vegetasjon og sopp etter terrengkalking i Fugleliåsen

Av T. E. Brandrud<sup>1</sup>, P. A. Aarrestad<sup>2</sup> og V. Bakkestuen<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Norsk institutt for naturforskning, Pb 736 Sentrum, 0105 Oslo.

<sup>2</sup> Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

## 12.1 Metodikk

Effekter av terrengkalking med grovdolomitt på vegetasjon og sopp er undersøkt i Gjerstad på tilsvarende måte som i Flekke-Guddal og Suldal (se kap. 5 og 8). Resultatene fra disse undersøkelsene er presentert i en egen sluttrapport fra Gjerstad (Brandrud m.fl. 2003). Her gis bare et kort sammendrag av Gjerstad-undersøkelsene.

## 12.2 Resultater

Det er med få unntak registrert små *vegetasjonsendringer* i gran- og furuskog i Fugleliåsen i Gjerstad som følge av kalking med lavdose grovdolomitt (3 tonn/ha). Disse ser ut til å være mindre enn endringene/fluktuasjonene som forårsakes av klimaendringer/variasjoner.

Det er registrert noe akutte *sviskader* på mose og lav. Skadene var, som i de to andre terrengkalkings-prosjektene, særlig påtagelige på torvmoser og enkelte store, eksponerte levermoser, alle med liten dekningsgrad. Basert på forekomster i rutene, var disse skadene restituert etter 5 år (Figur 63). Delvis skyldes nok den raske restituerings-fasen det generelt gunstige (fuktige) klimaet for mosevekst i undersøkelsesperioden.

Sannsynligvis er dette ett av meget få kalkingsforsøk der man har kunnet dokumentere mer eller mindre restituering ("recovery") av sviskader på så kort tid, og kalkingen må sies å være innenfor tålegrensene for disse organismegruppene i de respektive skogtypene i Gjerstad.

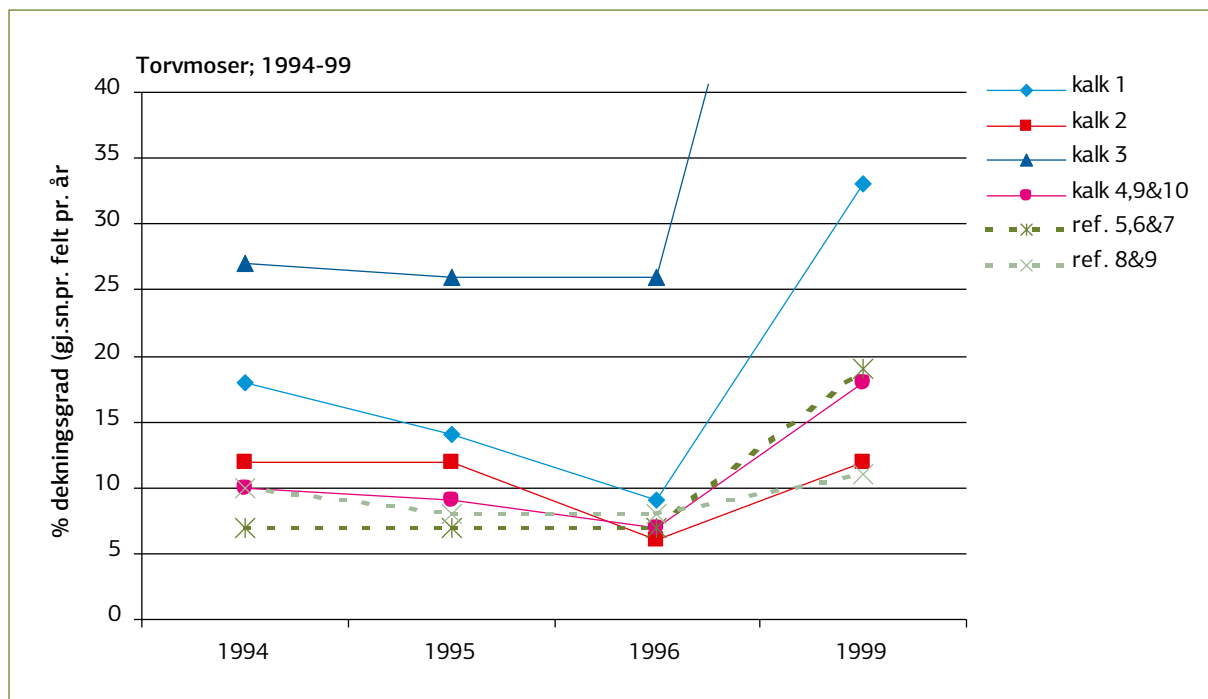
Indirekte gjødslingseffekter (eutrofieringseffekter) er knapt påvisbare i vegetasjonen, muligens med unntak av en relativt sett økning av "lågurtskogsarter" i kalkingsfeltet de to første årene, noe som kan skyldes en akutt elektrolytt/næringspuls knyttet til en liten, lettløselig fraksjon av grov-dolomitten.

Soppfloraen er den eneste komponenten som viser klare og økende endringer etter kalking. Fruktlegeme-produksjonen av mykorrhizasopp var betydelig redusert i kalkingsfeltet i f. t. referansefeltet, og endringen var størst i antatt nitrogen-sensitive grupper som slørsopp (*Cortinarius*) med 90% relativ nedgang i produksjonen. Disse resultatene er helt tilsvarende det som er registrert i Suldal (se kap. 8). Reduksjonen var mest markert etter 6 år. Det er uklart i hvor stor grad en kraftig reduksjon i fruktlegeme-dannelsen medfører svekkelse i selve sopp-individene nede i bakken på kort sikt, men det er sannsynlig at en langvarig inhibering vil medføre tilbakegang og tap av mangfold.

Nedgangen i fruktlegeme-produksjonen tolkes som en indirekte eutrofieringsrespons og kan indikere at det har skjedd en mineralisering der nitraten blir fanget opp i røttene og bare i meget liten grad synes som forhøyete nitrat-verdier i jordvann eller avrenningsvann. Tilbakegangen er kun knyttet til fattige skogtyper med råhumus, mens brunjordstypene (med andre arter og et helt annet nitrogen-regime) er uforandret.

Hvis hypotesen om en eutrofieringsrespons hos mykorrhizasoppen er riktig, kan man også muligens forvente en mer langsiktig eutrofieringsrespons hos karplantene, en respons som i så fall ennå ikke er fanget opp i undersøkelsen.

Terrengkalkingsprosjektet i Gjerstad indikerer at ikke-torvmoserike skogtyper som er dominerende i store deler av for eksempel Aust-Agder og Telemark tåler relativt godt kalking med grovdolomitt. Grovdolomitt ser ut til å være langt mer skånsom når det gjelder sviskader enn kalksteinsmel. Det synes å være mulig å kalke disse skogstypene med tilstrekkelig kalkdose for langvarig avsyring uten større skader på vegetasjonen. Langvarig, skadelig effekt på og tålegrenser for mykorrhizasopp i råhumus må derimot ansees som uavklart i disse skogtypene.



**Figur 63.** Eksempel på re-etablering ("recovery") av skadete vegetasjonselementer etter kalking i Gjerstad. Tidsutvikling 1994-99 for gruppen av torvmoser (*Sphagnum* spp.) i blåbærgranskog-sumpgranskog. Forekomst angitt som gjennomsnittlig %-dekning pr felt/storrate. Torvmoser inkluderer artene grantorvmose (*S. girgensohnii*), lyngtorvmose (*S. quinquefarium*) og tvaretorvmose (*S. russowii*). (Gj.sn. dekning i kalkingsfelt 3 i 2000 var 84% (utenfor figuren)).

## 12.3 Referanser

Brandrud, T.E., Bakkestuen, V., Bendiksen, E., Eilertsen, O. og Aarrestad, P.A. 2003. Terrengekalking i Gjerstad, Aust-Agder. Effekter på skogsvegetasjon og sopp 1994-2000. NINA Oppdragsmelding (in prep.).

