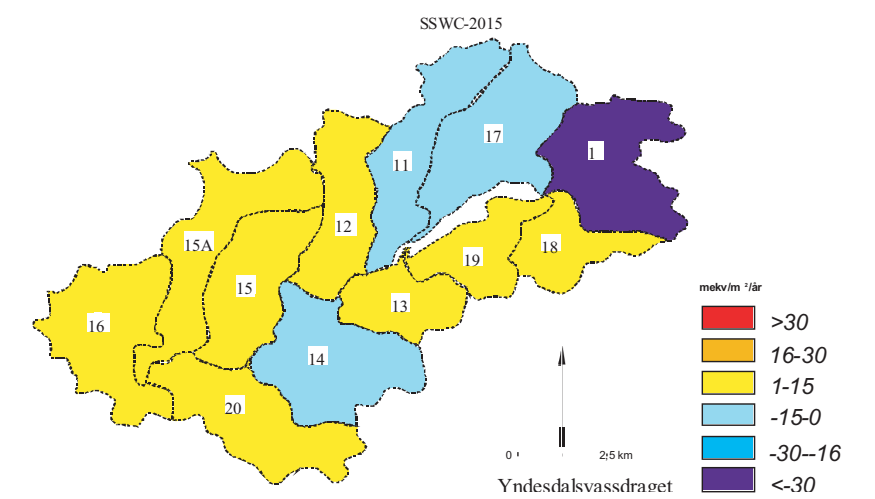
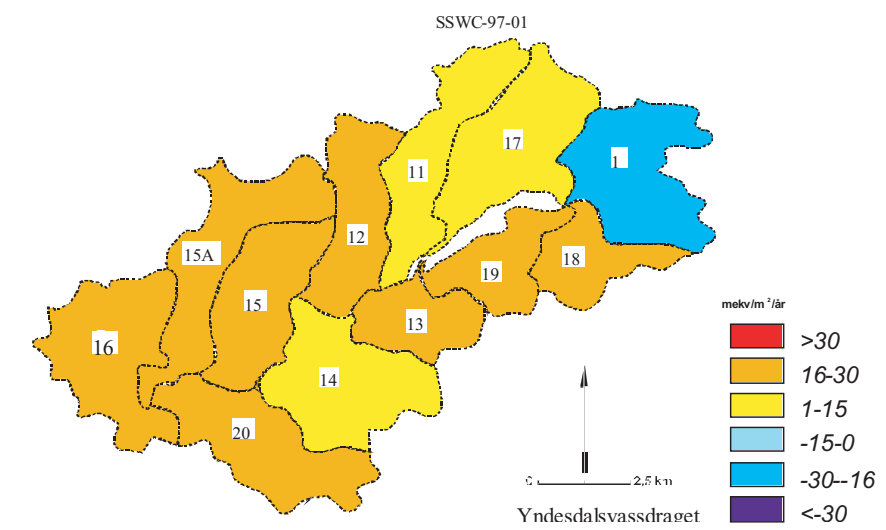




RAPPORT LNR 4882-2004

Kalkingsplan for Yndesdal- Frøysetvassdraget

Basert på beregning av tålegrenser
og prognoser for reduksjoner av
surt nedfall



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

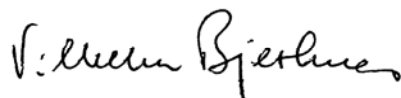
9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

| | | |
|---|---------------------------------------|------------------|
| Tittel Kalkingsplan for Yndesdal-Frøysetvassdraget basert på tålegrenseberegninger og prognoser for reduksjoner av surt nedfall | Løpenr. (for bestilling) 4882-2004 | Dato 250804 |
| | Prosjektnr. Udemnr. O-23532 | Sider Pris 52 |
| Forfatter(e) Vilhelm Bjerknes Richard Wright Thorjørn Larssen Jarle Håvardstun | Fagområde Sur nedbør | Distribusjon |
| | Geografisk område Hordaland | Trykket NIVA |

| | |
|--|----------------------------------|
| Oppdragsgiver(e) Fyleksmannen i Hordaland | Oppdragsreferanse Kjell Hegna |
|--|----------------------------------|

| |
|--|
| <p>Sammendrag</p> <p>Yndesdalsvassdraget i Masfjorden i Hordaland er rammet av sur nedbør, og har vært kalket siden 1991 med sikte på å gjenskape levevilkår for laks. Det er foretatt tålegrenseberegninger og beregninger og prognoser for reduksjon i tålegrenseoverskridelser fram til 2015, basert på Gøteborgprotokollens avtaler om utslippsreduksjoner. Det er også utført modellstudier av vannkvalitetsutviklingen i vassdraget, og prognoser for kalkbehov samt anbefalinger om framtidig kalkingsstrategi. Rapporten gir også anbefalinger om vannbehandling av sideelven Tangedalselva (Tverrelva) som et bidrag til å sikre sjøaureproduksjonen.</p> |
|--|

| | |
|--|--|
| <p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Sur nedbør 2. Vannkvalitet 3. Laks 4. Kalking | <p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Acid rain 2. Water quality 3. Atlantic salmon 4. Liming |
|--|--|



Vilhelm Bjerknes
Prosjektleder



NilsRoar Sælthun
Forskningsdirektør

<

**Kalkingsplan for Yndesdal-Frøysetvassdraget basert
på tålegrenseberegninger og prognoser for
reduksjoner av surt nedfall**

Forord

Yndesdalsvassdraget har vært kalket siden 1991. I denne rapporten benyttes naturens tålegrenser, beregning av tålegrenseoverskridelser og modellering av framtidig forsurningsutvikling som grunnlag for beregninger av kalkbehov og forslag til framtidig kalkingsstrategi for vassdraget. Beregningene er gjort på bakgrunn av internasjonale avtaler om reduksjoner i utslipp av langtransportert forurensning.

Prosjektet er bekostet av Fylkesmannen i Hordaland, med Kjell Hegna som oppdragsgivers kontaktperson. Arbeidet er utført ved NIVA, og har vært ledet av Vilhelm Bjerknæs. Tålegrense- og overskridelsesberegninger er gjort av Thorjørn Larssen. Richard Wright har stått for utarbeiding av prognoser for vannkjemi og kalkbehov. Utarbeiding av kartmaterialet i rapporten er gjort av Jarle Håvardstun. Atle Hindar har kvalitetssikret rapporten.

Vi takker Fylkesmannen i Hordaland for oppdraget og samarbeid under veis.

Bergen, 16. september 2004

Vilhelm Bjerknæs

Innhold

| | |
|---|-----------|
| Sammendrag | 5 |
| Summary | 7 |
| 1. Innledning | 8 |
| 1.1 Bakgrunn | 8 |
| 1.2 Mål | 8 |
| 1.3 Begrensninger | 8 |
| 2. Vassdragsbeskrivelse | 10 |
| 2.1 Generelt | 10 |
| 2.2 Hydrologi | 11 |
| 2.3 Vannkvalitet | 12 |
| 2.4 Tangedalselva | 14 |
| 2.5 Invertebrater og fisk | 15 |
| 3. Tålegrenseberegninger | 17 |
| 3.1 Metoder | 17 |
| 3.2 Vannkjemisk grunnlag for tålegrenseberegningene | 17 |
| 3.3 Tålegrenser og overskridelser | 20 |
| 4. Vannkjemisk modellering | 26 |
| 4.1 MAGIC-modellen | 26 |
| 4.2 Jorddata | 26 |
| 4.3 Nedbør og nedbørkjemi | 27 |
| 4.4 Avrenning og vannkjemiske data | 28 |
| 4.5 Andre inngangsparametre | 29 |
| 4.6 Kalibrerte parameterverdier | 30 |
| 4.7 MAGIC resultater | 30 |
| 5. Kalkingsplan | 37 |
| 5.1 Mål og strategi | 37 |
| 5.2 Nåværende kalking av Yndesdalsvassdraget | 39 |
| 5.3 Beregning av kalkbehov. | 40 |
| 5.3.1 Fullkalking av Yndesdalsvatn | 40 |
| 5.3.2 Kalkdoserer ved Ostavatn | 42 |
| 5.3.3 Vurdering av kalkdosererens kapasitet | 43 |
| 5.3.4 Endringer i kalkbehov | 44 |
| 5.4 Vannbehandling av Tangedalselv | 46 |
| 5.5 Driftsstabilitet for anlegget i Tangedalselva | 48 |
| 6. Referanser | 50 |

Sammendrag

Yndesdalsvassdraget ligger i Masfjorden kommune i Hordaland og Gulen kommune i Sogn og Fjordane. Nedbørfeltet dekker et areal på 125,04 km², og går opp til 700 m høyde. Spesifikk avrenning er 117 l/s km², og middelvannføringen er 14,7 m³/s. Nedbørfeltet består av relativt homogent grunnfjell med en brutt topografi og en rekke større bassenger. Vannkvaliteten i Yndesdalsvassdraget reflekterer nedbørfeltets svake bufferevne, med kalsiumverdier fra 0,2 til 0,5 mg Ca/L og pH-verdier i området 4,7-5,7. Vassdraget er påvirket av sur nedbør, og på 1980-tallet var det ikke lenger laks i vassdraget, og både innlandsaure og sjøaure var i ferd med å dø ut som følge av forsurening. Den største innsjøen er Yndesdalsvatnet (104 m o.h.) med et overflateareal på 2,12 km², maksimumsdyp 116 m og et volum på 110 mill m³. Stort volum og forholdsvis lang oppholdstid gjør innsjøen egnet for kalking.

Kalking av Yndesdalsvassdraget ble satt igang i 1991 med årlig fullkalking av Yndesdalsvatnet. Målet med kalkingen var å heve pH til 6,2 på anadrom strekning for å gjøre vassdraget egnet for laks. Laks og sjøaure kan vandre 6 km opp i vassdraget til Lauveidvatn, ca. 500 m nedstøms Ostavatn. Kalking og gjenforsuring av Yndesdalsvatn førte til store årlige variasjoner i vannkvalitet, og stabiliserende dosering av kalk ble satt igang ved Ostavatn høsten 1994. Dette har ført til en stabil vannkvalitet på anadrom strekning gjennom hele året, med pH-verdier >6,2, kalsiumverdier i området 1-2 mg Ca/L og labilt aluminium <20 µg LAI/L.

Denne rapporten bygger på en gjennomgang av endringene i den vannkjemiske og biologiske tilstanden i vassdraget i perioden 1991-2003, og vurderer alternative strategier for å opprettholde kalkingsmålet på anadrom strekning. Det er også foretatt en vurdering av nåværende og framtidig kalkbehov i vassdraget fram til 2015, basert på forutsetningene i Gøteborg-protokollen, beregning av tålegrensoverskridelser (SSWC-modellen og FAB-modellen) og modellering av framtidig vannkjemi (MAGIC-modellen).

Tålegrenseberegninger er gjort for 12 ulike delfelt i vassdraget. Resultatene viser at både tilstand og utvikling er forskjellig for ulike delfelt. De forventete forbedringene i vannkvalitet etter oppfølging av Gøteborg-protokollen vil være mest markert i nedbørfeltets nordlige og sør-vestlige deler, mens resten av feltet vil ha betydelige overskridelser av naturens tålegrenser også etter betydelige reduksjoner i svovelutslipp. Resultatene kan benyttes i framtidige vurderinger av restaureringstiltak i hele eller deler av nedbørfeltet.

Installasjonene som er gjort i forbindelse med kalkdosereren ved Ostavatn tillater iverksettelse av mer differensierte kalkingsmål, med ulike pH-mål for ulike deler av året, og det foreslås en syklus med pH=6,0 fra 1. juni til 14 februar, pH=6,2 fra 15. februar til 31. mars og pH=6,4 fra 1. april til 31. mai. En overdosering opp til 0,2 pH-enheter over kalkingsmålet er nødvendig for å opprettholde mål-pH ved Frøyset.

Årlig kalkbehov for avsyring og avgifting av aluminium på anadrom strekning er beregnet til ca. 1200 tonn i 1970, ca. 1000 tonn i 1990, ca. 700 tonn i 1998 og 600 tonn i 2015. Tallene er beregnet ut fra middel nedbør og middel avrenning. Variasjoner fra år til år vil gi variasjoner i kalkbehov.

Dosering styres av vannføring ut av Ostavatn og oppstrøms pH. Både silokapasitet (70 m³) og doseringskapasitet (695 g kalk/s, dvs. 60 tonn/døgn) gjør det mulig å opprettholde de nevnte kalkingsmål for anadrom strekning uten innsjøkalking i Yndesdalsvatn, også ved høy vannføring. Å utelate kalking av Yndesdalsvatn vil således være uten betydning for vannkvaliteten på anadrom strekning, men vil ha konsekvenser for fisk og biologisk mangfold på elvestrekninger og i innsjøer mellom Yndesdalsvatn og Ostavatn.

Til tross for ovedosering viser kontinuerlig pH-kontroll ved Frøyset hyppig forekomst av episodiske fall i pH i nedre del av vassdraget langt under mål-pH. Dette henger sammen med varierende bidrag av surt vann fra den ukalkete Tangedalselva (Tverrelva) i forbindelse med variasjoner i nedbør. Disse situasjonene antas å føre til økt mobilisering av uorganisk monomert aluminium, og kan være til skade både for rogn og yngel, og for utvandrende smolt på strekningen fra Tangedalselv til utløpet, og i Risnesvågen.

Tangedalselva er ansett for å ha et godt potensiale for produksjon av sjøaure, og i 2000 ble det bygget fisketrapp ved Nordvang med sikte på å utnytte potensialet i øvre del av elven. For å skape optimale forhold for reproduksjon er det nødvendig med kjemisk vannbehandling av Tangedalselva. Avsyring (avgifting) vil kreve omkr. 100 tonn kalk pr år om vi legger de samme pH-mål til grunn som for resten av anadrom strekning.

Bruk av silkat har vært vurdert for Tangedalselva, og elva har vært brukt som objekt for utprøving av silikat som vannbehandlingsmiddel. Driftskostnadene ved silikatdosering vil være noe høyere enn for kalk, mens investeringskostnadene vil være lavere. Noen av fortrinnene ved å nytte silikat er høy løselighet og hurtig avgifting, med god effekt på episodisk forsuring. Bindingen av aluminium opprettholdes ved blanding av ferskvann og sjøvann. Disse fortrinnene gjør silikat velegnet for Tangedalselva med sine store variasjoner i vannføring, nærhet til et kalket vassdrag og nærhet til utløpet i Risnesvågen som er et innelukket estuarium.

Summary

Title:

Year:

Author:

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4568-5

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Forsuring har bidratt til problemer i en rekke laksevassdrag. I Hordaland er skadene stedvis åpenbare, noe som henger sammen med mengde forsurende nedfall og med geologiske forhold, og dermed motstandskraft mot forsuring. Imidlertid er det store lokale forskjeller mellom ulike nedbørfelt.

Nedfallet av svovel på Vestlandet nådde et maksimum omkring 1970, og har deretter avtatt med ca. 60%. Nedfallet av nitrogen nådde et maksimum omkring 1990, og har deretter avtatt med ca. 20% (Aas et al. 2003). Det totale nedfallet av sure komponenter vil avta ytterligere fram til 2015, hvis Gøteborg-protokollen av LRTAP-konvensjonen implementeres (UN-ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollutants) (Schöpp et al. 2003).

Nedgangen i sur nedbør de siste 20 år har gitt en markert forbedring i forsuringssituasjonen i elver og innsjøer (SFT 2003), men fortsatt er vannkvaliteten uakseptabel for fisk i en rekke vassdrag. I tillegg til kronisk forsuring kommer episoder av surt vann. Kraftig storm med stort nedfall av sjøsalter skaper episodisk toksisk vannkvalitet for laks og ørret (Hindar et al. 1993). I mange nedbørfelt og delfelt er naturens tålegrenser fortsatt overskredet, og i flere vassdrag er det fortsatt stor risiko for skadelige episoder (jfr. Hindar et al. 1997; Bjerknes et al. 1998a).

Forsuring vil være et vedvarende problem på Vestlandet selv om reduksjonene i utslipp etter Gøteborg-protokollen oppfylles. Dessuten vil enhver økning i nitratlekkasje fra nedbørfeltet bidra til å opprettholde eller øke forsuringproblemene.

Yndesdalsvassdraget var det første større kalkingsprosjektet i Hordaland. Systematisk kalking av vassdraget har vært igang siden 1991. Parallelt er det gjennomført et vannkjemisk og biologisk overvåkingsprogram for å studere utviklingen i vannkjemisk og biologisk respons i vassdraget (Raddum og Bjerknes 1999; DN 2003). Overvåkingen har bl.a. dokumentert at vassdraget, og spesielt de ukalkete sidevassdragene fortsatt er utsatt for forsuring, med tildels betydelig mobilisering av løst uorganisk aluminium som kan være skadelig for fisk.

1.2 Mål

Det er lagt ned store grunnlagsinvesteringer i kalkingsanlegg og overvåkingssystemer i Yndesdalsvassdraget (Hindar 1990; Enge 1992; Krokli 1994; Bjerknes et al. 1996; Raddum og Bjerknes 1999). Denne rapporten tar utgangspunkt i den kalkingsplanen som foreligger for vassdraget (Hindar 1990; Enge 1992), og i den strategi som er fulgt siden høsten 1994, da det ble installert kalkdoserer oppstrøms anadrom strekning.

Rapporten gir en prognose for endringer i tålegrenseoverskridelser av surt nedfall og prognose for utviklingen i vannkjemisk fram til 2015 basert på vannkjemisk modellering med MAGIC-modellen, gitt implementering av Gøteborg-protokollen. Reviderte vannkvalitetsmål foreslås på grunnlag av ny kunnskap om laksefiskenes vannkvalitetskrav, og ulike strategier skisseres for å sikre en tilstrekkelig vannkvalitet for å holde disse målene. På dette grunnlag gis det også prognose for kalkbehovet.