# 13 Effekter av terrengkalking på skog i Fugleliåsen

Av P. Nilsen

Norsk institutt for skogforskning,  
Høgskolevn. 12, 1432 Ås

## 13.1 Innledning

Formålet med skoglige registreringer i de to nedslagsfeltene Fugleliåsen (kalket) og Spjøtåsen (referanse) har vært å skaffe en arealmessig oversikt over skogressursene i områdene og å undersøke om skogens tilvekst og vitalitet er påvirket av terrengkalkingen. Formålet med oppmålingene i Spjøtåsen har vært å ha et ubehandlet referanseområde som "kontroll" mot det kalkede området. Spesialundersøkelser på kalkingens effekt på forekomst og fordeling av trærnes rotmykorrhiza har også blitt gjennomført.

## 13.2 Oppmålinger og beregninger

Skogen i det kalkede området (Fugleliåsen) og kontrollområdet (Spjøtåsen) ble analysert ved hjelp av en prøveflatetakst. Denne takseringen er nytt til beregning av volum- og arealfordeling for hogstklasser og treslag. Vann, myr, veier og fjell er samlet i klassen «impediment», dvs. uproduktiv mark.

Taksten er utført som en systematisk prøveflatetakst med sirkelflater på 200 m<sup>2</sup>. Flatene er lagt ut med et forband på 100 m (linjeavstand) ganger 50 m (avstand i linje). Alle flater på fastmark er merket med en sentrumspåle, og trærne er nummerert. Det er lagt ut 122 sirkelflater på Fugleliåsen og 56 på Spjøtåsen. Takstprosenten ligger på ca. 3% i begge områdene. For en nøyere beskrivelse av metode for beregninger henvises til Nilsen (1995).

I hvert av delområdene ble det lagt ut 10 flater for vegetasjonsregistreringer. Disse flatene er beskrevet nærmere i Brandrud m.fl. (2003). Rundt hver flate er det på et areal på ca. 25x30 m gjort trerregistreringer og alle trær er nummererte. Registreringene omfatter klaving av alle trær. Videre er høyde og kronegrense målt på over halvparten av trærne. De grovste, uskadde trærne er brukt som

boniteringstrær. Lengden av toppskudd ble registrert fra bakken og barktykkelse målt. I tillegg er kronefarge og tetthet registrert på alle friske, høydemålte trær som ikke er undertrykt (vitalitetsmålinger). De to siste variablene skal måles på nytt hver høst. Registreringene foregår etter samme metode som i «Overvåkingsprogrammet for skogskader» (OPS).

I 3 kalkede vegetasjonsruter i Fugleliåsen og i 3 ukalkede ruter i Spjøtåsen ble det i 1994, 1995 og 2000 tatt en rotprøve fra 5 småruter (til sammen 30 stk. i hvert år) for undersøkelse av forekomsten av rotmykorrhiza hos trærne. Videre bearbeidelse og klassifisering følger Nilsen m.fl. (1998).

Høsten 2003 ble diameter og høyde på trærne målt opp på nytt. Fra 10 trær blant de dominerende og medherskende innen hver flate ble det tatt borprøver for å analysere tilvekstutviklingen før og etter kalking. Borprøvene ble tatt med inn i laboratoriet og målt med en nøyaktighet på 1/100 mm. Gjennomsnittlig årringbredde i de 9 vekstsesongene etter kalking ble sammenlignet med årringbreddene i perioden før kalking, for hver flate. Også før kalking ble en 9-års periode valgt. Årringbreddene fra 1995 til 2003 ble så regnet ut i forhold til gjennomsnittet i 9-års perioden før kalking. Disse årringkvotientene ble logaritmisert og deretter analysert i en felles regresjonsanalyse for kalket og ukalket område.

## 13.3 Resultater

### 13.3.1 Skogressursene

Nøkkeltall for hvert område er samlet i **Tabell 50**. Fordelingen av volum pr. treslag og hogstklasse er vist i **Tabell 51**. Den største forskjellen er at fordelingen mellom furu og gran er ganske jevn på Fugleliåsen (56/44), mens det er klar furudominans på Spjøtåsen (70/30). Lauvskogen er ganske likt representert i de to områdene.

Gammelskog dominerer i Spjøtåsen. Hele 71 % av totalarealet tilhører her hogstklasse IV og V, mens tallet er 50 % for Fugleliåsen. Dersom en ser på volum innen hogstklasser, er det likevel mye større volumandel gammelskog på Fugleliåsen (se **Tabell 50**). Begge områdene består hovedsakelig av gammel barskog med litt innblanding av lauv. Fugleliåsen har mest lauv på grunn av en større andel foryngelsesflater. Boniteten er lav i begge områdene, og taksten viser at det er ganske like vekst- og skogforhold.

Tabell 50. Nøkkeltall for skogen i de to områdene i Gjerstad.

	Fugleliåsen	Spjøtåsen
Areal	844 daa	408 daa
Totalt volum	9920 m <sup>3</sup>	6027 m <sup>3</sup>
Middeldiameter	140 mm	157 mm
Middel høyde	104 dm	114 dm
Gjennomsnittlig volum pr.tre	0,157 m <sup>3</sup>	0,187 m <sup>3</sup>
Gjennomsnittsalder	67 år	77 år
Bonitet	12,4	11,8

Tabell 51. Volum pr. hogstklasse og treslag i Fugleliåsen og Spjøtåsen.

#### Fugleliåsen

Volum (m <sup>3</sup> )							
Hogstklasser	Gran	Furu	Bjørk	Osp	Eik	Andre	Sum
III	230	445	177	177	124	18	1171
IV	703	990	92	144	101	3	2033
V	2516	3025	192	502	306	51	6592
Sum	3449	4460	461	823	531	72	9796

#### Spjøtåsen

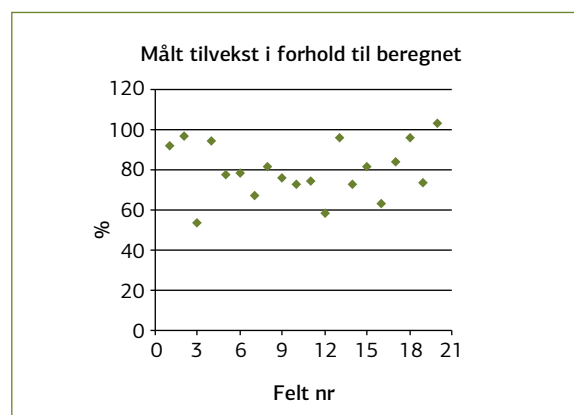
Volum (m <sup>3</sup> )							
Hogstklasser	Gran	Furu	Bjørk	Osp	Eik	Andre	Sum
III	48	231	8	108	16	2	413
IV	467	1015	36	114	1	1	1631
V	1050	2318	117	214	57	47	3803
Sum	1565	3564	161	433	74	50	5847

### 13.3.2 Vegetasjonsflater

#### Tilvekst og vitalitet

Registreringer i Gjerstad spenner over årene 1994 til 2000, dvs. seks vekstsesonger. Tilveksten er beregnet på bakgrunn av diameter- og høydemålinger av trærne. I Figur 64 er tilveksten på de 20 feltene framstilt i forhold til forventet tilvekst etter en eksisterende tilvekstfunksjon. Inngangsvariabler for å beregne tilveksten er stående volum, alder og bonitet (Blingsmo 1988).

Tilveksten ligger på ca. 80 % av forventet ut fra funksjoner. Det er ikke funnet signifikante forskjeller med hensyn til avvik fra forventet tilvekst i de to områdene.



Figur 64. Målt tilvekst i forhold til beregnet (100 %) for de 20 vegetasjonsfeltene. Felt 1-10 er kalket, felt 11-20 er ukalket.