1.3 Begrensninger

Kalkingsplanen oppgir kalkbehov ved oppgitte vannkvalitetsnivåer i år med "normal" avrenning. Nedbørmengdene kan variere med anslagsvis $\pm 20\%$ fra år til år, noe som gjør at det årlige kalkbehovet kan variere tilsvarende. Videre er vassdraget sterk preget av sjøsalter i nedbøren. Dette gir store variasjoner i pH og andre forsuringparametre, som også vil påvirke kalkbehovet. De

kalkmengder som presenteres her er retningsgivende, og vannkvalitetsutviklingen etter eventuell omlegging av kalkingsstrategien bør følges nøye for å kontrollere at de vannkjemiske målene oppnås. Planen bygger på oppdatert kunnskap om biologisk respons først og fremst på laks og ørret, men tar ikke opp fiskestellmessige eller biologiske forhold utover ren vannkvalitetsbehandling.

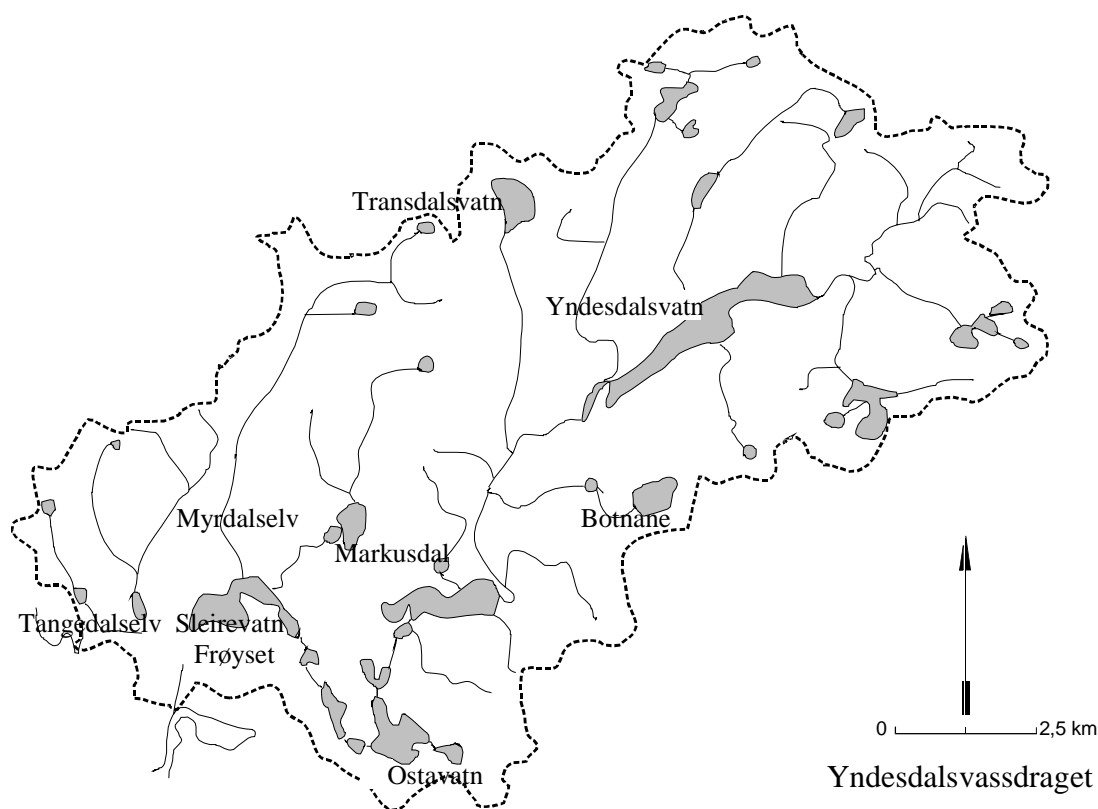
Frøyset Grunneigarlag og Frøyset Elveigarlag (2003) har utarbeidet en driftsplan som tar for seg fiske og fiskestellmessige forhold i vassdraget.

Kalkingsplanen er en hovedplan som gir en oversikt over strategi, dvs. over lokaliteter for spredning og dosering, samt kalkmengder. Relativt grov detaljeringsgrad i planen krever lokal tilpasning av tiltakene, evt. i samarbeid med entreprenør og konsulent. Kostnadene vil først være reelle etter en anbuds- eller tilbudsrunde.

2. Vassdragsbeskrivelse

2.1 Generelt

Yndesdalsvassdraget (Figur 1) ligger ca. 5 mil nord for Bergen, og renner ut i Risnesvågen ved Frøyset i Masfjorden. Øvre del av feltet, inkludert Yndesdalsvatn, ligger i Gulen kommune i Sogn og Fjordane, mens nedre del, inkludert lakseførende strekning, ligger i Masfjorden kommune i Hordaland. Nedbørfeltet er på 125 km², hvorav 55 km² (44%) er dekket av skog, 0,5 km² (0,4%) er myr og 8 km² (6%) er innsjøer. Hovedelven er ca. 28 km lang med utspring ca. 700 moh. Lakseførende strekning er ca. 6 km fra Risnesvågen til Lauveidvatn, som ligger ca. 500 m nedstrøms kalkdosereren ved Ostavatn.



Figur 1. Yndesdalsvassdraget.

Geologisk består nedbørfeltet av et relativt homogent grunnfjellsmassiv med en brutt topografi og en rekke større bassenger. De største bassengene ligger i hoveddalføret, og av disse er Yndesdalvatn (104 moh.) det største med en overflate på 2,12 km² og et nedbørfelt på 40 km². Yndesdalvatnet har et maksimumsdyp på 116 m, volum på 110 mill m³ og teoretisk oppholdstid på 0,7 år. Stort volum og forholdsvis lang oppholdstid gjør denne innsjøen velegnet for kalking.

I tillegg til overvåkingen av vassdraget etter kalking, som er rapportert årlig fra 1991 til 2003 i DN-notater om overvåkingsvirksomheten, er det foretatt en rekke biologiske og vannkjemiske undersøkelser i vassdraget, se Førland et al. (1975), Skartveit et al. (1977) og Haaland og Raddum (1981). Raddum og Bjercknes (1999) gir en samlet oversikt over den biologiske og vannkjemiske utviklingen i vassdraget fra 1991 til 1998.

2.2 Hydrologi

Normal årlig nedbør ved de meteorologiske stasjonene på henholdsvis Frøyset og Brekke er 2234 og 3575 mm, med hovedtyngden av nedbør om høsten. Midlere tilsig er på 461,4 mill. m³ pr. år (NVE 1999), og spesifikk avrenning er 117 l/s km². Dette tilsvarer en avrenning på 3700 mm/år.

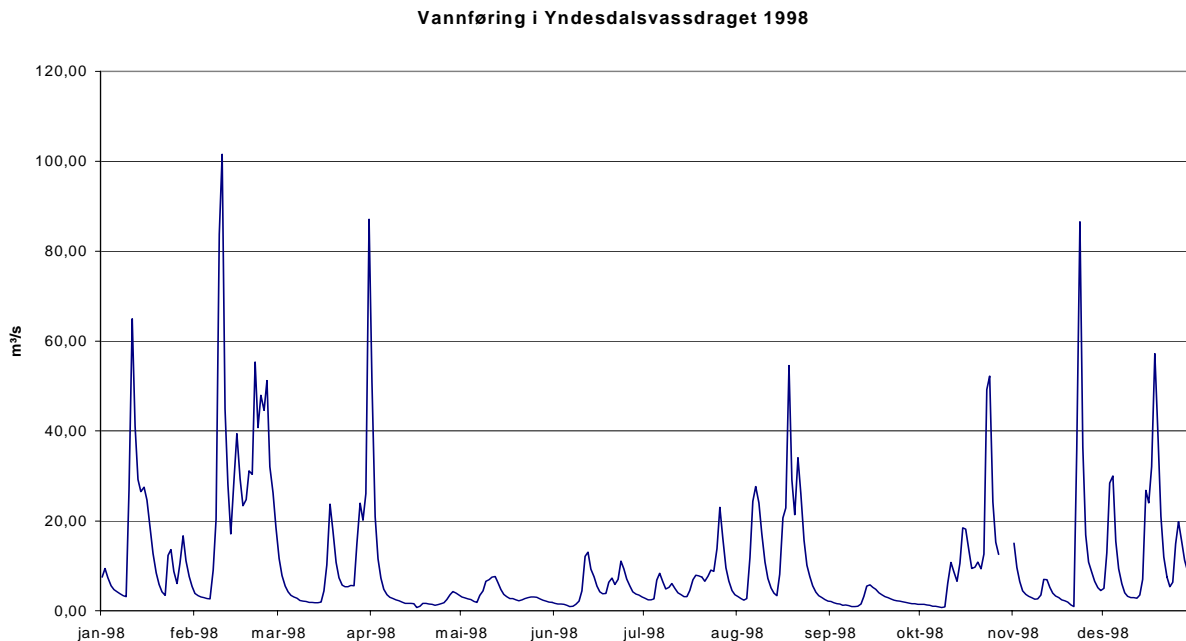
Midlere vannføring i vassdraget er 14,7 m³/s (**Tabell 1**). I forbindelse med bygging av kalkdoserer ved utløpet av Ostavatn høsten 1994 er det etablert vannstandsmåler for beregning av vannføring (Krokli 1994).

Tabell 1. Nedbørfelt og avløp.

| Lokalitet | Nedbørfelt (km ²) | Qs (l/s km ²) | Q (m ³ /s) |
|-----------------------|-------------------------------|---------------------------|-----------------------|
| Yndesdalsvatn | 40,8 | 117 | 4,8 |
| Yndsdalsvatn-Ostavatn | 45,9 | 117 | 5,4 |
| Ostavatn-Frøyset | 38,8 | 117 | 4,5 |
| Sum | 125,5 | 117 | 14,7 |

Feltet ned til utløpet av Ostavatn er på 86,7 km², d.v.s.70% av vassdragets totale nedbørfelt. Vannføringsmåling kombinert med oppstrøms pH-måling nyttes til styring av kalkdosereren.

Figur 2 viser vannføring (døgnmidler) for Ostavatn i et tilfeldig valgt år (1998). Figuren illustrerer store korttidsvariasjoner i vannføringen som respons på nedbør og temperatursvingninger i feltet.



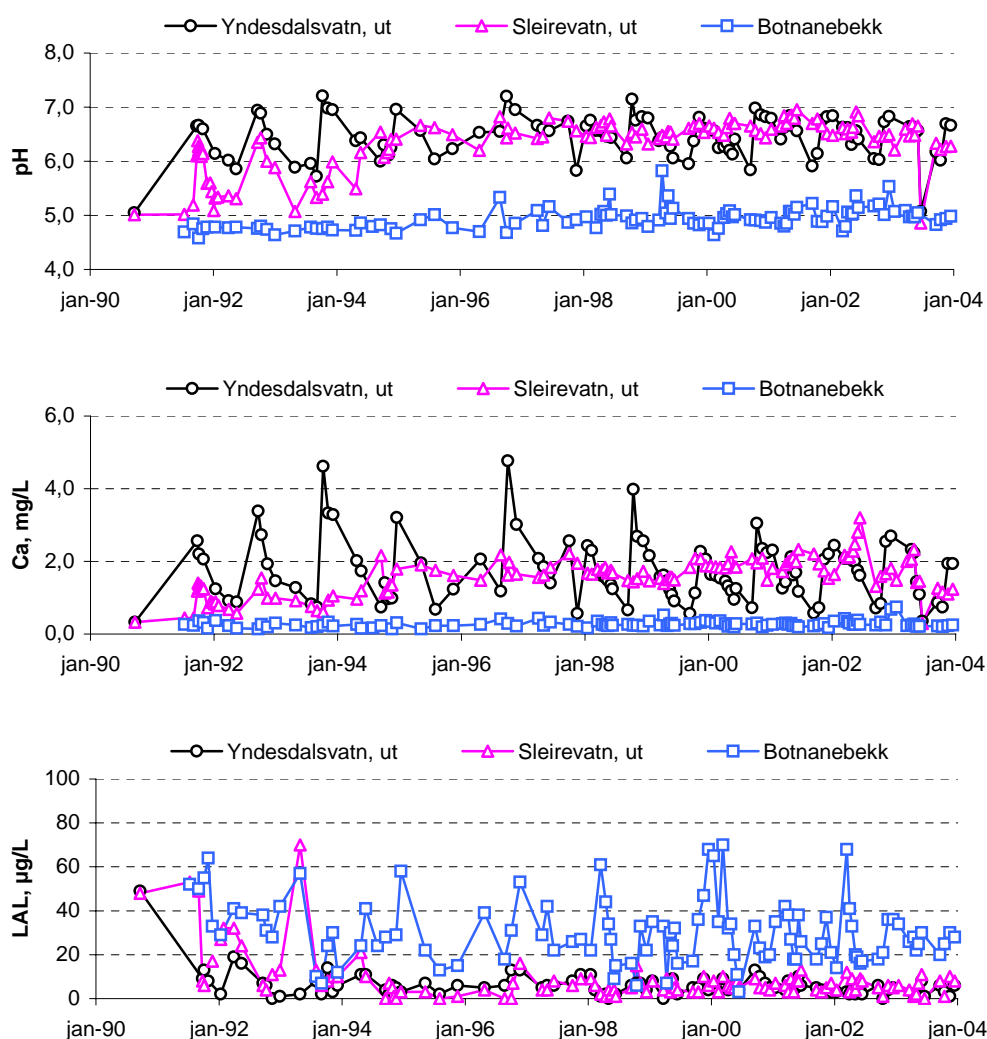
Figur 2. Vannføring (døgnmidler) ved Ostavatn 1998.

2.3 Vannkvalitet

Med årlig fullkalking av Yndesdalsvatn og stabiliserende dosering ved Ostavatn (ovenfor anadrom strekning) kan vassdraget deles inn i 3 hovedelementer (**Figur 3**):

- Ukalkete sideelver
- Kalket strekning av hovedelven mellom Yndesdalsvatn og Ostavatn
- Kalket strekning Ostavatn-Risnesvågen

Maksimums- og minimumsverdier for de viktigste vannkjemiske parametere er gjengitt i **Tabell 2** for perioden 2000-2002.



Figur 3. pH og konsentrasjoner av kalsium (Ca) og labilt aluminium (LAL) målt i overvåking ved den ukalkete sidebekken Botnanebekk, Yndesdalsvatn utløp (kalket) og Sleirevatn utløp nedstrøms kalkdoserer. Yndesdalsvatn ble kalket første gang høsten 1991, mens dosering ved utløpet av Ostavatn begynte høsten 1994.

Alle delfeltene i Yndesdalsvassdraget har surt avrenningsvann med lave kalsiumverdier (<1 mg Ca/L) og pH-verdier i området 4,7-5,7. Dette er typiske verdier for områder med forsuringfølsom natur og

som også er påvirket av sur nedbør. pH i ukalkete sideelver viser en svak tendens til økning (se også Raddum og Bjerknes 1999), trolig en respons på redusert syretilførsel gjennom nedbøren siden 1970-årene (Aas et al. 2003). Nedre del av innløpselven til Yndesdalsvatn har vært kalket sporadisk, og påvirkes også trolig av en viss jordbruksaktivitet i nedbørfeltet.

Utløpet av Yndesdalsvatn viser karakteristiske svingninger i pH i forbindelse med årlig fullkalking (høst) og gjenforsuring av Yndesdalsvatn (**Figur 3**). Den samme trenden er tydelig i nedre del av vassdraget fram til høsten 1994, da stabiliserende kalkdosering ved Ostavatn startet opp. Etter dette er pH nedstrøms jevnet ut, og ligger nesten alltid over kalkingsmålet på $\text{pH} > 6.2$.

Tabell 2. Minimums- middel og maksimumsverdier for en del parametre i vannprøver fra sidebekken Botnanebekken (ukalket), Yndesdalsvatn utløp (innsjøkalket) og Sleirevatn utløp (nedstrøms doserer) i perioden 2000-2002. Antall prøver (n) i materialet er angitt. i.m. = ikke målt.