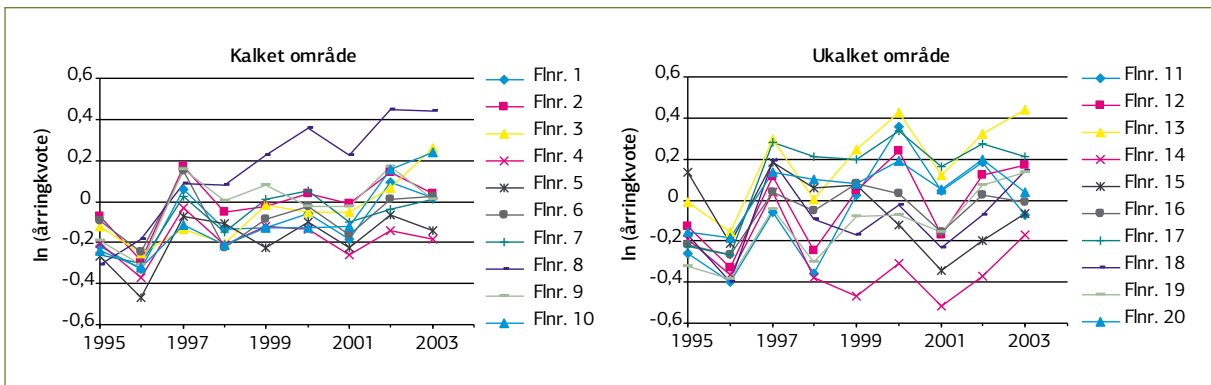


Resultatene av årringanalysene viser det samme resultatet. Trenden i årringutvikling etter kalking er ikke signifikant forskjellig mellom kalket og ukalket område. I **Figur 65** er årringutviklingen fra 1995 til 2003 i forhold til gjennomsnittet i perioden før (1985-1994) framstilt. Regresjonsanalyse med område som indikatorvariabel viste ingen forskjeller i nivå og stigningskoeffisient for årringkvoten over tid.

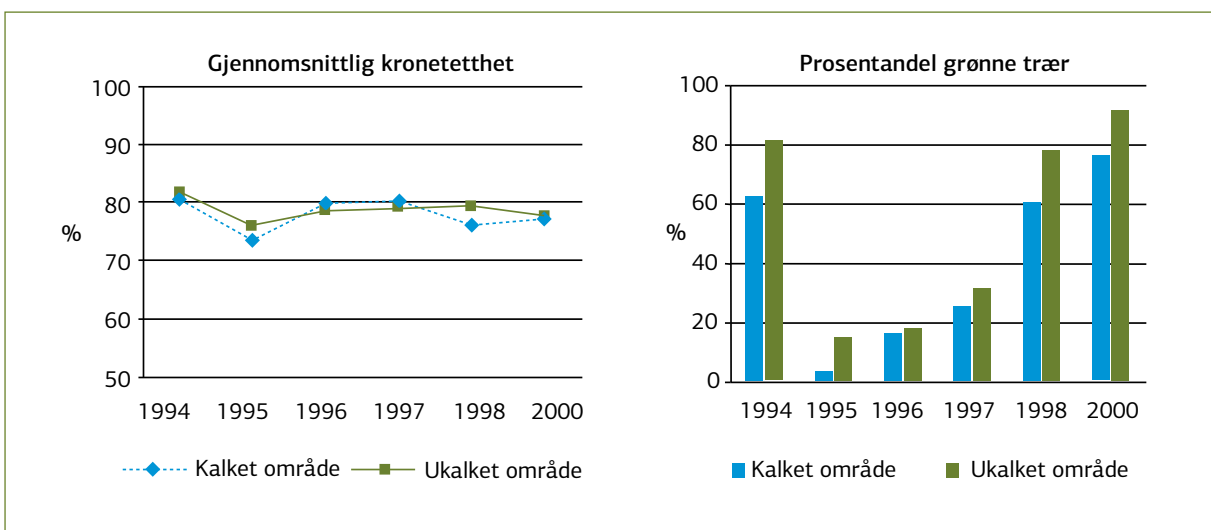
Det går fram at det ikke er noen forskjeller i gjennomsnittlig kronetetthet mellom de to områdene (**Figur 66**). Tettheten ligger på et nivå som ikke avviker betydelig fra tilsvarende marktyper og alder på skogen. Grønnfargen varierer betydelig fra år til år, men er også den uavhengig av behandling. I 1995 og 1996 var det svært få trær som ble klassifisert som grønne.

### 13.3.3 Rotmykorrhiza

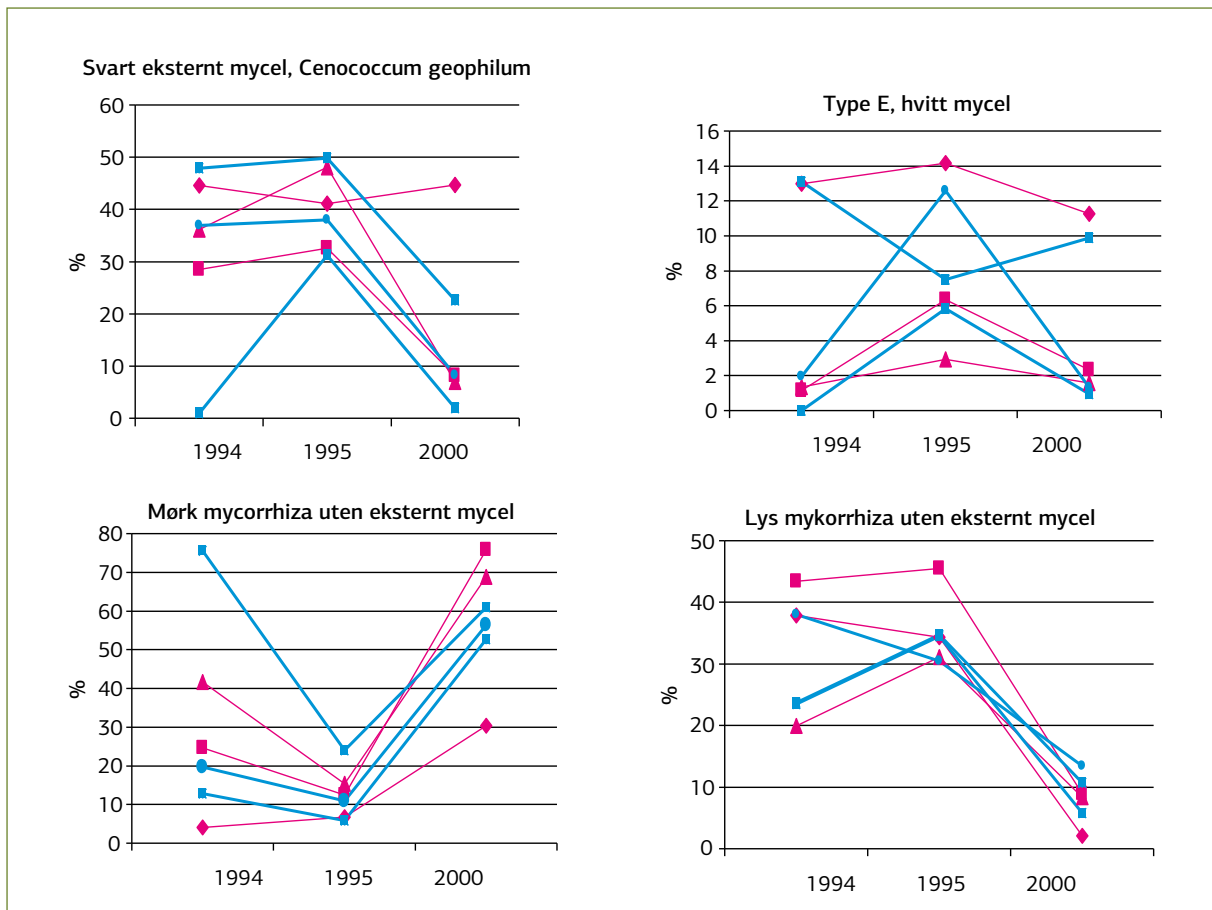
Resultatene av mykorrhizaundersøkelsene viser stor variasjon. I **Figur 67** er frekvensen av fire ulike mykorrhizatyper vist på forskjellige tidspunkt. Antall mykorrhizerte finrøtter av totalt antall finrøtter (mykorrhizeringsprosent) er ikke signifikant forskjellig i kalkede og ukalkede bestander i 1995 og i 2000. Store forskjeller mellom år 2000 og foregående registreringer må tilskrives forskjellige observatører som har bearbeidet materialene. Dette gjør tolkningen av enkelte tidstrender vanskelig. Kalkingen har heller ikke medført sikre endringer i frekvensen av de ulike mykorrhizatypene, dvs. at artsforskyvninger har vært lite framtreddende på grunn av kalking.