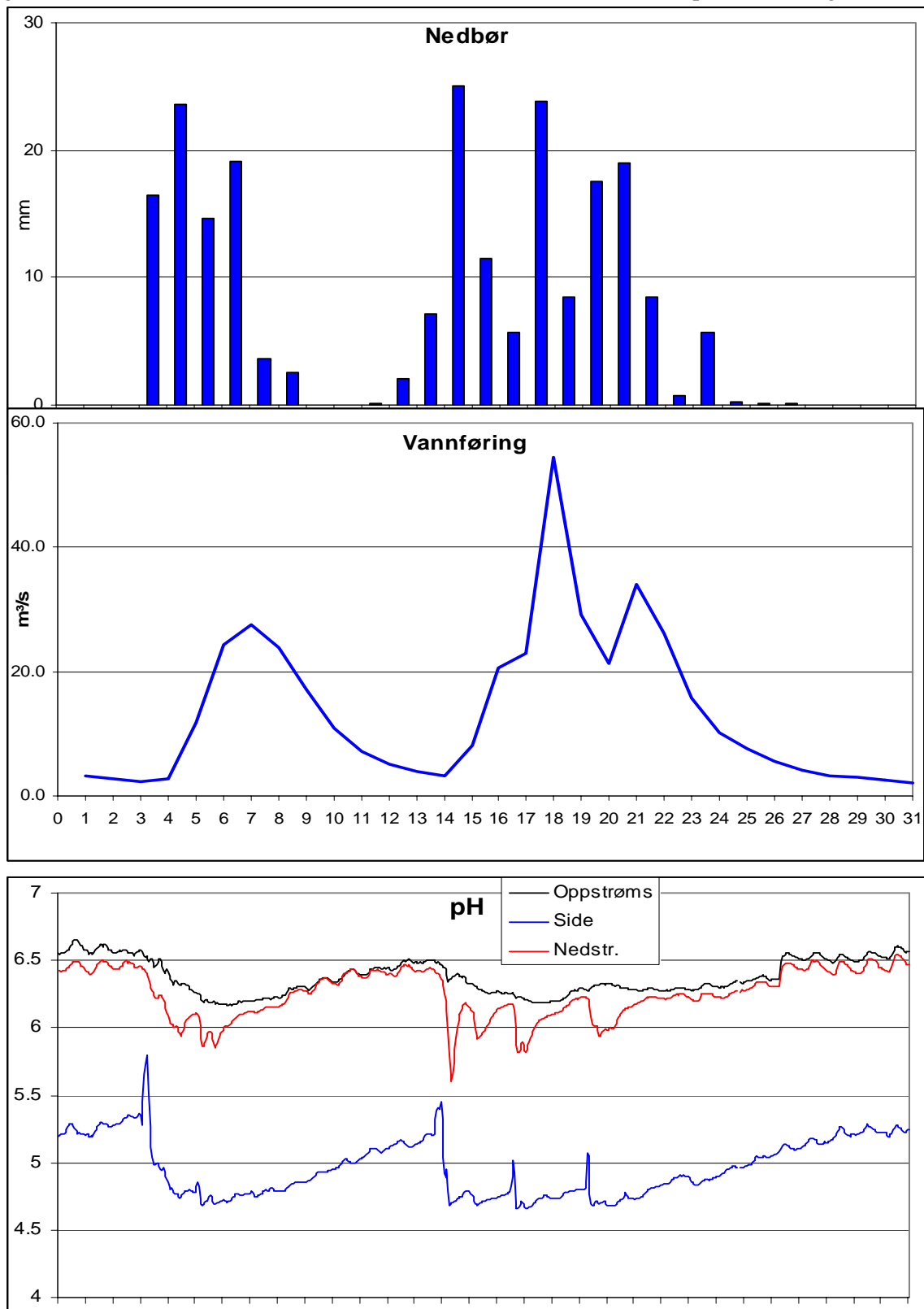
| Stasjon | | pH | Ca | ALK-E | TOC | LAI | ANC |
|----------------------|--------|------|-------------------|-------------------|---------------|-----------------|-------------------|
| | | | $\mu\text{ekv/L}$ | $\mu\text{ekv/L}$ | mg/L | $\mu\text{g/L}$ | $\mu\text{ekv/L}$ |
| Botnanebekk | min | 4,64 | 9,0 | 0,0 | 1,0 | 3 | -45,6 |
| | middel | 5,00 | 14,2 | 0,1 | 2,8 | 29 | -2,9 |
| | max | 5,53 | 33,9 | 5,3 | 6,3 | 70 | 24,9 |
| | n | 36 | 36 | 36 | 36 | 36 | 36 |
| Yndesdalsvatn, utløp | min | 5,84 | 28,4 | 6,4 | 6,4 | 1 | 0,0 |
| | middel | 6,51 | 84,7 | 49,1 | 1,8 | 5 | 66,9 |
| | max | 6,98 | 152,2 | 106,5 | 3,2 | 13 | 136,4 |
| | n | 36 | 36 | 36 | 36 | 36 | 36 |
| Sleirevatn, utløp | min | 6,36 | 65,4 | 35,7 | 1,4 | 1 | i.m. |
| | middel | 6,64 | 98,9 | 60,8 | 2,5 | 6 | i.m. |
| | max | 6,95 | 159,7 | 99,2 | 4,5 | 13 | i.m. |
| | n | 36 | 36 | 36 | 36 | 36 | i.m. |

Middelverdien for labilt aluminium i det ukalkete Botnanebekken er på $29 \mu\text{g/L}$ mens maksimum er $70 \mu\text{g/L}$. Dette indikerer fare for betydelig skade på både ørret og laks, mens verdiene i Yndesdalsvatn utløp og i Sleirevatn nedstrøms kalkdoseren indikerer liten fare for skade (Kroglund et al. 1998). Tilførsler av en rekke ukalkete sideelver på denne strekningen betyr betydelig fare for giftige blandsoner. ANC er over $20 \mu\text{ekv/L}$ i samtlige prøver fra utløpet av Yndesdalsvatn dvs. over den kritiske skadegrensen for innlandsørret (Lien et al. 1991; 1992).

På grunn av innskrenkninger i overvåkingen mangler vi analysegrunnlag for å beregne ANC på lakseførende strekning for de siste årene, men både pH -verdier og kalsiumkonsentrasjoner viser noe variasjon over tid ved utløpet av Sleirevatn (lakseførende strekning nedstrøms doseringspunktet). Enge (1992) oppga pH 6,4 nedstrøms doserer som en nødvendig verdi (dvs. $\text{Ca} \geq 1,3 \text{ mg/L}$) for å holde pH over 6,2 på lakseførende strekning til sjøen. Laveste målte pH-verdi i stikkprøver ved Sleirevatn etter at kalkdosering begynte høsten 1994 og frem til utgangen av 2002 var 6,07, og laveste Ca-konsentrasjon var $1,12 \text{ mg/L}$. Høyeste registrerte konsentrasjon av labilt aluminium var $16 \mu\text{g/L}$, en verdi som er antatt å være bare moderat skadelig for laksesmolt (Kroglund et al. 1998).

2.4 Tangedalselva

Tangedalselva eller Tverrelva renner inn i hovedelva ca. 500 m ovenfor utløpet i Risnesvågen.



Figur 4. Nedbør ved Frøyset, vannføring ved Ostavatn og pH i hovedelven oppstrøms og nedstrøms Tangedalselv og i Tangedalselv. Eksempler fra august 1998.

Stikkprøver på lakseføende strekning i hovedelva viser sjelden lavere pH enn 6,2, men slike situasjoner registreres relativt hyppig ved målestasjonen på Frøyset som registrerer pH kontinuerlig. Disse episodene henger sammen med at kraftige nedbørepisoder fører til rask vannføringsøkning i Tangedalselva, som leverer et relativt stort bidrag av surt vann. På grunn av større magasinkapasitet vil vannføringsøkningen i hovedelven være tregere. Ettersom vannføringen i hovedelven øker vil imidlertid pH nedstrøms stige igjen. **Figur 4** viser noen eksempler på slike situasjoner i august 1998. Slike pH-endringer kan føre til mobilisering av labilt aluminium (Rosseland et al. 1992; Rosseland and Hindar 1991; Bjerknes et al. 1996).

Frøyset er den eneste blandsonen av betydning i den lakseføende strekning. Denne blandsonen berører gyteplasser og oppvekstområder i nedre del av elven, og vil i tillegg kunne påvirke smolt på utvandring fra vassdraget. Dosereren ved Ostavatn ligger for høyt oppe i vassdraget til at blandsonen ved Frøyset kan motvirkes med overdosering. Kalking eller silikatbehandling av Tangedalselva vil kunne fungere som botemiddel (Åtland et al. 1997, Åtland *et al.* 2003).

Ørretbestanden i Tangedalselva har overlevd til tross for en sterkt forsuret vannkvalitet med høye konsentrasjoner av aluminium. Selv om vannkvaliteten er forbedret som følge av redusert nedfall de siste årene er Tangedalselva stadig sterkt forsuret med til dels kraftige episoder (pH 4,7 - 4,8 forekommer jevnlig). I mars 2002 ble det observert en tydelig sjøsaltepisode med sterk mobilisering av labilt aluminium. Klorid-konsentrasjonen i elva, som normalt varierer mellom 2 og 5 mg/L, økte til 12 mg/L, og dette medførte en kraftig mobilisering av aluminium. Konsentrasjonen av labilt aluminium økte fra omkring 20 µg/L til 112 µg/L.

2.5 Invertebrater og fisk

Yndesdalsvassdraget har vært overvåket årlig fra 1991 (med unntak av 1998) med hensyn på invertebrater. Vassdraget ble også undersøkt under SNSF-prosjektet i perioden 1975-80 og senere i forbindelse med 10-års vernede vassdrag, 1000-sjøersundersøkelsene og tålegrenseprosjektet (Haaland and Raddum 1981; Henriksen et al. 1989; Lien et al. 1991). Det stasjonsnett som ble opprettet for overvåking av kalkingen inkluderer flere av de tidlige undersøkte lokalitetene.

Universitetet i Bergen har stått for overvåking av invertebrater og fisk i vassdraget (Raddum og Bjerknes 1999). Forsuringsindeksene for bunndyr var lave og med små endringer fram til 1994 (gjennomsnitt 0,17 for indeks 1 og 0,27 for indeks 2). Deretter økte indeksverdiene til et toppunkt opp mot 0,5 våren 1996. Indeks 1 har holdt seg på dette nivået etter det, mens indeks 2 har gått noe tilbake.

I lokalitetene i hovedvassdraget mellom Yndesdalsvatn og Ostavatn, som er påvirket av innsjøkalkingen, ligger indeksverdiene høyere enn i de ukalkete sideelvene. Vårverdiene nådde en topp i 1995, for siden å avta noe, mens høstverdiene har steget i hele kalkingsperioden. Forskjellen mellom vår og høst indikerer ustabile forhold, og at årlig fullkalking i Yndesdalsvatn ikke gir tilstrekkelig effekt gjennom hele året til å motvirke skadelig vannkvalitet.

På strekningen nedstrøms dosererer har indeksverdiene både for vår og høst utviklet seg parallelt i gunstig retning siden 1993-94, mot en topp på 0,75 høsten 1997. Også på denne strekningen tyder resultatene på at ugunstig vannkvalitet forekommer, siden indeksverdien ikke er 1. Dette kan skyldes blandsoner nedstrøms sure tilløp.

De ukalkete sidevassdragene hadde indeks 0 vår og høst 1992, vår 1993 og høst 1997. Utenom disse tidspunktene har indeks 1 variert mellom 0 og 0,3 i disse lokalitetene. Etter 1993-94 har vårverdiene økt, mens høstverdiene har sunket, noe som indikerer ustabile forhold med hensyn til tålegrensen for moderat sensitive arter.

Ungfiskbestandene i Yndesdalsvassdraget har vært undersøkt hver høst siden 1991 m.h.p. tetthet, vekst og smoltalder hos aure og laks. Undersøkelsene omfatter både de anadrome og ikke-anadrome deler av vassdraget, og inkluderer både elvestrekninger og innsjøer.

I 1997 ble det for første gang registrert laksunger i øvre del av anadrom strekning, og i 1998 ble det funnet både ensomrige, tosomrige og eldre laks i alle deler av anadrom strekning. Fra og med 1997 har forekomsten økt og det er funnet laks også på de øverste stasjonene i den anadrome strekningen. I perioden 1998 - 2002 ble det funnet både ensomrige og eldre laksunger på samtlige fem stasjoner på den anadrome strekningen, noe som viser at laksen nå har etablert seg på hele den lakseførende strekningen.

I årene før 1995 lå tetthetene av laks på et stabilt, lavt nivå, med mindre enn 5 fisk pr. 100 m², både for ensomrig laks og for tosomrige og eldre. Høyeste gjennomsnittlige tetthet for tosomrige og eldre fisk ble registrert i 1998, med 28,7 fisk pr. 100 m². Tettheten for ensomrig laks i 2001 var meget høy, med hele 87,9 fisk pr. 100 m², mens høyeste tetthet for tosomrige og eldre laks ble funnet i 1998, med 28,7 fisk pr. 100 m².

Det har vært en jevn reduksjon i tetthetene av tosomrige og eldre aure på anadrom strekning i perioden 1992-1998, fra 20-40 fisk pr. 100 m² til 15-20 fisk pr. 100 m² i de senere årene. Tetthetene av ensomrig fisk har vært mer variabel, men med en klart avtakende trend fra 1996. Årsaken til at auretetthetene går ned mens laksetetthetene går opp er sannsynligvis at laksen fortrenger auren over i mindre egnede habitat og/eller at laksen gyter seinere enn auren, og dermed graver opp aurens gytegroper, og slik reduserer aurens rekruttering.

Innlandsauren i innsjøene i hovedvassdraget før kalking viste tydelige tendenser til "forgubbing". Prøvefiske i 1977 og 1988 viste tydelig rekrutteringssvikt, et bilde som har endret seg etter 1993-94, med dominans av ungfisk <30 cm. Markusdalsvatn (ukalket) ble prøvefisket i 1993 og 1997 av LFI og i 1995 av Sleire (pers. komm.). Resultatet i 1993 tyder på at det ble fisket på en restpopulasjon, mens resultatene fra 1995 og 1997 tyder på en viss nyrekruttering, men ikke i samme grad som i den kalkete delen av vassdraget. Innsjøene på kalket strekning har i dag fått tette aurebestander hvor veksten stagnerer ved en lengde mellom 20 og 25 cm. Bestandene er også infisert av parasitter.

3. Tålegrenseberegninger

Begrepet *naturens tålegrenser* har blitt etablert som et verktøy i forbindelse med beslutninger om reduksjoner i utslipp av svovel og nitrogen. Naturens tålegrense for overflatevann er basert på at den årlige tilførselen av sterk syre til et nedbørfelt ikke skal overskride den mengde alkalitet (bufferevne) som produseres årlig i nedbørfeltet og i innsjøene. Prinsippet for å beregne tålegrenser for tilførsler av sur nedbør er basert på at en innsjø har en gitt bufferevne som er bestemt av berggrunn og jordsmonn. Den kan ikke tilføres mer sur nedbør enn at det fortsatt er en viss buffermengde igjen slik at det ikke skal oppstå skader på vannorganismer som f. eks. fisk.

3.1 Metoder

To statiske modeller brukes i Norge til å beregne tålegrenser for tilførsler av syre til overflatevann. Forskjellen på de to modellene er antagelsene som gjøres om forsuring fra nitrogennedfall i framtiden. SSWC-modellen (The Steady State Water Chemistry Model) beregner tålegrensen for tilførsler av syre og overskridelse av tålegrensen basert på *dagens* nitrogenlekkasje. FAB-modellen (The First-order Acidity Balance Model) beregner samtidig tålegrensene for både svovel og nitrogen og deres *potensielle* overskridelse, dvs. den overskridelse som vil inntreffe hvis alt nitrogen (minus en mengde som immobiliseres i jorda og som evt. tas ut gjennom skoghogst) overføres til forsurende nitrat gjennom biologiske prosesser i jorda. Modellene er beskrevet i Henriksen and Posch (2001).

Tålegrensen for et vann kan beregnes fra estimerte årlige middelerverdier av vannkjemien og langtidsmiddel for spesifikk avrenning.

3.2 Vannkjemisk grunnlag for tålegrenseberegningene

Vannkjemien i Yndesdalsvassdraget viser store variasjoner og er sterkt preget av sjøsalter fra nedbøren. Beregningene av tålegrenser baseres på sjøsaltkorrigerte verdier for nøkkelparametre som sulfat og basekationer. Store variasjoner i sjøsaltpåvirkning fører til usikkerhet i beregnete tålegrenser.

For beregningen av tålegrenser ble Yndesdalsvassdraget inndelt i 12 delfelt (**Tabell 3**). Noen av disse delfeltene inngår i den vannkjemiske overvåkingen i forbindelse med effektkontroll av kalkingen. For de delfeltene (1, 11, 12, 13, 14, 15 og 16 i **Figur 5**) der det foreligger vannkjemiske data over flere år er tålegrenseberegningene gjort med de tilgjengelige vannkjemiske data samlet i perioden 1991-2002 (**Tabell 4**). For noen av delfeltene (15 A, 17, 18, 19 og 20) er det kun tilgjengelige data fra en prøveinnsamling som ble foretatt høsten 1998 (**Tabell 5**). For disse delfeltene er vannkjemien fra 1998 benyttet til å bestemme hvilket av de andre delfeltene som har tilsvarende vannkjemi og dermed tilsvarende tålegrense. **Tabell 6** viser arealfordeling og avrenning fra de ukalkete delfeltene i vassdraget.

Tabell 3. Delfelter og prøvetakingspunkter i Yndesdalsvassdraget brukt i forbindelse med effektkontroll av kalkingen, og her i forbindelse med beregningen av tålegrenser. UTM sone er 32V i kartblad 1116 Masfjord. Prøvetakingspunktene refererer til delfeltene i **Figur 6** og **Figur 7**.

| Prøvetakingspunkt | NIVA kode | Navn | UTM N | UTM Ø |
|-------------------|-----------|------------------------|-------|-------|
| 1 | YNDES1 | Yndesdalsvatn, innløp | 67619 | 3050 |
| 2 | YNDES2 | Yndesdalsvatn, utløp | 67600 | 3014 |
| 3 | YNDES3 | Byrkjelandsvatn, utløp | 67575 | 2994 |
| 4 | YNDES4 | Ostavatn, utløp | 67533 | 2976 |
| 4A | YNDES4a | Logen, utløp | 67534 | 2972 |
| 5 | YNDES5 | Sleirevatn, ut | 67546 | 2944 |
| 6 | YNDES6 | Frøyset | 67537 | 2943 |
| 11 | YNDES11 | Steinsdalsbekk | 67601 | 3015 |
| 12 | YNDES12 | Dalelva | 67585 | 2996 |
| 13 | YNDES13 | Botnanebekk | 67579 | 2996 |
| 14 | YNDES14 | Kvamsdalsbekk | 67564 | 2998 |
| 15 | YNDES15 | Markusdalsbekk | 67559 | 2959 |
| 15A | YNDES15a | Myrdalsbekk | 67565 | 2952 |
| 16 | YNDES16 | Tangedalselv | 67546 | 2944 |
| 17 | YNDESY4 | Furedalselv | 67615 | 3027 |
| 18 | YNDESY1 | Sulevatn, utløp | 67621 | 3055 |
| 19 | YNDESY3 | Storheidalen | 67609 | 3033 |
| 20 | YNDESY8 | Hindevatn, utløp | 67531 | 2976 |

Tabell 4. Årlige middelerverdier for vannkjemiske parametere fra ulike delfelt i Yndesdalsvassdraget, se Figur 6 og Figur 7*.

| Stasjon | Delfelt | År | Ant. prøver | pH | Ca µekv/ L | Mg µekv/ L | Na µekv/ L | Cl µekv/ L | K µekv/ L | SO4 µekv/ L | NO3 µekv/ L | TOC mg/L C | LAL µg/L Al |
|---------|-------------------------|------|-------------|------|------------------|------------------|------------------|------------------|-----------------|-------------------|-------------------|------------------|-------------------|
| 1 | Yndesdalsvatn innløp | 1991 | 3 | 5,69 | 34,4 | 38,9 | 89,5 | 111,9 | 6,6 | 31,9 | 3,6 | 1,6 | 14 |
| | | 1992 | 2 | 6,20 | 34,7 | 35,0 | 75,0 | 86,0 | 4,3 | 35,4 | 7,0 | 1,5 | 4 |
| | | 1993 | 4 | 5,78 | 36,9 | 36,0 | 107,9 | 105,8 | 7,7 | 40,6 | 13,7 | 2,6 | 10 |
| | | 1994 | 3 | 5,83 | 25,0 | 32,4 | 98,9 | 119,4 | 4,6 | 34,7 | 6,9 | 1,4 | 9 |
| | | 1998 | 8 | 6,02 | 31,0 | 27,2 | 68,2 | 67,3 | 4,4 | 30,4 | 7,3 | 1,9 | 4 |
| | | 2002 | 2 | 6,25 | 64,9 | 52,6 | 106,8 | 103,4 | 6,8 | 53,1 | 13,3 | 1,4 | 6 |
| 11 | Steinsdalsbekk | 1991 | 3 | 4,75 | 14,6 | 25,5 | 97,6 | 119,4 | 3,2 | 33,3 | 0,3 | 2,9 | 38 |
| | | 1993 | 4 | 4,95 | 13,1 | 20,2 | 108,2 | 97,3 | 3,9 | 37,5 | 2,7 | 4,1 | 15 |
| | | 1994 | 3 | 4,96 | 12,8 | 23,0 | 103,1 | 115,6 | 3,7 | 32,6 | 2,1 | 2,1 | 24 |
| 12 | Dalelva | 1993 | 4 | 4,90 | 16,7 | 26,5 | 133,5 | 134,7 | 4,0 | 46,8 | 6,3 | 2,5 | 34 |
| | | 1994 | 3 | 5,00 | 12,8 | 23,3 | 108,6 | 121,3 | 3,7 | 38,2 | 5,7 | 1,2 | 41 |
| 13 | Botnanebekk | 1993 | 4 | 4,74 | 11,1 | 24,7 | 138,9 | 128,3 | 4,4 | 43,2 | 4,6 | 5,1 | 26 |
| | | 1994 | 3 | 4,76 | 10,1 | 28,5 | 131,7 | 153,3 | 4,2 | 40,3 | 5,3 | 1,9 | 43 |
| | | 1998 | 11 | 4,99 | 12,6 | 23,5 | 96,8 | 104,6 | 3,0 | 31,6 | 4,6 | 3,1 | 26 |
| | | 1999 | 11 | 5,04 | 15,4 | 25,3 | 101,1 | 113,9 | 3,2 | 29,7 | 4,5 | 2,4 | 31 |
| | | 2000 | 12 | 4,91 | 13,3 | 26,3 | 122,3 | 138,0 | 3,7 | 31,6 | 4,1 | 2,9 | 30 |
| | | 2001 | 12 | 4,98 | 12,4 | 23,6 | 105,1 | 111,9 | 4,9 | 32,0 | 6,1 | 2,8 | 29 |
| | | 2002 | 12 | 5,10 | 17,0 | 29,4 | 123,2 | 132,0 | 4,6 | 33,2 | 5,6 | 2,6 | 28 |
| 14 | Kvamsdalsbekk | 1991 | 3 | 4,67 | 14,6 | 32,4 | 123,4 | 158,9 | 5,8 | 38,9 | 1,1 | 3,7 | 68 |
| | | 1993 | 4 | 4,87 | 12,7 | 23,9 | 164,0 | 122,0 | 4,5 | 51,0 | 2,2 | 4,9 | 50 |
| | | 1994 | 3 | 4,93 | 14,3 | 30,7 | 129,5 | 146,7 | 4,9 | 38,9 | 1,9 | 2,3 | 42 |
| 15 | Markusdalsbekk | 1991 | 9 | 4,88 | 13,3 | 29,6 | 110,3 | 139,8 | 4,4 | 39,1 | 3,0 | 3,0 | 45 |
| | | 1993 | 3 | 4,74 | 16,5 | 38,9 | 207,9 | 212,5 | 5,6 | 60,4 | 6,1 | 2,8 | 79 |
| | | 1994 | 3 | 4,89 | 10,5 | 25,8 | 125,7 | 131,6 | 4,7 | 43,7 | 3,4 | 2,1 | 44 |
| 16 | Tangdalselv | 1998 | 12 | 5,10 | 18,8 | 30,0 | 129,7 | 145,3 | 5,0 | 41,5 | 3,5 | 3,1 | 28 |
| | | 1999 | 11 | 5,04 | 19,1 | 31,5 | 128,2 | 141,5 | 5,5 | 39,0 | 2,7 | 3,3 | 38 |
| | | 2000 | 12 | 4,93 | 20,7 | 39,3 | 177,9 | 211,1 | 6,4 | 42,9 | 2,4 | 3,4 | 55 |
| | | 2001 | 12 | 5,25 | 19,2 | 29,8 | 142,3 | 143,1 | 7,4 | 43,7 | 4,2 | 3,5 | 30 |
| | | 2002 | 12 | 5,15 | 23,4 | 39,3 | 158,9 | 173,2 | 7,4 | 41,4 | 4,5 | 3,0 | 36 |

*Legg merke til at det svært få prøver for flere av årene.

Tabell 5. Kjemiske data for delfelt i Yndeldalsvassdraget etter høstomrøring høsten 1998, se **Figur 6** og **Figur 7**.

| Sta- sjon | Navn | pH | Ca | K | Mg | Na | Cl | SO4 | TOTN | NO3 | TOC | RAL | ILA | LAL | Org- N* |
|--------------|------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|------|------|------------|
| | | | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | µg/L | µg/L | mgC/L | µg/L | µg/L | µg/L |
| 1 | Yndes. inn | 5,15 | 0,38 | 0,08 | 0,26 | 1,89 | 3,5 | 1,4 | 93 | 21 | 1,7 | 59 | 34 | 25 | 72 |
| 11 | Steinsdal | 5,03 | 0,34 | 0,12 | 0,26 | 1,92 | 3,6 | 1,2 | 122 | 21 | 2,3 | 73 | 48 | 25 | 101 |
| 12 | Dalelv | 5,55 | 0,57 | 0,1 | 0,33 | 2,46 | 4,4 | 1,5 | 74 | 5 | 1,6 | 48 | 36 | 12 | 69 |
| 13 | Botnane | 4,91 | 0,24 | 0,12 | 0,31 | 2,21 | 4,1 | 1,3 | 150 | 73 | 2,1 | 83 | 50 | 33 | 77 |
| 14 | Kvamsdal | 5,12 | 0,43 | 0,17 | 0,36 | 2,48 | 4,6 | 1,5 | 190 | 138 | 1,2 | 101 | 41 | 60 | 52 |
| 15 | Markus | 4,81 | 0,27 | 0,16 | 0,36 | 3,32 | 5,6 | 1,9 | 160 | 41 | 3,1 | 141 | 81 | 60 | 119 |
| 15A | Myrdal | 5,14 | 0,51 | 0,12 | 0,32 | 2,32 | 4,1 | 1,8 | 114 | 37 | 1,5 | 60 | 33 | 27 | 77 |
| 16 | Tangedal | 4,93 | 0,4 | 0,22 | 0,37 | 2,85 | 4,2 | 1,3 | 137 | 26 | 3,1 | 111 | 76 | 35 | 111 |
| 17 | Furedal | 4,9 | 0,3 | 0,12 | 0,28 | 2,05 | 4 | 1 | 100 | 10 | 2,4 | 83 | 50 | 33 | 90 |
| 18 | Sulevatn | 5,16 | 0,24 | 0,08 | 0,18 | 1,28 | 2,6 | 0,9 | 113 | 56 | 0,9 | 42 | 15 | 27 | 57 |
| 19 | Storheidal | 4,72 | 0,26 | 0,09 | 0,32 | 2,36 | 4,3 | 1,2 | 165 | 32 | 4,2 | 111 | 91 | 20 | 133 |
| 20 | Hindevatn | 5,06 | 0,52 | 0,24 | 0,48 | 3,69 | 5,4 | 1,9 | 200 | 46 | 5,4 | 158 | 119 | 39 | 154 |

*Org-N er beregnet som TO-TN – NO₃-, dvs. at NH₄ er satt til 0.

Tabell 6. Arealfordeling og avrenning i Yndesdalsvassdraget. Lynghei, bart fjell m.m. inngår i kategorien "Uspesifisert" (se **Figur 6** og **Figur 7**).

| Delfelt | Navn | Areal km ² | | | | | Avrenning L/s/ km ² |
|---------------|------------|--------------------------|------|-------|------|--------------|-----------------------------------|
| | | Totalt | Vann | Skog | Myr | Uspesifisert | |
| 1 | Yndes. inn | 6,18 | 0,43 | 0,5 | 0 | 5,25 | 121 |
| 11 | Steinsdal | 12,89 | 0,23 | 5,69 | 0 | 6,97 | 126 |
| 12 | Dalelv | 9,3 | 0,46 | 2,28 | 0 | 6,55 | 127 |
| 13 | Botnane | 6,18 | 0,38 | 3,21 | 0 | 2,6 | 114 |
| 14 | Kvamsdal | 12,83 | 1,01 | 7,26 | 0 | 4,57 | 109 |
| 15 | Markusdal | 10,29 | 0,35 | 4,31 | 0,19 | 5,43 | 122 |
| 15 A | Myrdal | 11,13 | 0,11 | 2,94 | 0,08 | 8 | 125 |
| 16 | Tangedal | 12,42 | 0,14 | 9,11 | 0,14 | 3,02 | 104 |
| 17 | Furedal | 12,35 | 0,26 | 1,91 | 0,15 | 10,04 | 127 |
| 18 | Sulevatn | 6,63 | 0,04 | 3,42 | 0 | 3,17 | 120 |
| 19 | Storheidal | 10,74 | 0,47 | 5,18 | 0 | 5,09 | 116 |
| 20 | Hindevatn | 12,88 | 1,78 | 9,72 | 0 | 1,38 | 97 |
| Yndesdalsvatn | | 1,93 | 1,93 | | | | 115 |
| Hele feltet | | 125,75 | 7,60 | 55,53 | 0,56 | 62,06 | 117 |

3.3 Tålegrenser og overskridelser

Vi har beregnet tålegrensene for tilførsler av sterk syre for de delfeltene som har vannkjemiske data fra flere vannprøve over flere år (1, 11-16) (**Tabell 7**). Spesifikk avrenning på 3690 mm/år er benyttet for alle delfelt. I beregningen av tålegrensen ble ikke-marine konsentrasjoner av kalsium, magnesium og natrium inkludert. Når den ikke-marine fluksen ble beregnet til mindre enn 0, ble verdien 0 benyttet. I SSWC modellen er observert nitrogenkonsentrasjon benyttet også for framtiden. I FAB modellen ble det antatt en konstant immobilisering av nitrogen fra de områdene som ikke er bart fjell, myr og åpent

vann. Andel bart fjell ble estimert til halvparten av "uspesifisert" kategorien i **Tabell 6**. En konstant immobilisering på 3,4 mekv/m² ble benyttet (i overenstemmelse med den norske tålegrensedatabasen). Denitrifikasjon ble beregnet fra andel myr i hvert delfelt.

For noen av delfeltene (15A, 17-20) er det data kun tilgjengelige fra en prøveinnsamling etter høstomrøring høsten 1998 (**Tabell 5**). For disse delfeltene er vannkjemien fra 1998 benyttet til å bestemme hvilket av de andre delfeltene som har tilsvarende vannkjemi og dermed tilsvarende tålegrense.

Tålegrensene er lave for de fleste delfelt, med verdier fra 22 til 81 mekv/m²/år (**Tabell 7**, **Figur 5**).

Overskridelsene av tålegrensene er basert på nedfallsdata for perioden 1997-2001 og estimert nedfall i 2015, gitt at de foreliggende avtaler om utslippsreduksjoner i Europa følges. Tall for nedfall for 1997-2001 er fra Hole og Tørseth (2002), oppjustert til en årlig nedbørmengde på 3700 mm/år, slik at det stemmer overens med årlig avrenning. Framskrivningen til 2015 er gjort med EMEP-modellen fra Posch et al. (2003) og kombinert med data fra Hole og Tørseth (2002).

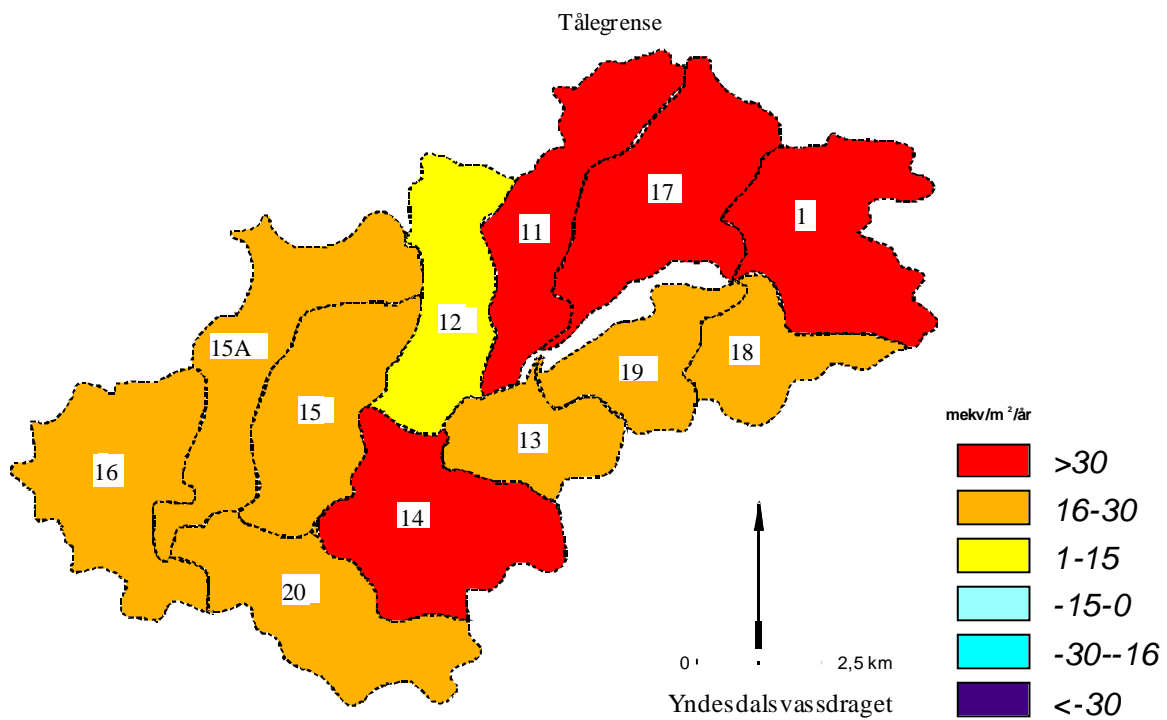
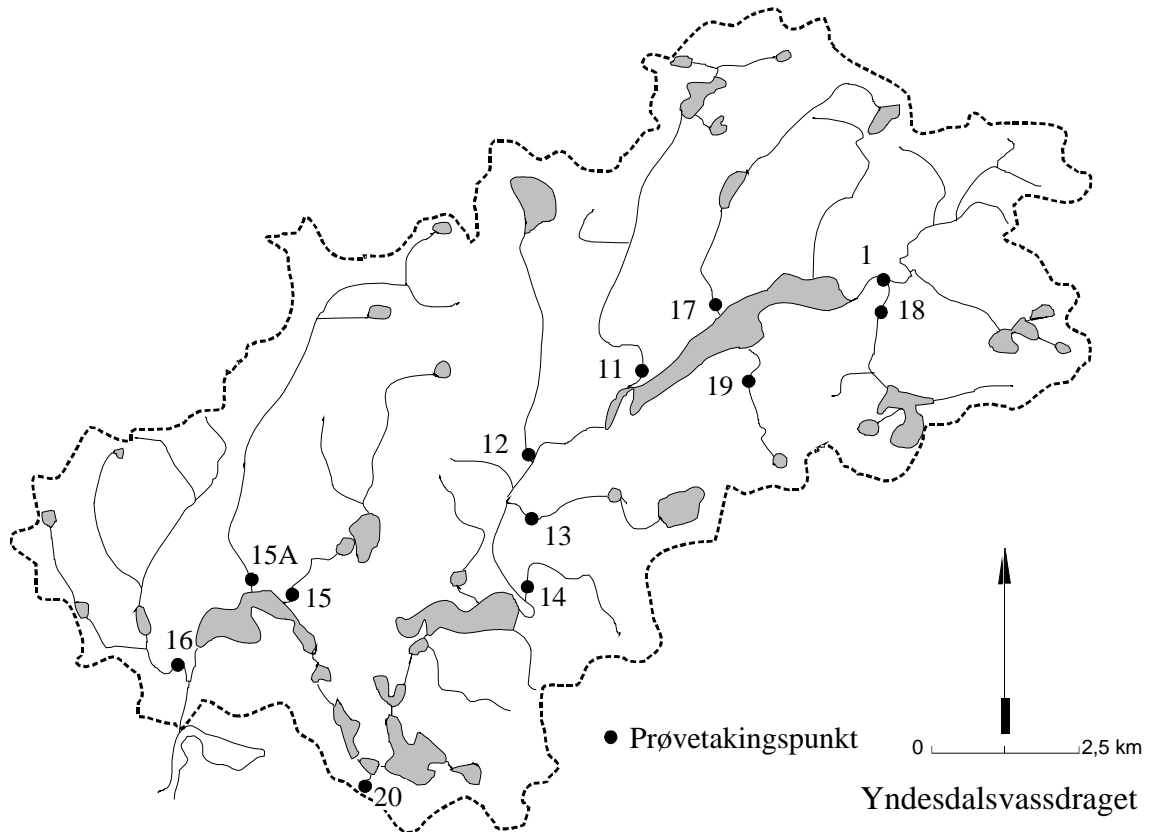
Beregningene ved bruk av SSWC-modellen viser at tålegrensen i dag er overskredet for 11 av 12 delfelt ved bruk av SSWC-modellen (**Tabell 7**). Overskridelsene vil avta framover, og i 2015 viser beregningene at de fleste delfeltene vil ha nedfall av samme størrelse som tålegrensen.

Tabell 7. Tålegrenser og tålegrenseoverskridelser for to tidspunkt (1997-2001 og 2015) beregnet med to modeller (SSWC og FAB). Positive verdier indikerer overskridelse, negative verdier ingen overskridelse. Enheter: mekv/m²/år, se **Figur 6** og **Figur 7**.