**Figur 65.** Flatevis årringutvikling (ln årringkvote) i forhold til gjennomsnittlig årringbredde før kalking for de to områdene (kalket og ukalket).



**Figur 66.** Gjennomsnittlig kronetetthet (venstre) og andelen helt grønne trær (høyre) i ulike år på de 20 vegetasjonsfeltene i kalket og ukalket område.



**Figur 67.** Forekomst av enkelte typer rotmycorrhiza klassifisert etter makroskopisk morfologi i 3 år. Rosa streker er fra kalkede bestand (kalket 1994 etter første registrering) og blå streker fra ukalkede bestand.

## 13.4 Diskusjon

I Gjerstadvæltet er det gått noe tid etter kalking (seks år), og dette gjør resultatene sikrere enn i de to andre forsøksområdene. Dessuten er bonitet og alder bestemt ut fra direkte målinger på de 20 vegetasjonsfeltene. Tilveksten ligger generelt noe lavere enn det funksjonene skulle tilsi. Dette kan skyldes at dataene fra Gjerstad er hentet i en bestemt klimaperiode, mens tilvekstfunksjonene skal representere et gjennomsnitt av mange klimaforhold. Det er også mulig at forskjeller i behandling mellom forsøksfelter (som danner grunnlaget for funksjonen) og de aktuelle feltene i Gjerstad kan bidra til avviket. Det som imidlertid er viktig, er at det ikke er noen systematiske forskjeller i tilvekstnivået mellom kalket og ukalket område. Årringanalysene viser også at det ikke er noen signifikant effekt på

trærnes tilvekst 9 år etter kalking. Kalkingen har derfor ikke hatt noen effekt på skogens tilvekst så langt. Dette faller godt sammen med resultater fra andre forsøk i Norge (Nilsen og Granheim 1998) og i andre land. Det er ofte påvist en tilvekstnedgang i lavproduktiv skog i en 10-30 års periode, mens på bedre marktyper kan man få en tilvekstøkning, spesielt i granskog (Andersson m.fl. 1996).

Vitalitet og tetthet hos trærne er heller ikke påvirket av kalktilførselen. Dette er neppe å forvente ved såpass lave doser. Trærnes farge er i stor grad avhengig av næringstilstand dersom ikke spesielle skader eller soppangrep opptrer. Det er først og fremst kalsium, magnesium og nitrat som kan tenkes å øke i konsentrasjoner etter kalking, og eventuelt en nedgang i bor og mangan. Siden nitrogen er begrensende faktor for trærnes tilvekst i disse økosystemene, og denne ikke er påvirket nevne-

verdig av kalkingen, er det heller ikke sannsynlig at fargeforandringer på grunn av kalking vil påvises foreløpig. Den veldig lave andelen med grønne trær i 1995-97 i begge områder skyldes sannsynligvis klimatiske forhold, uten at dette kan dokumenteres. Tendensen i resultater fra Overvåkingsprogrammet for skogskader i Agderfylkene (Solberg 2002) er den samme, men andelen grønne trær er på et mye høyere nivå og stammer alt vesentlig fra granskog.

Forekomst av mykorrhiza på trærnes finrøtter ser heller ikke ut til å være påvirket av kalkingen, og det er heller ikke påfallende artsforskyvninger. Sammendrag fra Sverige viser at forekomsten av mykorrhiza kan både øke og avta etter kalking og at artsforskyvninger kan forkomme. Det er ikke kjent hvilken betydning disse forandringene kan ha for trærnes næringsopptak (Erland og Andersson 1996).

## 13.5 Referanser

Andersson, F., Hallbäck, L. och Popovic, B. 1996. Kalkning och trädtilväxt, s. 122-133 I: Staaf, H., Persson, T. och Bertills, U. 1996 (red.): Skogsmarkskalkning. Naturvårdsverket, rapport 4559.

Blingsmo, K.R. 1988. Volumtilvekst. Gran - Furu - Bjerk. Norsk institutt for skogforskning, Ås, Norge. 6 s.

Brandrud, T.E., Bakkestuen, V., Bendiksen, E., Eilertsen, O. og Aarrestad, P.A. 2003. Terrengkalking i Gjerstad, Aust-Agder. Effekter på skogsvegetasjon og sopp 1994-2000. NINA Oppdragsmelding (in prep.).

Erland, S. och Andersson, S. 1996. Ektomykorrhiza och skogsmarkskalkning, s. 92-100 I: Staaf, H., Persson, T. och Bertills, U. (red.). Skogsmarkskalkning, Naturvårdsverket, rapport 4559.

Nilsen, P. 1995. FoU-programmet «Miljøtiltak i skog». Årsmelding 1994. Aktuelt fra Skogforskningen 5/95: 1-15.

Nilsen, P., Børja, I., Knutsen, H. and Brean, R. 1998. Nitrogen and drought effects on ectomycorrhizae of Norway spruce (*Picea abies* L.(Karst.)). Plant and Soil 1998: 179-184.

Nilsen, P. og Granheim, O. 1998. Langsiktige virkninger av kalking på trær og vegetasjon. Aktuelt fra Skogforskningen 2/98: 17-22.

Solberg, S. 2002. Skogoppsynets overvåkingsflater. Vitalitetsregistreringer 2002. Rapport fra skogforskningen 5/02: 1-18.

# 14 Økonomisk vurdering av terrengkalking

Av Per S. Krokan

Eget firma

## 14.1 Innledning

Terrengkalking skiller seg fra andre kalkingsteknikker, slik som båtspredning og dosering, ved at kalk for mange års effekt spres på få dager. Kalkspredningen er dessuten dyr fordi kalken må spres fra luften med helikopter. Mens terrengkalkingskostnadene hovedsakelig er knyttet til det året kalken spres, er kostnadene for de andre teknikkene temmelig jevnt fordelt i den perioden kalkingstiltaket varer.

I dette kapittel er det gjort en økonomisk analyse av terrengkalking. Hensikten med analysen er å gi en vurdering av hvilke av de to kalkingsmetodene vassdragskalking og terrengkalking som er minst kostnadskreven. På grunn av mangel på data er ikke alle kostnader med i analysen. Dette gjelder spesielt kostnader knyttet til terrengkalking. Vurdering av utelatte kostnader er imidlertid nevnt i et eget avsnitt.

## 14.2 Metode

Analysen består i å beregne kostnadene til terrengkalking av områder som gir ønsket vannkvalitet i vassdragene i områdene, og sammenligne disse med faktiske kostnader til kalking av vassdrag i samme områder. Nyttvirkningene av kalkingsprosjekt er at fisk kan leve i vassdrag som ellers ville ha vært praktisk talt fisketomme, og at bestandene blir normale og kan fiskes på. Vi forutsetter her at nyttvirkningene av de to kalkingsmetodene ikke er vesentlig forskjellig. Vi har derfor konsentrert oss om kostnadssiden.