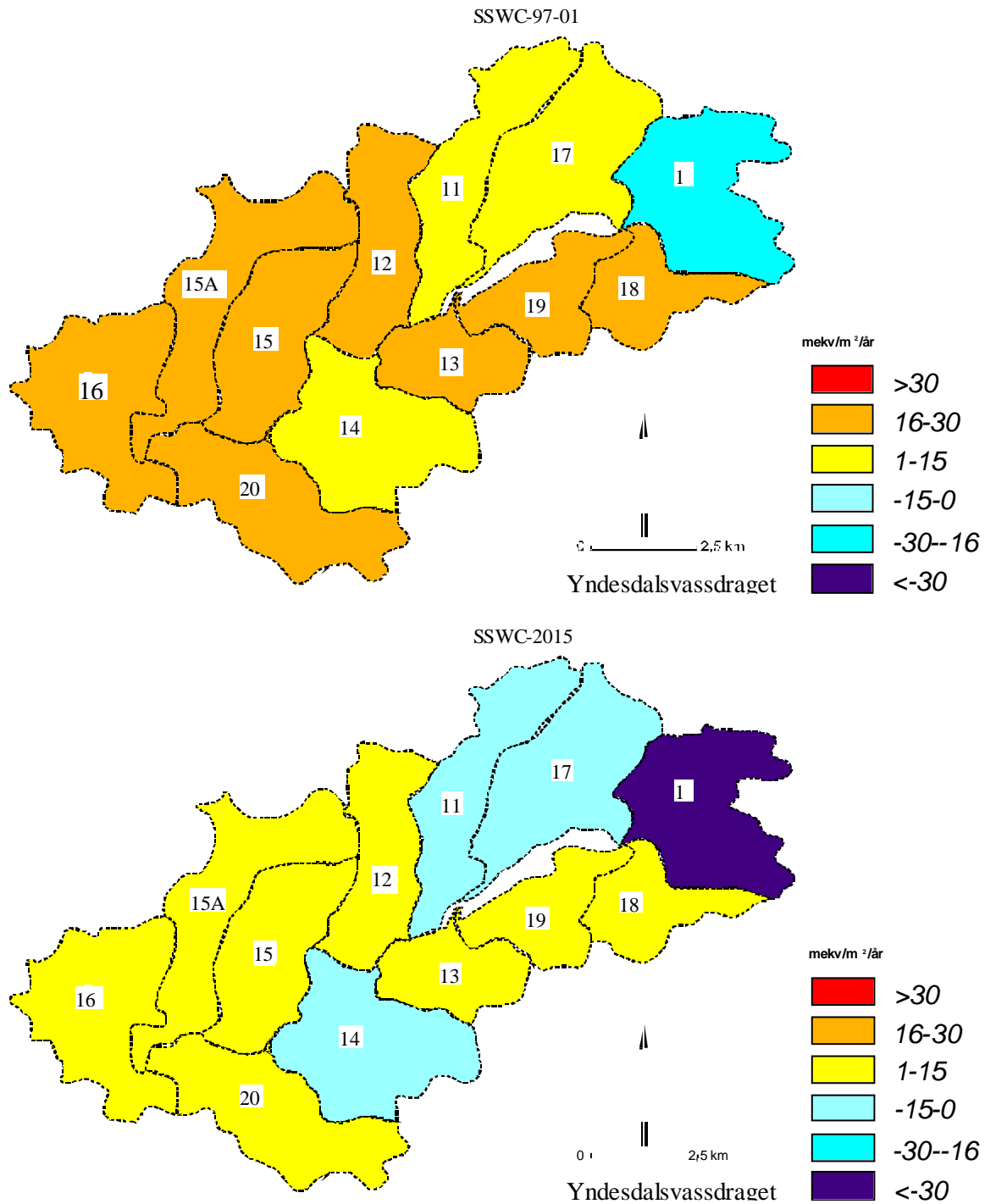
| | | | Overskridelse | | | |
|---------|------------|------------|---------------|-------|-----------|-------|
| | | | SSWC | SSWC | FAB | FAB |
| Delfelt | Navn | Tålegrense | 1997-2001 | 2015 | 1997-2001 | 2015 |
| 1 | Yndes. inn | 81,3* | -30,0 | -45,8 | -7,9 | -33,7 |
| 11 | Steinsdal | 40,2 | 4,2 | -11,6 | 31,4 | 6,4 |
| 12 | Dalelv | 22,7 | 16,7 | 0,9 | 45,2 | 19,8 |
| 13 | Botnane | 23,7 | 25,0 | 9,2 | 48,6 | 23,2 |
| 14 | Kvamsdal | 33,1 | 13,1 | -2,7 | 36,6 | 12,4 |
| 15 | Markusdal | 27,7 | 20,0 | 4,2 | 44,5 | 19,3 |
| 15 A | Myrdal | 22,4 | 24,5 | 8,7 | 50,8 | 25,3 |
| 16 | Tangedal | 22,4 | 24,5 | 8,7 | 51,7 | 25,7 |
| 17 | Furedal | 33,1 | 13,1 | -2,7 | 41,7 | 15,8 |
| 18 | Sulevatn | 27,7 | 16,7 | 0,9 | 46,3 | 20,5 |
| 19 | Storheidal | 27,7 | 20,0 | 4,2 | 43,5 | 18,4 |
| 20 | Hindevatn | 27,7 | 20,0 | 4,2 | 47,0 | 21,0 |

*Den høye tålegrensen skyldes trolig lokal deponering av kalk før 1991 (se også s. 38)

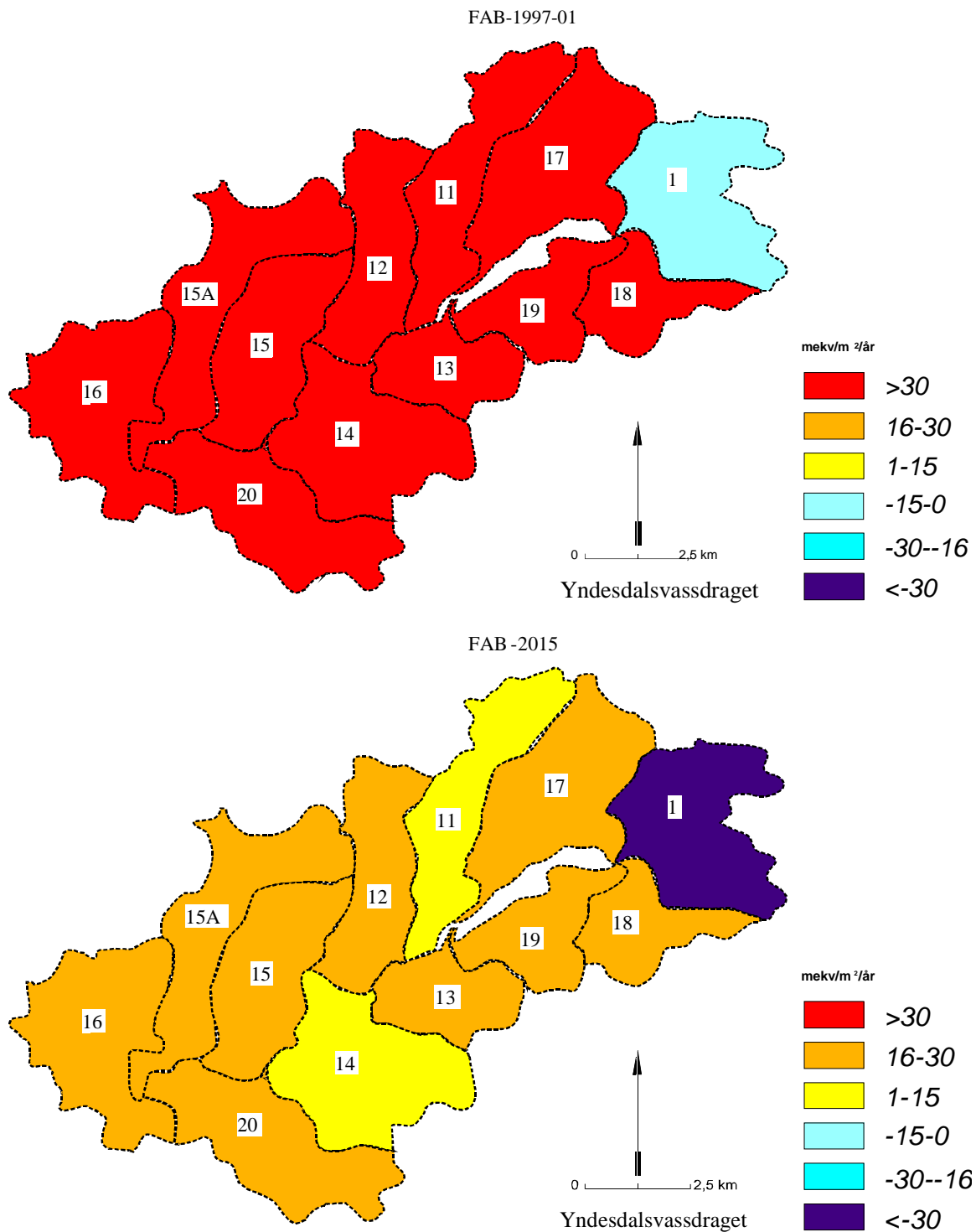
FAB-modellen prognoserer situasjonen ved full nitrogenmetning i nedbørfeltet. Modellberegningen viser at 11 av 12 nedbørfelt har overskredne tålegrenser i dag og at de fortsatt vil ha overskridelser i 2015.



Figur 5. Kart som viser prøvetakingspunkter for vannprøver fra ulike delfelt (øverst), og tålegrensen for delfeltene i Yndesdalsvassdraget (nederst).



Figur 6. Kart som viser overskridelser av tålegrensene i Yndesdalsvassdraget med nedfall for perioden 1997-2001 (øverst) og for 2015 (nederst) beregnet med SSWC modellen.



Figur 7. Kart som viser overskridelser av tålegrensene i Yndesdalsvassdraget med nedfall for perioden 1997-2001 (øverst) og for 2015 (nederst) beregnet med FAB modellen.

De store nedbør- og avrenningsmengdene i Yndesdalsvassdraget, samt kraftig sjøsaltpåvirkning gjør beregningene av tålegrenser og overskridelser spesielt usikre. Dette skyldes at beregningene gjøres på fluks-basis, mens alle målinger av vannkjemi og avsetning i utgangspunktet måles som konsentrasjoner. Nedbørmengde og vannføring varierer mye fra år til år, og denne variasjonen fører til usikkerheter i beregning av tålegrenser og avsetningsflukser. Fra en av sidebekkene (13 Botnanebekken) har vi månedlige vannkjemidata over flere år (1993-94 og 1998-2002). Vi har beregnet tålegrensen for Botnanebekken for hvert år for å vurdere effekten av år-til-år variasjoner i sjøsaltpåvirkning og avrenningsmengde. SSWC tålegrensen for Botnanebekken basert på gjennomsnittet for alle årene er 26 mekv/m²/år, med standardavvik på 12 mekv/m²/år.

Beregningene viser at en kan forvente betydelige vannkvalitetsforbedringer i Yndesdalsvassdraget de nærmeste 10 årene som følge av Gøteborg-avtalen om reduksjon av svovelutslipp fram til 2015. Denne utviklingen vil også føre til redusert behov for vassdragskalking. Resultatene som framkommer her viser imidlertid at både tilstand og utvikling i ulike delfelt vil være forskjellig. Deler av vassdraget vil ha overskridelser av naturens tålegrenser også etter betydelige reduksjoner i svovelutslipp, mens andre deler etterhvert vil kunne få akseptable vannkvaliteter for fisk og andre vannlevende organismer.

Kalkbehovet vil være forskjellig og vil endre seg mot forskjellige nivåer i ulike deler av feltet. Ved å kjenne til denne utviklingen kan kalking innenfor vassdraget planlegges på lengre sikt, bl.a. med sikte på en forsvarlig forvaltning av fiskeressurser og biologisk mangfold.

Som det framgår er beregningene ovenfor forbundet med metodeusikkerhet. Det vil også være usikkerhet med hensyn til når, hvor hurtig og i hvilken grad vannkvaliteten endres i forhold til en gitt reduksjon i svovelbelastning, og usikkerhet med hensyn til faunaens respons på endringene. Derfor må endringene i kalkingsstrategi og kalkforbruk være forankret i en fortsatt fortløpende dokumentasjon av vannkvalitet og biologisk status.

Dynamikken i disse endringene er behandlet nærmere i kap. 4 nedenfor.

4. Vannkjemisk modellering

4.1 MAGIC-modellen

MAGIC er en dynamisk, middels kompleks forsøringsmodell utviklet for å predikere langtidstrener i vannkjemi som resultat av endring i deposisjonskjemi (Cosby et al. 1985a; b; Cosby et al. 2001). Modellen simulerer konsentrasjoner av hovedioner i jordvæske og overflatevann. Hovedprosessene involvert i modellen er kationbytte, sulfatadsorpsjon, oppløsnings/utfellings- og spesieringsreaksjoner for aluminium, og oppløsning og spesiering av organisk materiale. I tillegg inkluderer modellen flukser for deposisjon, forvitring, netto opptak i vegetasjon og avrenning.

En vesentlig parameter for MAGIC er størrelsen på det utbyttbare lager av kationer i jordsmonnet i nedbørfeltet (kationbyttekapasitet og basemetning). De utbyttbare kationene i jordsmonnet bestemmer hvordan overflatevannet responderer på endrete konsentrasjoner i det atmosfæriske nedfallet. Tilgang på jordkjemiske data er ofte begrensende faktor for anvendelse av MAGIC for mange vassdrag hvor vannkjemiske data er tilgjengelig for modellkalibrering. Andre viktige inngangsdata for anvendelse av MAGIC er jordfysiske parametre, inn- og utflukser for vannmengde og hovedioner og netto årlig opptak av næringssalter i vegetasjon.

4.2 Jorddata

Fordi det manglet nødvendige jorddata fra Yndesdalsvassdraget ble det i oktober 2003 tatt jordprøver i prosjektets regi. Prøvene ble tatt fra 6 punkter i nedbørfeltet, 2 på snaufjellet øverst i nord, 2 fra naturskogterreng på vestsiden av Yndesdalsvatn og 2 i tett skog nederst i vassdraget (**Tabell 8**). To sjikt på hvert punkt (organisk og mineral) ble prøvetatt. Prøvene ble analysert ved SKOGFORSK. Jordkjemidatene ble volum- og masseveiet til ett sett av parametre for hvert prøvepunkt. Først ble data fra de ulike horisontene i individuelle jordprofiler aggregert ved masseveining, deretter ble data for hvert profil aggregert som aritmetiske middel (**Tabell 9**).

Tabell 8. Jordprøver fra Yndesdalsvassdraget tatt oktober 2003.

| Punkt | Vegetasjon | Breddegrad N | | | Lengdegrad Ø | | | HOH (m) | Dyp, cm org. | Dyp, cm mineral |
|-------|--------------|-----------------|----|------|-----------------|----|------|---------|--------------|-----------------|
| | | (deg, min, sek) | | | (deg, min, sek) | | | | | |
| 1 | snaufjell | 60 | 58 | 13,9 | 5 | 26 | 9,9 | 489 | 0-10 | 10-50 |
| 2 | snaufjell | 60 | 57 | 54,0 | 5 | 26 | 29,2 | 454 | 0-10 | 10-30 |
| 3 | tynt furu | 60 | 55 | 41,6 | 5 | 20 | 18,3 | 118 | 0-3 | 3-18 |
| 4 | tynt bjørk | 60 | 56 | 28,7 | 5 | 22 | 8,0 | 118 | 0-10 | 10-20 |
| 5 | blandet skog | 60 | 54 | 10,5 | 5 | 18 | 14,5 | 119 | 0-10 | 10-30 |
| 6 | blandet skog | 60 | 51 | 7,8 | 5 | 16 | 15,0 | 76 | 0-10 | 10-20 |

Tabell 9. Jorrddata brukt for å kalibrere MAGIC.

| Delfelt | Prøvepunkt | Jorddybde | Tetthet | CEC | Basemetning | Utbyttbart Ca | Utbyttbart Mg | Utbyttbart Na | Utbyttbart K |
|-----------------|------------|-----------|---------|---------|-------------|---------------|---------------|---------------|--------------|
| | | m | kg/m | mekv/kg | % | % | % | % | % |
| | 1 | 20 | 119 | 101 | 42.5% | 18.7% | 18.7% | 1.6% | 3.6% |
| | 2 | 20 | 88 | 124 | 56.1% | 18.3% | 30.6% | 2.2% | 5.0% |
| | 3 | 10 | 83 | 44 | 45.8% | 14.9% | 26.3% | 2.8% | 1.8% |
| | 4 | 10 | 26 | 243 | 53.1% | 18.9% | 23.7% | 2.4% | 8.1% |
| | 5 | 30 | 216 | 52 | 22.2% | 7.7% | 10.0% | 2.0% | 2.6% |
| | 6 | 30 | 173 | 100 | 28.8% | 6.3% | 19.0% | 1.9% | 1.7% |
| Yndesdalsv. inn | 1+2 | 20 | 516 | 111 | 49.0% | 18.5% | 24.4% | 1.8% | 4.2% |
| Ostev. ut | 1-6 | 20 | 587 | 87 | 38.7% | 12.9% | 20.3% | 2.0% | 3.5% |
| Yndesdalsv. ut | 1-4 | 15 | 526 | 104 | 49.4% | 18.2% | 24.5% | 2.1% | 4.7% |
| Botnanebekk | 1-4 | 15 | 526 | 104 | 49.4% | 18.2% | 24.5% | 2.1% | 4.7% |

4.3 Nedbør og nedbørkjemi

Data for nedbør og nedbørkjemi kommer i utgangspunktet fra Haukeland stasjon i SFTs overvåkningsprogram (Aas et al. 2003). Imidlertid er disse verdiene ikke representative for vassdragets nedbørfelt som helhet. Tørravsetning av sjøsalter og gasser er ikke inkludert. I tillegg vil det alltid være betydelige gradienter både i nedbørmengde og sammensetning innen nedbørfeltet for et større vassdrag. De målte deposisjonsverdiene er derfor justert etter et sett med kriterier for å være dekkende for hele nedbørfeltet og dermed i overensstemmelse med den faktisk observerte vannkjemi.