En vesentlig forskjell på terrengkalking og vassdragskalking er tidsforløpet for kostnadene. Ved terrengkalking påløper praktisk talt alle kostnader ved etableringen av prosjektet (år 0). Ved vassdragskalking påløper kostnader til kalk årlig. Dosering kalking krever investeringer i bygg og anlegg i år

0. Ved begge metoder er det nødvendig med årlig overvåking av resultat av kalkingen.

Nåverdien av kostnadene beregnes. Nåverdi er verdien av en krone henført til samme tidspunkt. I alminnelighet vurderes verdien av en krone man har eller betaler i dag som høyere enn verdien av en krone man får eller betaler neste år. Forskjellen mellom nåverdi og framtidssverdi avhenger av rentenivået. Desto høyere rentenivået er, desto større blir forskjellen. Ved nåverdiberegninger verdsettes alle framtidige inntekter og utgifter til verdien i et bestemt år - gjerne "i dag" (år 0).

Ved offentlige prosjektvurderinger benyttes samfunnets kalkulasjonsrente (tidspreferanse) til å omregne beløpene i de ulike år til nåverdi. Denne renten sier noe om hvor mye en krone som mottas eller betales om ett år, verdsettes i dag sett fra samfunnets synsvinkel. Renten er en realrente, dvs. den som benyttes ved fastprisberegninger. I utgangspunktet er valg av størrelse på kalkulasjonsrente ikke uproblematisk. På grunn av at tidshorisonten i denne analysen er lang og at tidsprofilen for kostnadene knyttet til de to kalkingsmetodene er ulik, vil valg av kalkulasjonsrente kunne få betydelig innvirkning på resultatet av analysen. Vi diskuterer derfor valg av kalkulasjonsrente i et eget underkapittel (se kap.14.3).

Vi vil analysere kalking av to områder, ett i Suldal, Rogaland og ett i Guddal, Sogn og Fjordane. Sentrale parametere i analysen vil være:

1. Investeringskostnader
2. Årlig kalkforbruk og kostnader til serviceavtale
3. Arbeidskostnader knyttet til drift av doserere
4. Tidshorisont
5. Kalkulasjonsrente

## 14.3 Kalkulasjonsrente

I alminnelighet er alle prosjekt beheftet med risiko. Et offentlig prosjekt kan ha systematisk eller usystematisk risiko. Forskjellen på systematisk og usystematisk risiko ligger i graden av sammenheng mellom prosjektavkastningen og nasjonalinntekten. For staten vil det være knyttet større risiko til prosjekt med inntekter som i stor grad samvarierer med nasjonalinntekten enn prosjekt hvor avkastningen i mindre grad avhenger av utviklingen i nasjonalinntekten. Dette skyldes at prosjekt som gir god avkastning i gode tider og dårlig avkastning i dårlige tider virker destabiliserende på økonomien.

Også for prosjekt med usystematisk risiko er avkastningen usikker, men her er det ingen systematisk samvariasjon med økonomien for øvrig. Hvis vi betrakter alle slike prosjekt, vil usikkerheten jevne seg ut. Usystematisk risiko medfører ikke at vi bør øke avkastningskravet til prosjektet. Det kan være knyttet systematisk og usystematisk risiko både til inntekter og utgifter.

Jo større risiko et prosjekt er beheftet med, jo større risikotillegg til den risikofrie diskonteringsrenten skal benyttes. Gjeldende risikofri realrente er fastsatt av Finansdepartementet til 3,5 %. Prosjekt med lav risiko gis et risikotillegg på 0,5 % mens prosjekt med middels og høy risiko gis risikotillegg på henholdsvis 2,5 og 4,5 %. anbefalte diskonteringsrenter for de tre risikogrupperne blir dermed 4,0 %, 6,0 % og 8,0 %.

Nyttevirkningene av kalking er, som nevnt, bevaring av levedyktige bestander av fisk og fiskemuligheter. Det er vanskelig å tenke seg at det skulle være samvariasjon mellom disse verdiene og nasjonalinntekten. Det samme gjelder kostnadsutviklingen. Denne bestemmes i vesentlig grad av nedbørsforhold og er uavhengig av konjunktorene. Vi finner det derfor riktig å gi prosjektet laveste risikotillegg, 0,5 %. Diskonteringsrenten vi vil benytte, blir dermed 4,0 %. Dette innebærer at i forhold til å skulle benytte en rente med høyere risikotillegg, legges det i våre beregninger større vekt på framtidige kostnader til kalk og kalking.

## 14.4 Utelatte kostnadskomponenter

### 14.4.1 Negative indirekte virkninger av å kalke henholdsvis terreng og vann

Negative indirekte virkninger er kostnader eller ulemper som påføres andre (personer, bedrifter mv.) som følge av kalkingen og som det ikke kompenseres for, dvs. ikke belastes kalkingsprosjektene. Ett eksempel på dette kan være at ikke alt terreng i et område som skal terrengkalkes, kan kalkes. Dette på grunn av fare for skade på vegetasjon i enkelte terrengtyper. Hvis det er en viss mulighet for at kalking av slikt terreng likevel kan forekomme, for eksempel på grunn av uhell eller feil, slik at det skjer skade på vegetasjon, er dette en kostnad knyttet til terrengkalking som i prinsippet skal beregnes og medtas i analysen. Også ved innsjøkalking har vi for enkelte innsjøer en lignende risiko, nemlig risiko

forbundet med at kalkstøv kan blåse inn over land og legge seg i sårbart terreng. Her kan imidlertid risikoen unngås ved å kalke slike innsjøer med slurry i stedet for mel. Så vidt vi kan vurdere det, er det trolig at utelatte kostnadskomponenter under negative indirekte virkninger er større for terrengkalking enn for vassdragskalking.

#### 14.4.2 Forundersøkelser før kalking

Eksempel på forundersøkelser ved terrengkalking er undersøkelser av vegetasjon for å avgrense områder som ikke bør kalkes. Eksempel ved vassdragskalking er hensiktsmessig sted for plassering av doseringsanlegg. Det er også nødvendig med undersøkelser for å finne for eksempel landingsplasser for helikopter og steder for sjøsetting av spredebåt. Slike oppgaver er normalt oppdragstakeres ansvar og vil dermed være innkalkulert i prisene som betales for oppdragene. Utelatte kostnader til forundersøkelsene er sannsynligvis større for terrengkalking enn for vassdragskalking.

#### 14.4.3 Vannkjemiske undersøkelser etter kalking

Kontroll av effekt av kalking skjer ved analyse i laboratorium av vannprøver tatt av kalket vann. Kontroll skjer både ved vassdragskalking og terrengkalking. Kostnadskomponenter er administrasjon, prøvetaking, analyse og rapportering. Hvilke av de to kalkingsmetodene som er mest kostnadskrevenne med hensyn til vannkjemiske undersøkelser er avhengig av kontrollbehovet, som igjen vil variere med tiltaketets størrelse og den stabilitet i vannkjemii som oppnås.

#### 14.4.4 Oppsummering

Det er grunn til å tro at utelatte kostnader er størst for terrengkalking. Dette skyldes at de negative indirekte virkninger og forundersøkelser før kalking sannsynligvis er større for terrengkalking enn for vassdragskalking.

### 14.5 Fordeler ved terrengkalking i forhold til vassdragskalking

Én fordel som terrengkalking kan ha, er positive effekter for planter ved å tilføre jorda stoffer som er vasket ut etter mange år med sur nedbør. Videre gir

terrengkalking høyst sannsynlig raskere og tidligere avgifting av aluminium og stabilitet. Blant annet er det problemer med stabil vannkvalitet på anadrom strekning i flere vassdrag som må løses med spesielle grep og kostnader for eksempel i Mandal- og Tovdalsvassdraget. Strandsonen til innsjøer blir også beskyttet på en langt bedre måte ved terrengkalking enn ved innsjøkalking.