Fremgangsmåten baserer seg på antakelsen om at klorid er et konservativt ion (på årlig tidsskala) og dermed kan brukes til å justere sjøsaltbidraget for de andre ionene i deposisjonen basert på avrenningen. Videre er fluksen for sulfatdeposisjon justert basert på fluksen i avrenningen for en 2-3 års periode, hvilket er en rimelig antagelse kun i systemer med tynne jordsdmonn og rask responstid for sulfat. Framgangsmåten er beskrevet i detalj i Kroglund et al. (2002) (**Tabell 10**). I tillegg til dagens nedbørkjemi krever modellen informasjon om hvordan nedbørkjemien har endret seg historisk. Det antas at bare nedfall av svovel og nitrogen har endret seg over tid. Estimer av historisk og fremtidig nedfall, gitt gjennomføring av Göteborg-protokollen (CLE scenarie), er hentet fra Posch et al. (2003) (**Tabell 11**).

Tabell 10. Gjennomsnittlige deposisjonsflukser for 1998 benyttet for de ulike delfelter i Yndesdalsvassdraget. Enhet: mekv/m²/år.

| Parameter | Yndesdalsv. inn, 1 | Yndesdalsv. ut, 2 | Ostav. ut, 4 | Botnane, 13 |
|-----------------|--------------------|-------------------|--------------|-------------|
| Ca | 9 | 8 | 14 | 14 |
| Mg | 48 | 41 | 74 | 76 |
| Na | 212 | 180 | 322 | 330 |
| K | 4 | 4 | 7 | 7 |
| NH ₄ | 44 | 36 | 45 | 54 |
| SO ₄ | 70 | 59 | 85 | 94 |
| Cl | 247 | 210 | 376 | 386 |
| NO ₃ | 34 | 29 | 36 | 42 |

Tabell 11. Skaleringsfaktorer for nedfall av svovel (ikke-marint) og nitrogen (relativt til 1998) benyttet i modellkalibreringene. Kilde: Posch et al. (2003).

| År | SO ₄ | NO ₃ | NH ₄ |
|-------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| 1850 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 1915 | 1.07 | 0.13 | 0.22 |
| 1925 | 1.12 | 0.27 | 0.44 |
| 1940 | 1.37 | 0.40 | 0.66 |
| 1955 | 2.11 | 0.54 | 0.87 |
| 1960 | 2.21 | 0.67 | 1.09 |
| 1970 | 2.81 | 0.95 | 1.13 |
| 1975 | 2.47 | 0.97 | 1.24 |
| 1980 | 2.36 | 1.08 | 1.26 |
| 1985 | 1.98 | 1.07 | 1.24 |
| 1990 | 1.76 | 1.28 | 1.11 |
| 1995 | 1.23 | 1.09 | 1.01 |
| 1998 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| 2000 | 0.84 | 0.94 | 1.00 |
| 2005 | 0.75 | 0.83 | 0.99 |
| 2010 | 0.59 | 0.72 | 0.97 |
| 2015 | 0.54 | 0.65 | 0.97 |
| 2020 | 0.52 | 0.63 | 0.97 |
| 2025 | 0.50 | 0.63 | 0.97 |
| 2030 | 0.51 | 0.64 | 0.97 |
| 2050 | 0.51 | 0.64 | 0.97 |

4.4 Avrenning og vannkjemiske data

Årlig spesifikk avrenning i Yndesdalsvassdraget er 3,69 m/år. Vannkjemidata er tatt fra DNS oppfølgingsprosjekt for kalking av Yndesdalsvassdraget (DN 2003). MAGIC er kalibrert til årlige gjennomsnittsverdier for 1998 (for 1998 foreligger det månedlige prøver med full vannkjemi). For Yndesdalsvatn ut (Stasjon 2) og Ostavatn ut (Stasjon 4), som begge ligger nedstrøms kalking av Yndesdalsvatn, er det estimert en teoretisk vannkjemi dersom vassdraget ikke var kalket. Det ble brukt Mg konsentrasjon og forholdet mellom ikke marint Ca og ikke marint Mg i prøvene (2,5 µekv/µekv) fra den ukalkete Botnanebekken (**Tabell 12**).

Det ble brukt standard definisjoner for summen av basekationer (SBC = Ca + Mg + Na + K, µekv/L), summen av sterke syrers anioner (SSA = SO₄ + Cl + NO₃, µekv/L) og syrenøyraliseringskapasitet (ANC = SBC - SSA, µekv/L). Videre er Alⁿ⁺ uorganisk positiv-ladet aluminium, og A⁻ er summen av organiske anioner og definert som A⁻ = (ANC - HCO₃ + H⁺ + Alⁿ⁺)µekv/L.

Tabell 12. Gjennomsnittskonsentrasjoner (aritmetrisk middel for 1998) for hovedionene brukt i modellkalibreringene.

| Parameter | Enhet | Yndesdalsv. inn, 1 | Yndesdalsv. ut, 2 | Ostav. ut, 4 | Botnanebekk, 13 |
|------------------|--------|--------------------|-------------------|-----------------|-----------------|
| Ca | µekv/L | 31 | 16 ^a | 14 ^a | 13 |
| Mg | µekv/L | 27 | 24 | 24 | 24 |
| Na | µekv/L | 68 | 90 | 92 | 97 |
| K | µekv/L | 4 | 4 | 4 | 3 |
| SO ₄ | µekv/L | 30 | 30 | 30 | 32 |
| Cl | µekv/L | 67 | 99 | 102 | 105 |
| NO ₃ | µekv/L | 7 | 8 | 6 | 5 |
| SBC | µekv/L | 130 | 134 | 134 | 136 |
| SSA | µekv/L | 104 | 137 | 138 | 141 |
| ANC | µekv/L | 26 | -3 ^a | -4 ^a | -5 |
| H ⁺ | µekv/L | 1 | 8 ^a | 9 ^a | 10 |
| Al ⁿ⁺ | µekv/L | 0 | 2 ^a | 2 ^a | 3 |
| A ⁻ | µekv/L | 7 | 7 ^a | 7 ^a | 8 |
| HCO ₃ | µekv/L | 18 | 0 ^a | 0 ^a | 0 |

^a estimert nivå hvis ikke kallet

4.5 Andre inngangsparametre

En del andre jord- og vannparametre er estimert (**Tabell 13**).

Tabell 13. Andre inngangsparametre brukt ved kalibrering av MAGIC.

| Jordparametre | Enhet | Verdi | Vannparametre | Enhet | Verdi |
|--------------------------------------|---------------------|-------|-------------------------------|---------------------|-------|
| SO ₄ ads., halvmetning | meq/m ³ | 100 | Løslighet Al(OH) ₃ | log ₁₀ | 9.1 |
| SO ₄ ads., maks kapasitet | meq/kg | 1.0 | Temperatur | °C | 5.0 |
| Løslighet Al(OH) ₃ | log ₁₀ | 8.1 | CO ₂ partialtrykk | % atm | 0.05 |
| Temperatur | °C | 5.0 | Total organisk syreladning | mmol/m ³ | 7 |
| CO ₂ partialtrykk | % atm | 0.47 | pK ₁ | -log ₁₀ | 3.04 |
| Total organisk syreladning | mmol/m ³ | 100 | pK ₂ | -log ₁₀ | 4.51 |
| pK ₁ | -log ₁₀ | 3.04 | pK ₃ | -log ₁₀ | 6.46 |
| pK ₂ | -log ₁₀ | 4.51 | Nitrifikasjon | % | 100 |
| pK ₃ | -log ₁₀ | 6.46 | Retensjon av SO ₄ | m/år | 0.5 |
| Nitrifikasjon | % | 100 | Retensjon av NO ₃ | m/år | 5.0 |

Bakgrunnssulfat: Naturlige kilder for sulfat i avrenningen er sjøsalt tilført fra atmosfæren og et lite bidrag fra forvitring av svovelholdige mineraler i jordsmonnet. Størrelsen av bakgrunnssulfat kan estimeres ut fra empiriske forhold mellom ikke-marint sulfat og basekation-konsentrasjoner i avrenningsvann. For norske forhold brukes $SO_4^* = 4 + 0,17 (CM^*)$, hvor SO_4^* er ikke-marint bakgrunns-sulfat, CM^* er summen av ikke-marint Ca og ikke-marint Mg, uttrykt som µekv/L.

Nitrifikasjon: Fordi konsentrasjonen av NH₄ i avrenningen vanligvis er lav, settes nitrifikasjon til 100%, dvs. alt NH₄ i nedfall forutsettes å bli transformert til NO₃ i jordsmonnet og vassdraget.

Retensjon av SO₄ og NO₃ i innsjøer: En viss del av SO₄ og NO₃ holdes tilbake i innsjøer, enten i sedimenter eller transformeres til gassform. Dette er relatert til vannets oppholdstid, og hastigheten settes til 0,5 og 5,0 m/år for henholdsvis SO₄ og NO₃ (Kaste and Dillon 2003).

4.6 Kalibrerte parameterverdier

Forvittringshastighet og mengde av utbyttbare basekationer må kalibreres før modellen eventuelt kan brukes til prediksjoner. Dette gjøres ved at man kjører modellen mange ganger og underveis justerer forvittringshastighet og opprinnelig basekationmengde inntil modellert vannkjemi og jordkjemi stemmer overens med observasjonene. Vannkjemidata og jordkjemidata brukes således ikke som inngangsdata i selve modellen, men som et helt nødvendig sammenligningsgrunnlag i kalibreringsprosessen. Selektivitetskoeffisienter for kationbytte beregnes av modellen når de andre parameterene er satt. Verdier for de kalibrerte parameterene er gjengitt i **Tabell 14**.

Tabell 14. Kalibrerte parametere fra MAGIC.

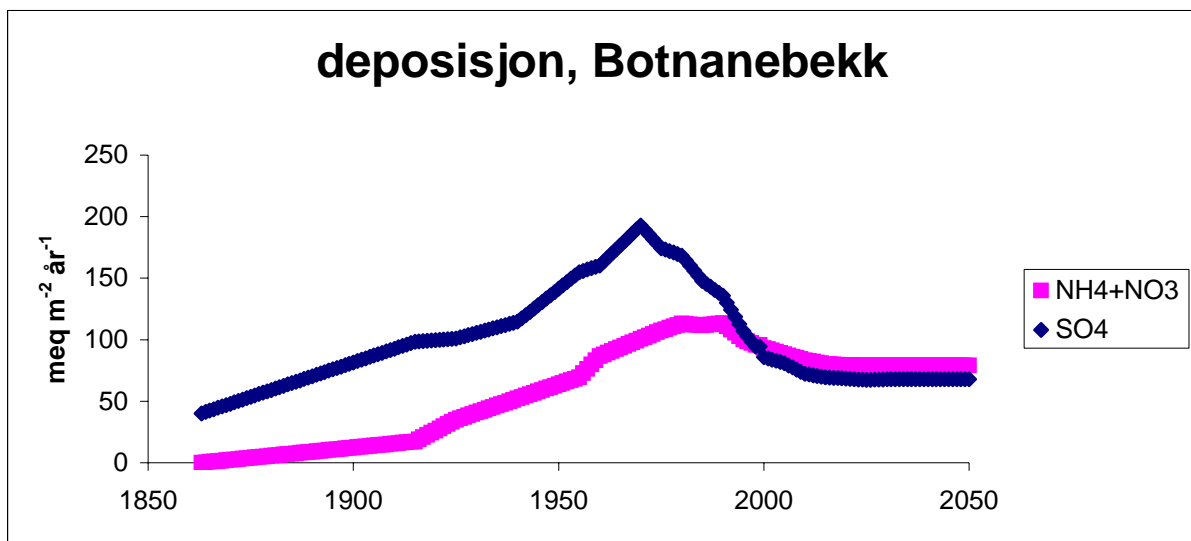
| Selektivitetskoeffisient for kationbytte | Enhet | Yndesdalsv. inn, 1 | Yndesdalsv. ut, 2 | Ostav. ut, 4 | Botnane-bekk, 13 |
|--|------------------------|--------------------|-------------------|--------------|------------------|
| Al-Ca | log 10 | -3,4 | -4,2 | -4,0 | -4,8 |
| Al-Mg | log 10 | -3,9 | -4,1 | -3,9 | -4,3 |
| Al-Na | log 10 | -2,8 | -3,4 | -2,6 | -2,7 |
| Al-K | log 10 | -7,7 | -7,7 | -7,4 | -8,4 |
| Forvittringshastigheter | | | | | |
| Ca | meq/m ² /år | 110 | 60 | 40 | 35 |
| Mg | meq/m ² /år | 60 | 47 | 20 | 20 |
| Na | meq/m ² /år | 40 | 0 | 18 | 30 |
| K | meq/m ² /år | 10 | 12 | 8 | 4 |
| Sum BC | meq/m ² /år | 220 | 117 | 86 | 89 |
| SO ₄ | meq/m ² /år | 41 | 24 | 24 | 22 |
| Opprinnelig basemetning (i 1850) | | | | | |
| Ca | % | 21,5 | 20,3 | 13,9 | 20,5 |
| Mg | % | 28,0 | 24,5 | 23,1 | 27,6 |
| Na | % | 1,9 | 2,0 | 2,1 | 2,2 |
| K | % | 4,5 | 4,7 | 3,7 | 5,0 |
| Sum BS | % | 55,9 | 51,5 | 42,8 | 55,3 |
| Nitrogenretensjon | | | | | |
| NH ₄ + NO ₃ | % | 67 | 65 | 72 | 82 |

4.7 MAGIC resultater

Yndesdalsvassdraget ligger nær kysten og vannkjemien er sterkt preget av naturlig nedfall av sjøsalter. Sjøsaltilførslene er meget episodiske, noe som medfører store variasjoner i vannkjemien over kort tid. Dette gjør det vanskelig å tilpasse MAGIC modellen, fordi MAGIC opererer med årlige tidskritt basert på årsmiddel i avrenning, nedbørmengde og kjemi. Finere tidsoppløsning er ikke mulig fordi det mangler vannføringsdata for de aktuelle stasjoner. De MAGIC kjøringene som er gjort her gir derfor en indikasjon av langtidsutviklingen av avrenningskjemi, men sier lite om korttidsepisoder.

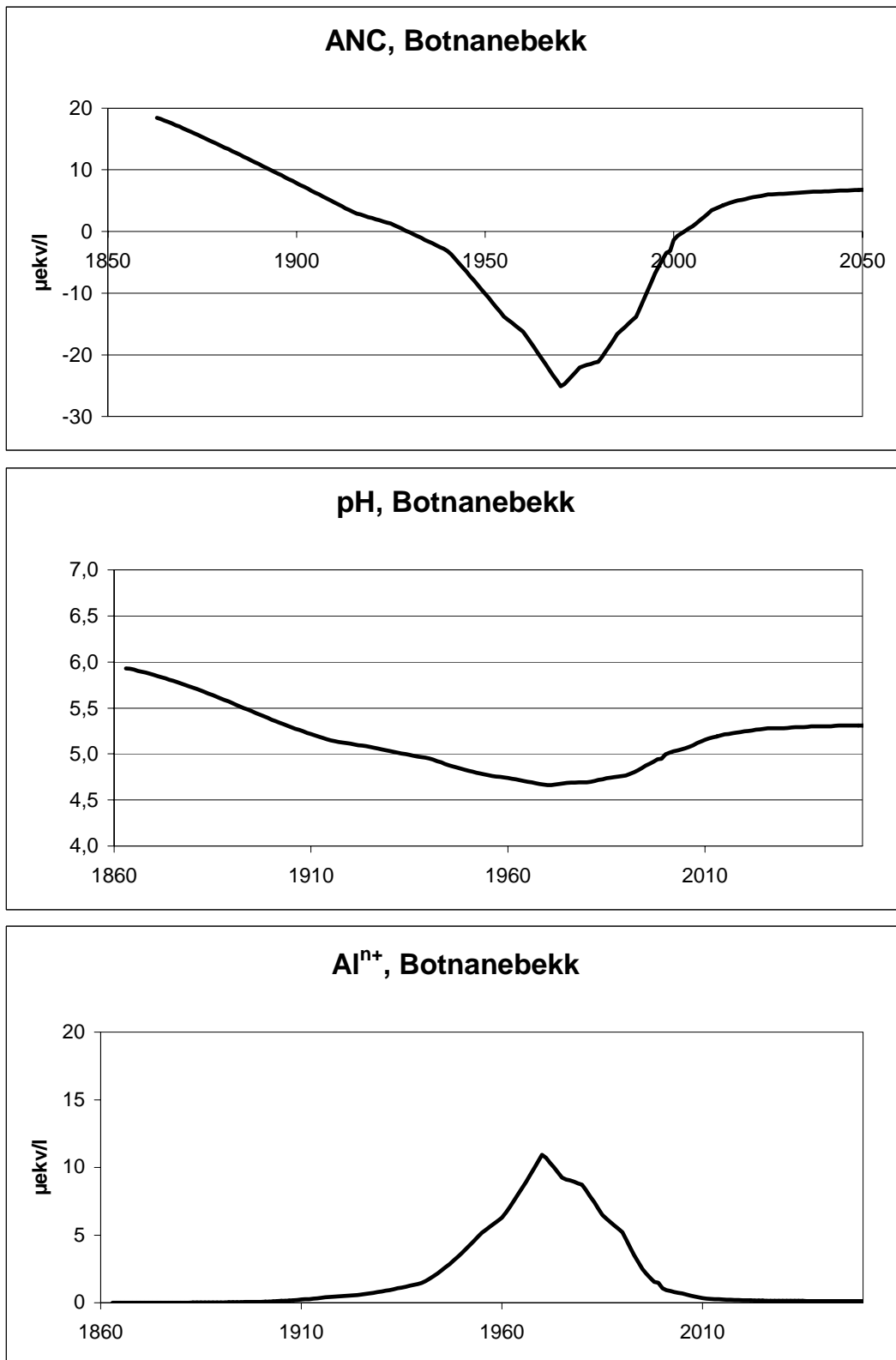
Av de 4 stasjonene som er tatt med her for kalibrering av MAGIC er bare Botnanebekk (Stasjon 13) upåvirket av kalking. Yndesdalsvatnet innløp (Stasjon 1) er antakelig påvirket av både dolomitminking samt avrenning fra landbruk nederst i feltet. Innløpsbekken (Stasjon 1) har klart høyere konsentrasjoner av både Ca og Mg og dermed ANC, enn de ukalkete sidebekkene ellers i vassdraget. Det er mulig at noe høyere Ca og Mg er naturlig, i og med at jordprøvene fra de 2 punktene i feltet (punkt 1 og 2) hadde høyere innhold av utbyttbart Ca og Mg, en indikasjon på noe høyere forvittringsrate for disse basekationene. Yndesdalsvatnet utløp (stasjon 2) er opplagt påvirket av kalking i innsjøen (som utføres årlig), noe som videre påvirker Ostevatn utløp (stasjon 4) lenger ned i vassdraget.

Nedfall av sulfat i Sør-Norge generelt økte fra 1800-tallet, og nådde et maksimum i ca. 1970, men har deretter minnet kraftig frem til i dag, og skal bli ytterligere redusert hvis CLE-scenariet oppfylles. Nedfall av nitrogen nådde et maksimum ca. 1990, har deretter minnet med bare ca. 20%, og skal reduseres ytterligere hvis CLE-scenariet oppfylles (**Figur 8**).

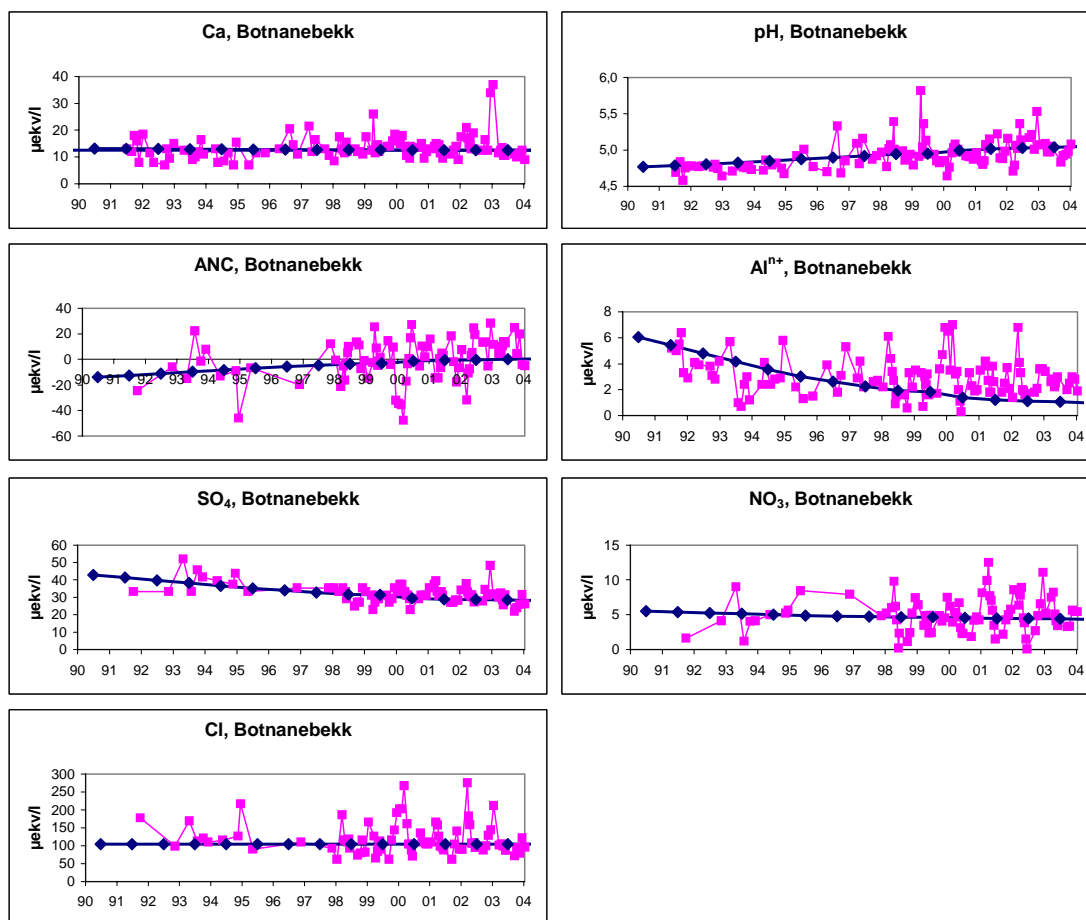


Figur 8. Estimert nedfall av sulfat og nitrogen ved Yndesdalsvassdraget (fra Posch et al. (2003), skalert til 1998 nivå i Botnanebekken, stasjon 13). Sjøsaltbidraget til sulfat utgjør ca. 45 mekv/m²/år.

Langtidsutviklingen av vannkjemien i Botnanebekken viser tydelig forsuring og deretter forbedring som respons på endringer i nedfall av S og N (**Figur 9**). Forsuringen var på det verste rundt 1970, med ANC = -25 $\mu\text{ekv/L}$, pH= 4.8 og Al^{III} = 10 $\mu\text{ekv/L}$. MAGIC indikerer at forsuringen har avtatt, og i 1991, da vannprøvetaking i forbindelse med kalkingen begynte, var ANC i Botnanebekken ca. -20 $\mu\text{ekv/L}$. ANC har økt ytterligere siden 1991, og har idag (år 2003) nådd ca. 0 $\mu\text{ekv/L}$ (**Figur 10**).



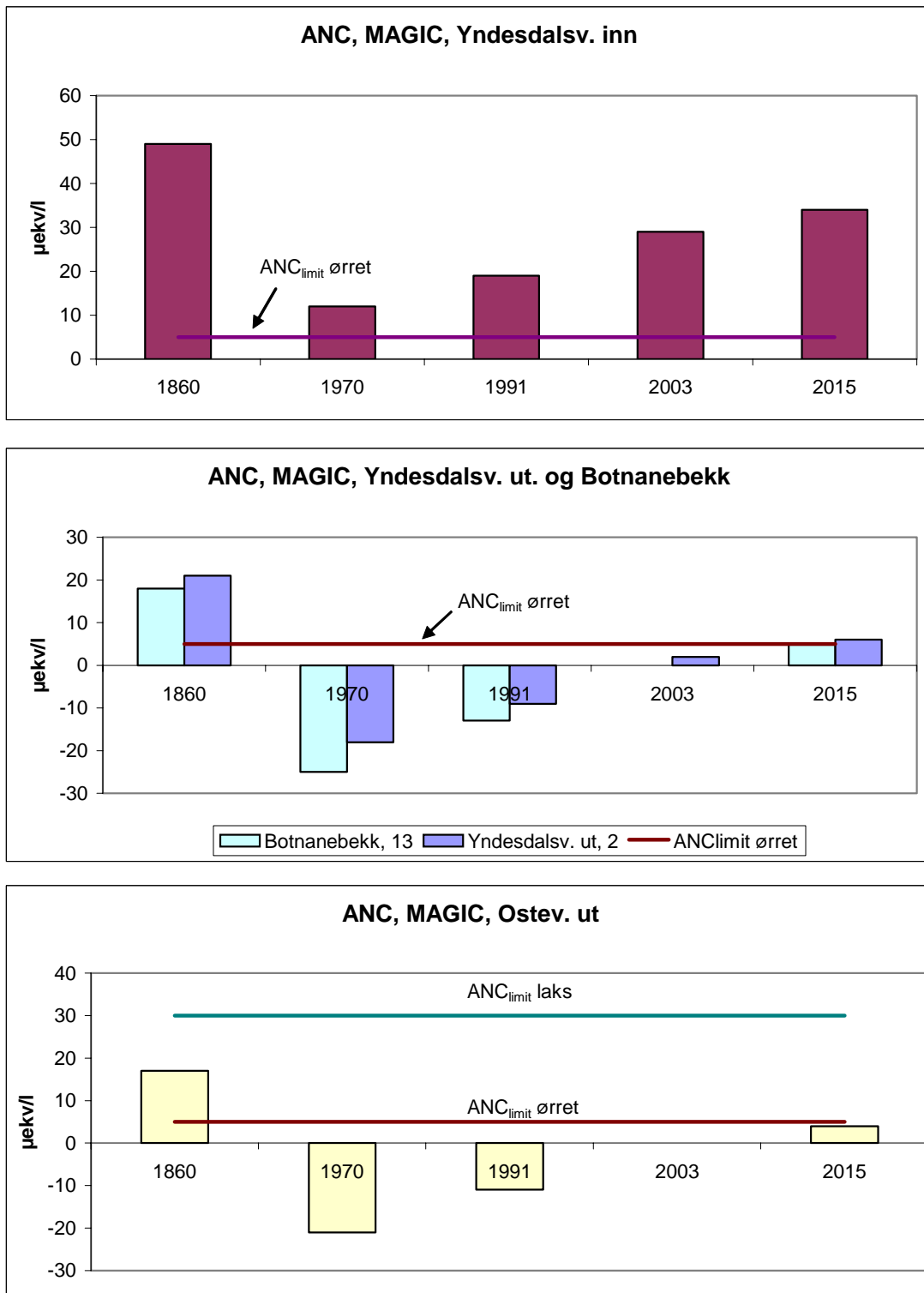
Figur 9. Tidsforløp av ANC, pH og Al³⁺ simulert ved MAGIC for Botnanebekk, Stasjon 13, Yndesdalsvassdraget.



Figur 10. Resultat av MAGIC kalibrering (linje med punkter hvert år) sammenlignet med målte data fra 1991-2003 (firkanter) for nøkkelparametre i prøvene fra Botnanebekken, Yndesdalsvassdraget.

Botnanebekken er i likhet med de andre stasjonene i Yndesdalsvassdraget sterkt preget av sjøsaltepisoder. Prøver med høy konsentrasjon av Cl har lav ANC, lav pH og høy Al^{3+} i forhold til gjennomsnittet (**Figur 10**). Prøvene med lavest ANC (januar 1995, januar 2000 og februar 2002) har alle høye Cl-verdier. MAGIC modellen predikerer at ANC vil øke med ca. 5 $\mu\text{ekv/L}$ frem til år 2015 som respons på ytterligere reduksjon av sulfatnedfallet, gitt at Göteborgprotokollen er gjennomført. For Botnanebekken betyr dette at ANC vil nå omtrent ANC_{limit} for ørret, dvs. at vannkvaliteten vil være marginal, men kanskje god nok for overlevelse av ørret. Imidlertid har alle disse beregningene og modellprognosene en del usikkerhet, og det vil derfor fortsatt være en viss risiko for at vannkvaliteten ikke vil være tilstrekkelig god for en levedyktig ørretbestand i fremtiden.

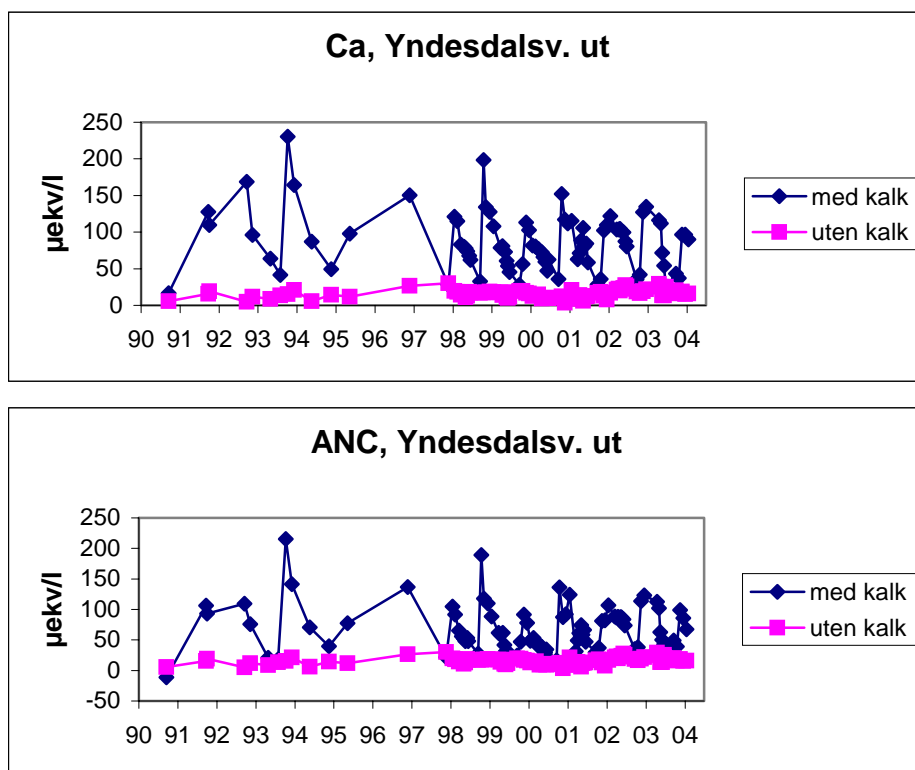
Yndesdalsvatn kalkes hvert år (høst), og pH, Ca og ANC øker betraktelig hver gang. Da vannets oppholdstid bare er ca. 0,7 år, avtar imidlertid effekten av kalkingen raskt (**Figur 12**). Med bare 2 vannprøver tatt før kalking i 1991, er det vanskelig å fastslå hvilken vannkvalitet innsjøen hadde før kalkingen. Bruk av ikke-marint Mg til å estimere Ca og ANC i ukalket vassdrag er også vanskelig fordi vassdraget er så preget av sjøsaltnedfall. Mesteparten av Mg kommer fra sjøsalter, mens Ca hovedsakelig kommer fra forvitring og ionebytting i jordsmonnet. MAGIC-beregningene tyder på at uten kalking ville vannet idag ha en ANC-verdi på ca. 0 $\mu\text{ekv/L}$, litt under ANC_{limit} for ørret (5 $\mu\text{ekv/L}$) (**Figur 11**). Fram til 2015 vil ANC øke til ca. 6 $\mu\text{ekv/L}$, omtrent ANC_{limit} . I likhet med Botnanebekken vil vannkvaliteten være marginal for ørret.



Figur 11. ANC (µekv/L) beregnet ved MAGIC estimert for ikke-kalket tilstand for ulike år og ANC_{limit} for ørret og laks for 4 stasjoner i Yndesdalsvassdraget.

Imidlertid er vannkvaliteten i hovedinnløpsbekken i nord-øst-enden av Yndesdalsvatn (Stasjon 1) betydelig mindre forsuret enn i utløpet (Stasjon 2). Innløpsbekken har allerede idag god vannkvalitet

for ørret. Innløpsbekken vil derfor fungere som rekrutteringsområde for en ørretbestand i Yndesdalsvatn, selv om innsjøen ikke kalkes.

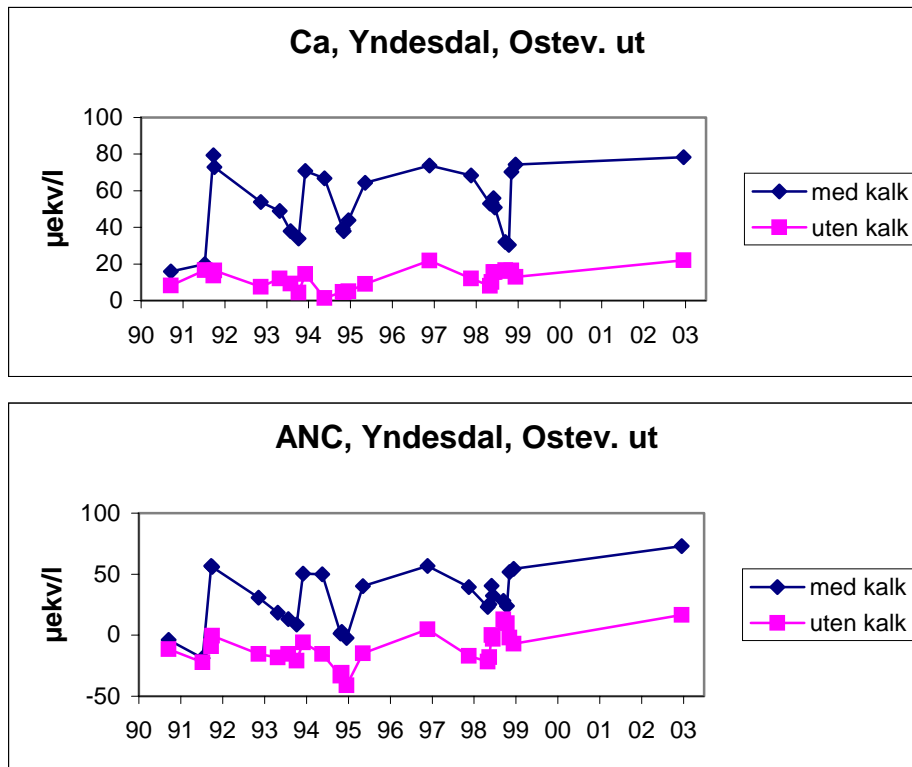


Figur 12. Ca-konsentrasjon og ANC ved Yndesdalsvatn utløp (stasjon 2), målt og beregnet ut fra ikke-marin Mg konsentrasjon og Ca*/Mg* forhold 2,5 (µekv/µekv).

Lenger nede i vassdraget, ved Ostavatn utløp (Stasjon 4), står kalkdosereren som skal sørge for tilstrekkelig høy pH og ANC for den lakseførende strekningen nedenfor. Igjen er det for få data fra tiden før kalkingen begynte i 1991 til å danne seg et godt bilde av vannkjemien før kalkingen. Estimater kan gjøres fra konsentrasjoner av ikke-marint Mg, men disse er igjen preget av en del usikkerhet (**Figur 13**).

Ostavatn får avrenning fra Yndesdalsvatn samt tilførsler av vann fra flere sure sidebekker, blant annet Botnanebekken. Botnanebekken gir kanskje et godt bilde av den vannkjemiske utviklingen i utløp Ostavatn uten kalking. Botnanebekken har idag (år 2003) ANC på ca. 0 µekv/L, og MAGIC-prognosen for 2015 er + 4 µekv/L. Dette er også nær ANC_{limit} for ørret, men betydelig lavere enn ANC_{limit} for laks, som er 30 µekv/L (Kroglund et al. 2002). For ørret vil kalkdosering ved Ostavatn i 2015 kanskje være unødvendig, men for laks vil det helt klart være nødvendig med fortsatt kalking.