### 14.6 Økonomisk vurdering av terrengkalkingsprosjekt i Suldal

#### 14.6.1 Grunnlag for beregningene

Kostnadene til terrengkalking av to områder i Suldal i Rogaland sammenlignes med kostnadene til dosererkalking i samme områder. Mer presist sammenlignes erfarte kostnader til dosererkalking av hvert av to sidevassdrag til Suldalslågen med beregnede kostnader til å terrengkalke hvert sidefelt slik at verken vassdragskalking eller terrengkalking deretter er nødvendig på minst 50 år. Vurdering i dag av framtidige effekter av tiltak i dag og av framtidige tiltak er beheftet med usikkerhet. Det gjøres derfor følsomhetsberegninger (se avsnitt 14.6.3) for å se hvordan beregningsresultatene endres ved endringer i forutsetninger for beregningene.

Sidefeltene er Tveitliåna (Steinsåna) på 17,3 km<sup>2</sup> og Tjostheimsåna på 10,9 km<sup>2</sup>. Terrengkalking med 200 tonn/km<sup>2</sup> vurderes her som nok til å gi tilstrekkelig effekt i minst 50 år. Dette gir følgende kalkbehov for hvert av sidefeltene:

Tveitliåna:  $200 \cdot 17,3 = 3\,460$  tonn.

Tjostheimsåna:  $200 \cdot 10,9 = 2\,180$  tonn.

Arealet kalkes med helikopter. Kalkingsmiddel er grovdolomitt 0-2 mm.

Kalking fra dosererne Tveitliåna og Tjostheimsåna vil ikke lenger være nødvendig ved nevnte terrengkalking. De to kalkdosererne ble anskaffet i 1997 (sammen med to andre). Pris inkl. anleggsarbeid mv. og ekskl. serviceavtale for de to dosererne kan beregnes til 0,93 mill for Tveitliåna og 1,10 mill. for Tjostheimsåna.

Alle beløp er inkl. merverdiavgift og beregnet på grunnlag av avtalte priser i kontrakt justert for endring i konsumprisindeksen 1997 - 2003.



Forventet årlig tonnasje i hver av de to dosererne er 100 tonn. Ved beregning av sparte kostnader til dosererkalking, forutsettes samme kalktype/ leverandør og transportpriser som i andre halvår 2003. Sum pris på kalk og transport av kalk til dosererne pr. 2. halvår 2003 er kr 680 pr. tonn.

Det er inngått serviceavtale med leverandør av anleggene. Årlig kostnad for denne er ifølge regnskapsoversikt fra Fylkesmannen i Rogaland for årene 2000 – 2002 kr 200 000 i gjennomsnitt pr. år for alle fire doserere. Vi regner med en gjennomsnittspris på kr 50 000 pr. doserer. Denne prisen vil benyttes alle år i beregningene.

En tonnasje på 100 tonn pr. doserer og tonnpris på kr 680 gir årlig kostnad til kalk og transport av kalk på kr 68 000 pr. doserer. Inklusive serviceavtale blir årlig kostnad for hver doserer kr 118 000. Disse kostnadene spares altså ved terrengkalking.

Innhentet prisantydning i 2003 for terrengkalking med helikopter er kr 1 860 pr. tonn inkl. merverdiavgift.

### 14.6.2 Beregninger

Med 4 % rente er nåverdien av en betaling på kr 118 000 i slutten av hvert år i 50 år 2,53 mill. kroner. Det vil si, verdien i dag av alle framtidige kostnader i 50 år til dosererkalking er 2,53 mill. 2003-kroner for hver av disse to dosererne i Suldal når det forutsettes at omfanget av kalkingen hvert år i perioden er 100 tonn pr. doserer. Til sammen utgjør nåverdien av kostnadene 5,1 mill. kroner. Det forutsettes her at dosererne ikke skiftes ut i perioden. I avsnitt 14.6.3 gjøres beregninger som inkluderer utskifting av dosererne.

Prisantydningen på kr 1 860 pr. tonn gir følgende kostnader til terrengkalking av hvert av sidefeltene:

Tveitliåna (Steinsåna):  $kr\ 1\ 860 * 3\ 460 \approx kr\ 6,4\ mill.$

Tjøstheimsåna:  $kr\ 1\ 860 * 2\ 180 \approx kr\ 4,1\ mill.$

Til sammen for de to sidefeltene utgjør kostnadene til terrengkalking under disse forutsetningene 10,5 mill. kroner.

### 14.6.3 Konklusjon og følsomhetsberegninger

Kostnadsberegningene foran viser at fortsatt vassdragskalking vil være klart billigere enn terrengkalking av sidefeltene Tveitliåna og Tjøstheimsåna til Suldalsvassdraget med beregnet effekt i minst 50

år og som ville gi samme effekt på vannkvalitet som dagens dosererkalking. Nåverdien av kostnadene til dosererkalking i 50 år er beregnet til å utgjøre halvparten av anslag på hva det ville koste å terrengkalke nedbørsfeltene. Denne konklusjonen er robust. Det skal store endringer i forutsetningene for beregningene før konklusjonen kan endres. Under gjøres noen slike endringer for å se hvordan resultatet påvirkes.

#### 1. Endring i kostnader til vassdragskalking (andre parametere uendret)

Det forutsettes at de to eksisterende kalkdosererne skiftes ut om 25 år til en kostnad på kr 1,0 mill. kroner pr. doserer. Dette får følgende konsekvenser for kostnadene til vassdragskalking:

Nåverdien av en kostnad på 2,0 mill. kroner til å skifte begge doserere om 25 år er 0,75 mill. kroner. Dette innebærer at nåverdien av kostnadene til vassdragskalking inklusive utskifting av de to dosererne om 25 år øker fra 5,1 til 5,9 mill. kroner. Kostnaden til terrengkalking (10,5 mill. kroner) er fortsatt klart høyere en vassdragskalking.

#### 2. Endring i varighet av terrengkalking og kostnader til vassdragskalking (andre parametere uendret)

Det er regnet med at dosen terrengkalk pr. arealenhet som det er kalkulert med, gir en varighet av effekten på minst 50 år. På grunn av usikkerhet om hvor mange år effekten av terrengkalking faktisk vil vare, vil vi beregne virkningen av å øke effektperioden med 25 år. Det vil si at rekalking ikke vil være nødvendig før om 75 år. Dette innebærer at vi for å få korrekt sammenligningsgrunnlag må legge kostnadene til vassdragskalking i ytterligere 25 år til den tidligere beregningen. Vi legger også inn utskifting av dosererne etter henholdsvis 25 og 50 år. Endelig gjør vi den (usikre) forutsetning om at administrative kostnader knyttet til kalking reduseres årlig med netto 0,2 årsverk i Rogaland ved denne overgangen fra vassdragskalking til terrengkalking. Rent illustrasjonsmessig regner vi med en kostnad pr. årsverk på 0,6 mill. kroner. Nåverdien av kostnadene til vassdragskalking i 75 år under disse forutsetningene er vist i **Tabell 52**. Tabellen viser at under disse forutsetningene er kostnader knyttet til dosererkalking og som spares ved terrengkalking, 9,5 mill. kroner. Dette beløpet tilsvarer 90 % av beregnede kostnader til terrengkalking.

**Tabell 52. Nåverdi av antatte kostnader i 75 år til dosererne Tveitliåna og Tjøstheimsåna i Suldal.**

	Nåverdi (mill. kroner)
Utskifting 2 doserere 2 ganger	1,03
Dosererkalking inkl. serviceavtale	5,59
0,2 årsverk pr. år	2,84
<b>Sum (avrundet)</b>	<b>9,5</b>

**3. Endringer i kalkdose, varighet ved terrengkalking og antall utskiftninger av doserere (andre parametere uendret)**

**Tabell 53** viser utgifter til terrengkalking ved ulike kalkdoser og nåverdi av utgifter til dosererkalking fra de to dosererne ved ulik antatt varighet av terrengkalking og utskiftingshyppighet av kalkdoserere. For alle alternativer regnes med årlig netto 0,2 årsverk (anslått til kr 120 000) knyttet til dosererkalking spart ved terrengkalking. Alle beløp er inkl. merverdiavgift, i 2003-kroner og avrundet til nærmeste 100 000 kr. Vi ser av tabellen at dosererkalking er mindre kostnadskreven enn terrengkalking under alle beregningsalternativer bortsett fra alternativet med kalkdose på 150 tonn pr. km<sup>2</sup>, 50 års varighet

og utskifting av doserere én gang. I dette alternativet er kostnadene til terrengkalking litt lavere enn dosererkalking.

**Tabell 54** viser fordelingen av nåverdien av kostnadskomponentene som kolonnen *Nåverdi utgifter (mill. kr)* i **Tabell 53** består av. Vi ser av **Tabell 54** at utgifter til kalk, transport og serviceavtale er klart største kostnadskomponent. Kostnader til dosererskaffelse betyr mindre. Endring i forutsetninger om arbeidstidsforbruk knyttet til administrasjon og drift av doserere kan gi forholdsvis store utslag i total kostnad. For eksempel vil en økning i tidsforbruket med ¼ årsverk øke kostnadene med 1 – 3 mill. kroner avhengig av tidshorisont.

**Tabell 53. Nåverdi av antatte framtidige kostnader til dosererne Tveitliåna og Tjøstheimsåna i Suldal og kostnader til terrengkalking som alternativ til dosererkalking under ulike forutsetninger om kalkdose og varighet av effekt av terrengkalking.**

Terrengkalking			Dosererkalking	
Kalkdose (tonn pr. km <sup>2</sup> )	Kostnad (kr)	Varighet (år)	Antall ganger utskifting doserere	Nåverdi utgifter (mill. kr)
200	10,5	75	2 (etter 25 og 50 år)	9,5 (75 år)
200	10,5	50	1 (etter 25 år)	8,4 (50 år)
150	7,9	50	1 (etter 25 år)	8,4 (50 år)
150	7,9	20	0	4,8 (20 år)
100	5,3	20	0	4,8 (20 år)
100	5,3	10	0	2,9 (10 år)

**Tabell 54. Nåverdi av framtidige kostnader til dosererne Tveitliåna og Tjøstheimsåna i Suldal i Tabell 53 fordelt på kostnadskomponenter.**

Total antatt kostnad	Dosererkalking inkl. serviceavtale	Derav Utskifting doserere	0,25 årsverk
9,5	5,59	1,03	2,84
8,4	5,07	0,75	2,58
4,8	3,21	0	1,63
2,9	1,91	0	0,97



## 14.7 Økonomisk vurdering av terrengkalkingsprosjekt i Guddal

### 14.7.1 Grunnlag for beregningene

Kostnadene til terrengkalking av ett område i Espedalen i Sogn og Fjordane sammenlignes med kostnadene til dosereralking i samme område. Mer presist sammenlignes erfarne kostnader til dosereralking fra én doserer i Espedalselva med beregnede kostnader til å terrengkalke nedbørsfeltet til Espedalselva slik at verken vassdragskalking eller terrengkalking er nødvendig på minst 50 år. Som for Suldal, gjøres følsomhetsberegninger (se avsnitt 14.7.3) for å se hvordan beregningsresultatene endres ved endringer i forutsetninger for beregningene.

Arealet på nedbørsfeltet er 10,5 km<sup>2</sup>. Terrengkalking med 200 tonn/km<sup>2</sup> vurderes som nok til å gi tilstrekkelig effekt i minst 50 år. Dette gir et kalkbehov på  $200 \cdot 10,5 = 2\,100$  tonn. Arealet kalkes med helikopter. Kalkingsmiddel er grovdolomitt 0-2 mm.

Kalkdosereren i Espedalen ble anskaffet i 1997. Ifølge Fylkesmannen i Sogn og Fjordane var anskaffelseskostnadene kr 888 000 inkl. merverdiavgift. Justert for endring i konsumprisindeksen 1997 – 2003 kan pris på dosereren i dag anslås til 1,0 mill. kroner.

På grunnlag av opplysninger fra Fylkesmannen settes forventet årlig kalkforbruk til 90 tonn. Ved beregning av sparte kostnader til dosereralking, forutsettes samme kalktype, leverandør og transportpriser som i andre halvår 2003. Sum pris for kalk og transport av kalk til dosereren pr. 2. halvår 2003 er kr 765 pr. tonn. Årlig kostnad til kalk og transport av kalk til Espedalsdosereren kan på dette grunnlag beregnes til  $kr\ 765 \cdot 90 \approx kr\ 70\,000$ . Det er inngått serviceavtale med leverandør av anlegget. Ifølge opplysninger Fylkesmannen har innhentet fra Fjaler kommune er årlige servicekostnader ca. 40 – 45 000 kroner. I analysen benyttes kr 42 500. Samlede kostnader til kalk og drift av Espedalsdosereren blir etter dette kr 112 500.

Innhentet prisantydning i 2003 for terrengkalking med helikopter er kr 1 860 pr. tonn inkl. merverdiavgift.

### 14.7.2 Beregninger

Med 4 % rente er nåverdien av en betaling på kr 112 500 i slutten av hvert år i 50 år 2,4 mill. kroner. Det vil si at verdien i dag av alle framtidige kostnader i 50 år til dosereralking i Espedal er 2,4 mill. 2003-kroner når det forutsettes at omfanget av kalkingen hvert år i perioden er 90 tonn.

Prisantydningen på kr 1 860 pr. tonn og et kalkbehov på 2 100 tonn gir en beregnet kostnad til terrengkalking av nedbørsfeltet på 3,9 mill. kr.

### 14.7.3 Konklusjon og følsomhetsberegninger

Kostnadsberegningene viser at fortsatt vassdragskalking vil være klart billigere enn terrengkalking av nedbørsfeltet til Espedalselva med beregnet effekt i minst 50 år og som ville gi samme effekt på vannkvalitet som dagens dosereralking. Nåverdien av kostnadene til dosereralking i 50 år er beregnet til å utgjøre 2/3 av anslag på hva det ville koste å terrengkalke nedbørsfeltene. Under gjøres noen endringer i forutsetningene for beregningene for å se hvordan resultatet påvirkes.

#### 1. Endring i kostnader til vassdragskalking (andre parametere uendret)

Det forutsettes at Espedalsdosereren skiftes ut om 25 år til en kostnad på kr 1,0 mill. kroner. Dette får følgende konsekvenser for kostnadene til vassdragskalking:

Nåverdien av en kostnad på 1,0 mill. kroner til å skifte dosereren om 25 år er 0,38 mill. kroner. Dette innebærer at nåverdien av kostnadene til vassdragskalking inklusive utskifting av dosereren om 25 år øker fra 2,4 til 2,8 mill. kroner. Skifte av doserer gir ingen endring i konklusjonen om at dosereralking er billigst.

#### 2. Endring i varighet av terrengkalking og kostnader til vassdragskalking (andre parametere uendret)

Det er regnet med at dosen terrengkalk pr. arealenhet som det er kalkulert med gir en varighet av effekten på minst 50 år. På grunn av usikkerhet om hvor mange år effekten av terrengkalking faktisk vil vare, vil vi beregne virkningen av å øke effektperioden med 25 år. Det vil si at rekalking ikke vil være nødvendig før om 75 år. Dette innebærer at vi for å få korrekt sammenligningsgrunnlag må legge kostnadene til vassdragskalking i ytterligere 25 år til den tidligere beregningen. Vi legger også

inn utskifting av dosereren etter henholdsvis 25 og 50 år. Endelig gjør vi den (usikre) forutsetning om at administrative kostnader knyttet til kalking reduseres årlig med netto 0,1 årsverk i Sogn og Fjordane ved denne overgangen fra vassdragskalking til terrengkalking. Rent illustrasjonsmessig regner vi med en kostnad pr. årsverk på 0,6 mill. kroner. Nåverdien av kostnadene til vassdragskalking i 75 år under disse forutsetningene er vist i **Tabell 55**. Tabellen viser at under disse forutsetningene er kostnader knyttet til dosererkalking og som spares ved terrengkalking, 4,6 mill. kroner. Dette beløpet er 0,7 mill. kroner høyere enn beregnet kostnad til terrengkalking (3,9 mill. kroner).

### 3. Endringer i kalkdose, varighet ved terrengkalking og antall utskiftninger av doserer (andre parametere uendret)

**Tabell 56** viser utgifter til terrengkalking ved ulike kalkdoser og nåverdi av utgifter til dosererkalking ved ulik antatt varighet av terrengkalking og utskiftingshyppighet av kalkdoserer. For alle alternativer regnes med årlig netto 0,1 årsverk (anslått

til kr 60 000) knyttet til dosererkalking spart ved terrengkalking. Alle beløp er inkl. merverdiavgift, i 2003-kroner og avrundet til nærmeste 100 000 kr. Vi ser av tabellen at billigste kalkingsmetode her avhenger av forutsetninger om kalkdose og varighet av terrengkalking. Også forutsetningen om spart arbeidsinnsats på 0,1 årsverk ved overgang fra doserer- til terrengkalking har betydning. Denne usikre kostnadskomponenten utgjør i beregningene 1/3 av kostnadene til dosererkalking, se **Tabell 57**.

**Tabell 57** viser fordelingen av nåverdien av kostnadskomponentene som kolonnen *Nåverdi utgifter (mill. kr)* i **Tabell 56** består av. Vi ser av **Tabell 57** at utgifter til kalk, transport og serviceavtale er klart største kostnadskomponent. Kostnader til dosereranskaffelse utgjør forholdsvis lite. Antatt spart årlig arbeidskraftforbruk ved overgang fra dosererkalking til terrengkalking er den mest usikre kostnadskomponenten. Endring i forutsetninger om arbeidstidsforbruk knyttet til administrasjon og drift av doserer gir forholdsvis store utslag i total kostnad.

**Tabell 55.** Nåverdi av antatte kostnader i 75 år til dosereren i Espedal.

	Nåverdi (mill. kroner)
Utskifting 1 doserer 2 ganger	0,52
Dosererkalking inkl. serviceavtale	2,66
0,1 årsverk pr. år	1,42
<b>Sum</b>	<b>4,60</b>

**Tabell 56.** Nåverdi av antatte framtidige kostnader til Espedalsdosereren og kostnader til terrengkalking som alternativ til dosererkalking under ulike forutsetninger om kalkdose og varighet av effekt av terrengkalking.

Terrengkalking			Dosererkalking	
Kalkdose (tonn pr. km <sup>2</sup> )	Kostnad (kr)	Varighet (år)	Antall ganger utskifting doserere	Nåverdi utgifter (mill. kr)
200	3,91	75	2 (etter 25 og 50 år)	4,60 (75 år)
200	3,91	50	1 (etter 25 år)	4,08 (50 år)
150	2,93	50	1 (etter 25 år)	4,08 (50 år)
150	2,93	20	0	2,34 (20 år)
100	1,95	20	0	2,34 (20 år)
100	1,95	10	0	1,40 (10 år)

Tabell 54. Nåverdi av framtidige kostnader til Espedalsdosereren i Tabell 56 fordelt på kostnadskomponenter.

Total antatt kostnad	Dosererkalking inkl. serviceavtale	Derav Utsifting doserere	0,25 årsverk
4,60	2,66	0,52	1,42
4,08	2,42	0,38	1,29
2,34	1,53	0	0,82
1,40	0,91	0	0,49

# DN-utredning

## oversikt

### 2012

- 5-2012: Terrengkalking for å redusere surhet og tilførsel av aluminium til vassdrag  
Terrengkalkingsprosjektets oppsummeringsrapport
- 4-2012: Kriterier og metoder for kartlegging og overvåkning av fremmede arter
- 3-2012: Kartlegging av fremmede marine arter i Rogaland
- 2-2012: Kartlegging av fremmede marine arter i Hordaland
- 1-2012: Sjørøyevassdragene i Nord-Norge; 100 av 400 mulige - en zoogeografisk analyse av de aktuelle vassdragene

### 2011

- 11-2011: Innstilling fra utvalg om kultivering av anadrom laksefisk
- 10-2011: Utredning av europeisk flatøsters *Ostrea edulis* L. – Kunnskapsoversikt med forslag til handlingsplan
- 9-2011: CEPA-handlingsplan for våtmark 2011-2014
- 8-2011: Endringer i norsk marin bunnfauna 1997-2010
- 7-2011: Lavkart Setesdal/Ryfylkeheiene og Setesdal Austhei - metodeutvikling og validering av kart
- 6-2011: Invasive American Mink (*Neovison vison*): Status, ecology and control strategies
- 5-2011: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark i Troms med en vurdering av kunnskapsstatus
- 4-2011: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark i Finnmark med en vurdering av kunnskapsstatus
- 3-2011: Genbank 2008 og 2009
- 2-2011: Utbredelsesmodellering av fremmede invaderende karplanter langs veg
- 1-2011: The Norwegian Nature Index 2010

### 2010

- 9-2010: Evaluering av «Program for terrestrisk naturovervåking» (TOV 2000-2010)
- 8-2010: *Overvåking av fjellvegetasjon på Stortussen/Snøtind* - et pilotprosjekt innenfor GLORIA Norge
- 7-2010: Etablering av nye laksestammer på Sørlandet. Erfaringer fra arbeidet i Mandalselva og Tovdalselva etter kalking
- 6-2010: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn og utmark i Oslo og Akershus, med en vurdering av kunnskapsstatus
- 5-2010: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark i Vestfold, med en vurdering av kunnskapsstatus
- 4-2010: Datagrunnlag for Naturindeks 2010
- 3-2010: Naturindeks for Norge 2010
- 2-2010: Spredning av fremmede karplanter fra veganlegg – kartlegging og metodeutvikling
- 1-2010: Mulige effekter av etablering av stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*) i Norge

### 2009

- 6-2009: Overvåkning av fjellvegetasjon sommeren 2008 (GLORIA-prosjektet)
- 5-2009: Bleka i Byglandsfjorden – bestandsstatus og tiltak for økt naturlig rekruttering 1999-2008
- 4-2009: Moderne hjorteviltforvaltning med ny virkemiddelbruk mot 2015
- 3-2009: Utvikling av tradisjonelle kulturlandskaper i Barentregionen – KNP-modellen
- 2-2009: GMO Assessment in Norway as Compared to EU Procedures: Societal Utility and Sustainable Development
- 1-2009: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Hordaland med en vurdering av kunnskapsstatus  
Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold

## KONTAKTINFO

Direktoratet for naturforvaltning. Besøksadresse: Tungasletta 2.  
Postadresse: Postboks 5672 Sluppen, 7485 Trondheim,  
tlf: 73 58 05 00, faks: 73 58 05 01, e-post: [postmottak@dirnat.no](mailto:postmottak@dirnat.no), [www.dirnat.no](http://www.dirnat.no)

Direktoratet for naturforvaltning har sentrale, nasjonale oppgaver og ansvar i arbeidet med å forvalte norsk natur. Det innebærer å bevare naturmangfoldet og legge til rette for friluftsliv og bruk av naturens ressurser.

Direktoratet for naturforvaltning er en rådgivende og utøvende etat, underlagt Miljøverndepartementet. Vi har myndighet til å forvalte naturressurser, gjennom ulike lover og forskrifter som Stortinget har vedtatt.

Ut over lovbestemte oppgaver har vi også ansvar for å identifisere, forebygge og løse miljøproblemer. Direktoratet for naturforvaltning samarbeider med andre myndigheter og gir råd og informasjon til befolkningen.