Imidlertid vil kalkdosen kunne reduseres ettersom forsuringen avtar. MAGIC simuleringen tyder på at ANC ved Botnanebekken (og Yndesdalsvatn og Ostavatn uten kalking) har økt med ca. 10-13 µekv/L fra kalkingen begynte i 1991 (ANC = -10 µekv/L) til i dag, år 2003 (ANC = 0 µekv/L). Hvis vannkvalitetsmålet for kalking ved Ostavatn har vært å løfte ANC til 50 µekv/L, så er kalkbehovet blitt redusert med ca. 17% siden 1991. Behovet vil reduseres med ytterligere ca. 8% frem til 2015. Dette utdypes videre under kap. 5.



Figur 13. Ca-konsentrasjon og ANC ved Ostevatn utløp (stasjon 4), målt og beregnet ut fra ikke-marint Mg konsentrasjon og Ca^*/Mg^* forhold 2,5 ($\mu\text{ekv}/\mu\text{ekv}$).

5. Kalkingsplan

5.1 Mål og strategi

Kalkingsplanen som gjelder for vassdraget idag har følgende mål (Hindar 1990):

Få laksen tilbake i vassdraget. Produsere pH 6,2 på lakseførende strekning.

Resultatene av overvåkingen av vassdraget fra 1991 tyder på at begge mål er nådd. Ungfiskbestanden av laks er økende i vassdraget, og pH ligger over 6,2 i stikkprøver fra lakseførende strekning.

Strategien i dag går ut på fullkalking av Yndesdalsvatn 1 gang pr år (høst) og supplerende kalkdosering ved Ostavatn for utjevning og heving av pH opp til 6,4 før vannet når lakseførende strekning nedstrøms Logen. Erfaring har vist at for å oppnå et gitt pH-mål ved Frøyset, nederst i vassdraget, må pH etter dosering ved Ostavatn ligge 0,2 pH-enheter høyere. Dagens strategi har en gunstig effekt på innlandsaurebestandene og det biologiske mangfoldet på hele strekningen fra Yndesdalsvatn til sjøen, uten at dette er uttrykt som et mål i kalkingsplanen. Ingen sideelver er begünstiget av kalking eller andre tiltak for å justere vannkvaliteten.

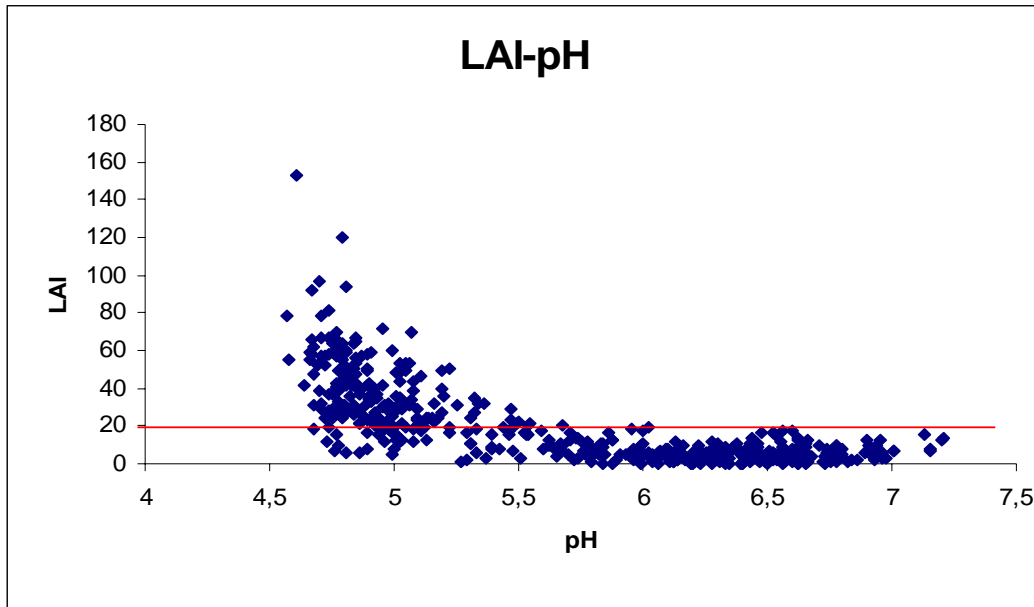
Mens man for laks har kommet fram til aksepterte vannkvalitetskriterier (pH-verdier), er det fortsatt uklart hvilke krav til vannkvalitet som skal anses som akseptable for sjøaure. Dette gjør det enkelt å fastsette vannkvalitetsmål for kjemiske tiltak i vassdrag der begge arter forekommer, mens vi ennå mangler tilsvarende holdepunkter for å fastsette kalkingsmål i rene sjøaurevassdrag. Da Yndesdalselva betraktes som et laksevassdrag, er det naturlig å legge opp kalkingsstrategien etter vannkvalitetskravene til denne arten. Ut fra kunnskap om laksens vannkvalitetskrav på ulike stadier har det i nyere kalkingsplaner blitt vanlig å operere med ulike pH-mål på lakseførende strekning til ulike årstider. Vi vil foreslå at man for framtiden gjør DN's veiledende retningslinjer for pH-styring i kalkete laksevassdrag gjeldende for Yndesdalsvassdraget, se **Tabell 15**.

Tabell 15. DN's veiledende retningslinjer for pH-styring i kalkete laksevassdrag.

| Periode | Stadium | pH-mål anadrom strekning |
|------------------------|--|--------------------------|
| 15. februar - 31. mars | Øyerogn og presmolt | 6,2 |
| 1. april - 31. mai | Smoltifisering, smoltutvandring, klekking | 6,4 |
| 1. juni - 14. februar | Yngel, parr, gyting | 6,0 |

Den viktigste effekten av heving av pH er avgifting av aluminium, dvs. reduksjon av labilt aluminium. Iflg. **Figur 14** vil økning i pH-verdi over 6,2 ikke ha nevneverdig effekt på reduksjon i labilt aluminium under ca. 15 µg/L i Yndesdalsvassdraget. Heving av pH-målet til 6,4 om våren skal være en sikkerhet mot sure episoder.

Fullkalkingen av Yndesdalsvatn er neppe nødvendig for å opprettholde kalkingsmålet i Yndesdalsvassdraget, så lenge dette kun gjelder anadrom strekning. Imidlertid virker innsjøkalking stabiliserende på vannkvaliteten, og gir i de fleste situasjoner god avgifting av aluminium før dosering. I kritiske situasjoner med høy vannføring, der vannstanden er en trussel mot driften av doseringsanlegget, er innsjøkalking å anse som helt nødvendig.



Figur 14. Sammenhengen mellom labilt aluminium og pH i vannprøver fra Yndesdalsvassdraget. Rød linje markerer grense for ”moderat skade” (20 µg LAI/L).

Ettersom målet er en gitt pH (eller Ca og ANC) på lakseførende strekning fra Logen til Frøyset, er det i prinsippet likgyldig om kalken tilsettes i Yndesdalsvatn eller ved Ostavatn. Det teoretiske kalkbehovet vil være det samme. I det følgende drøftes strategier med og uten kalking av Yndesdalsvatn med sikte på en tilfredsstillende vannkvalitet på anadrom strekning, inkludert sideelven Tangedalselv, som anses for å ha potensiale for produksjon av sjøaure.

De forventete forbedringene i vannkvalitet i løpet av de neste 10-20 år vil være mest markert i nedbørfeltets nordlige og sørvestlige deler. Det er forventet at svovelledfallet i disse delene ikke vil overskride naturens tålegrense i år 2015, mens tålegrensene i de sørøstlige og østlige deler fortsatt vil være overskredet (**Figur 6** og **Figur 7**). Dette kan vise seg å aktualisere en omlegging av kalkingsstrategien fra dosering til terrengkalking i de mest belastede feltene.

Innsjøkalking i andre vann enn Yndesdalsvatn vil være belemret med kort oppholdstid og dermed relativt hurtig gjenforsuring. Islegging vil medføre avrenning av surt overflatevann store deler av vinteren, slik at effekten nedover i vassdraget blir enda mer variabel enn det vi har sett for Yndesdalsvatn.

Bruk av terrengkalking for å avsyre surt overflatevann kan ha betydelige fordeler, men kan også forårsake moderate negative effekter (Terrengkalkingsprosjektet, Hindar et al 2004). Bakgrunnen for at spredning av kalk i terreng og ikke direkte i vann kan være en supplerende eller alternativ strategi for framtidig kalking er mulighetene for:

- å øke retensjon og raskere avgifte aluminium
- å stabilisere vannkvaliteten, som er spesielt viktig for innsjøer med kort oppholdstid
- å redusere hyppigheten og størrelsen av forsuringsepisoder i områder med intensiv skogplanting og/eller sporadisk høy sjøsaltdeposisjon
- forsvarlig kalking i områder uten vegforbindelse og av innsjøer uten tilløp

Terrengkalking kan derfor være et alternativ eller supplement til dagens kalkingsstrategi for Yndesdalsvassdraget dersom man ønsker å ta hensyn til større deler av nedbørfeltet, spesielt høytliggende deler og områder som ligger langt fra vei. I tillegg vil kalking f.eks. hvert 10.-20. år redusere ressurser til drift, kontroll og administrasjon av kalkingstiltak som idag er av svært hyppig eller kontinuerlig art.

5.2 Nåværende kalking av Yndesdalsvassdraget

Dagens kalkingsstrategi har to hovedelementer:

1. Kalking av Yndesdalsvatnet en gang pr. år
2. Stabiliserende kalkdosering ved utløpet av Ostavatn

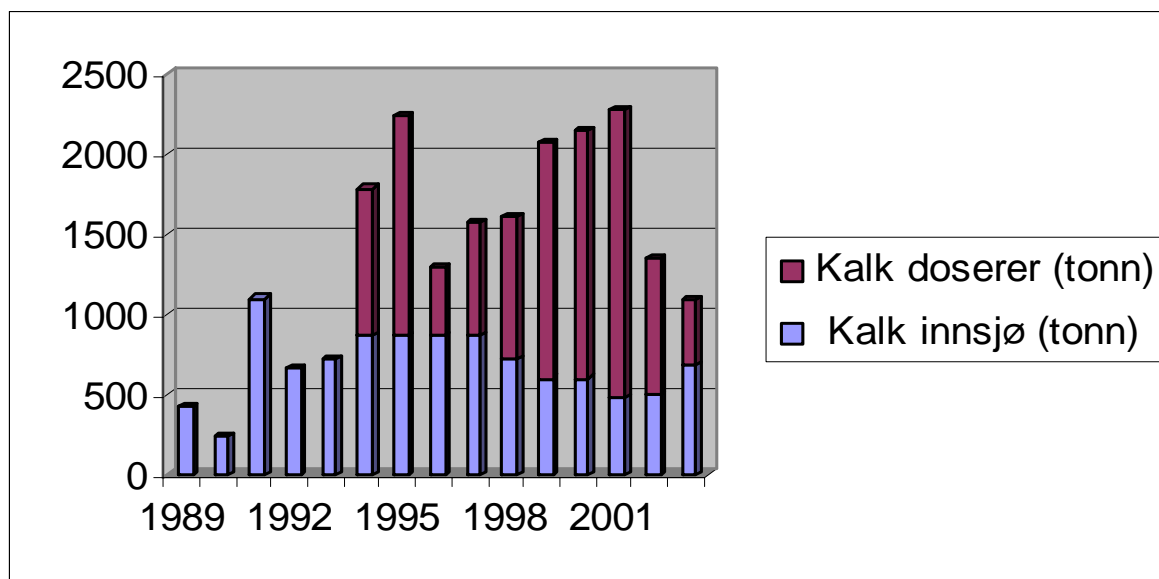
Det ble foretatt kalking av tilløpet til Yndesdalsvatn i 1989 og 1990. Kalkforbruket i de ulike år er vist i **Tabell 16** og **Figur 15**. I følge planen (Hindar 1990) skulle Yndesdalsvatnet kalkes med 1100 tonn i 1991, og med 775 tonn pr år i påfølgende år, mens doseringsmengdene ved Ostavatn ble beregnet til 1425 tonn kalk pr år av Hindar (1990), og til 1535 tonn pr år av Enge (1992). Fullkalking av Yndesdalsvatn ble gjennomført første gang høsten 1991, og innsjøen har etter det vært kalket 1 gang pr år (**Figur 15**). Dosereren ved Ostavatn kom i drift høsten 1994.

Vannstands- og avløpsberegning for utløpet av Ostavatn er foretatt i forbindelse med planlegging av kalkdoserer (Krokli 1994). Høsten 1996 ble det installert en målestasjon for pH i målområdet for kalkingen i nedre del av vassdraget. Denne måler pH kontinuerlig i Tangedalselva og i hovedelven oppstrøms og nedstrøms Tangedalselva.

Dosering skjer opp til pH 6,4 i doseringspunktet, og styres av pH oppstrøms og av vannføring i utløpsprofilen fra Ostavatn. Dosereren har en silo på 70 m³ og en maksimal doseringskapasitet på 695 g/s eller 60 tonn pr døgn.

Tabell 16. Kalkforbruk i Yndesdalsvatn og ved doserer ved Ostavatn.

| År | Kalkmengde innsjø (tonn) | Kalkmengde doserer (tonn) | Totalt (tonn) |
|------|--------------------------|---------------------------|---------------|
| 1989 | 420 | | 420 |
| 1990 | 240 | | 240 |
| 1991 | 1100 | | 1100 |
| 1992 | 660 | | 660 |
| 1993 | 718 | | 718 |
| 1994 | 865 | 921 | 1786 |
| 1995 | 865 | 1381 | 2246 |
| 1996 | 865 | 425 | 1290 |
| 1997 | 865 | 706 | 1571 |
| 1998 | 722 | 896 | 1618 |
| 1999 | 600 | 1471 | 2071 |
| 2000 | 600 | 1548 | 2148 |
| 2001 | 475 | 1803 | 2278 |
| 2002 | 500 | 847 | 1347 |
| 2003 | 690 | 400 | 1090 |



Figur 15. Kalkmengder tilført via doserer ved Ostavatn og ved fullkalking av Yndesdalsvatn fra 1989 til 2003.

5.3 Beregning av kalkbehov.

Beregningene av kalkdoser er basert på kalsium-konsentrasjoner i vannprøver fra ukalkete og kalkete lokaliteter i Yndesdalvassdraget (**Tabell 17**). Beregningen av kalkmengder bygger på data om nedbørfeltareal og spesifikk avrenning. Middelvannføring er lagt til grunn for beregningene av kalkmengder, dvs. at det ikke er tatt hensyn til år-til-år variasjoner i nedbørsmengde og vannføring, og heller ikke til fordelingen av kalk gjennom året i forhold til variasjonene i vannføring. Videre er det antatt at kalken inneholder 80% CaCO_3 med 70% oppløsning.

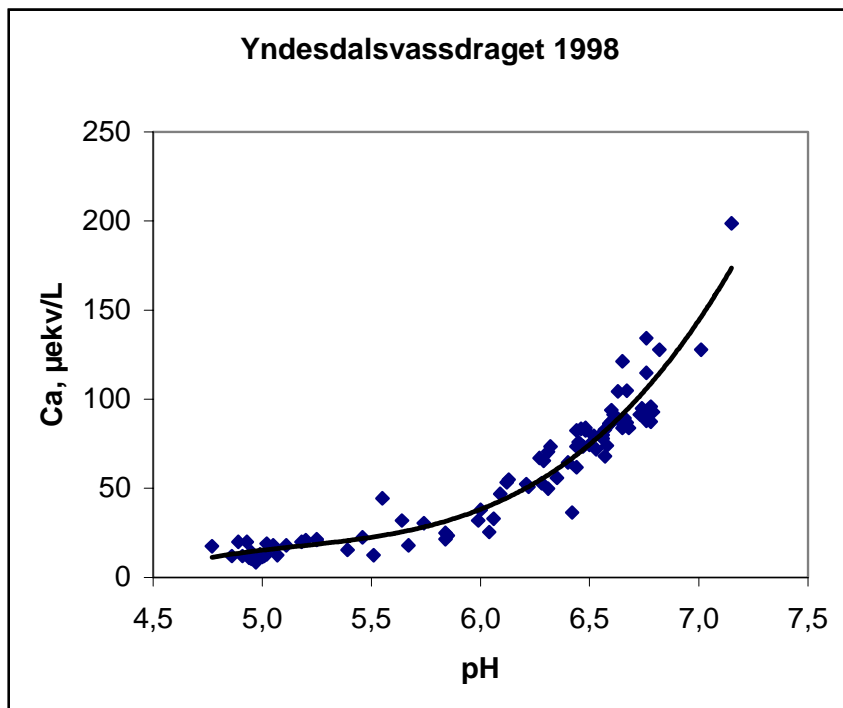
Tabell 17. Aritmetrisk middel pH og konsentrasjon av Ca, LAI og ANC i månedlige vannprøver fra Yndesdalvassdraget i 1998.

| | pH | Ca $\mu\text{ekv/L}$ | LAI $\mu\text{gAl/L}$ | ANC $\mu\text{ekv/L}$ | Antall prøver |
|----------------|------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|------------------|
| Yndesdalv. inn | 5,93 | 31,1 | 5,7 | 25,8 | 8 |
| Botanebekk | 4,99 | 12,6 | 26,3 | -5,0 | 12 |
| Tangedalselv | 5,10 | 18,8 | 28,4 | -6,8 | 11 |
| Yndesdalv. ut | 6,61 | 97,8 | 3,9 | 80,2 | 11 |
| Ostav. Ut | 6,20 | 57,0 | 3,6 | 35,0 | 8 |
| Logen ut | 6,70 | 95,6 | 6,6 | 77,3 | 9 |
| Sleirev. ut | 6,56 | 83,0 | 4,9 | 65,7 | 8 |
| Frøyset | 6,55 | 79,7 | 3,8 | 64,0 | 12 |

5.3.1 Fullkalking av Yndesdalsvatn

Hindar (1990) beregnet kalkbehov for fullkalking av Yndesdalsvatn til 1100 tonn det første året (1991) og 775 tonn pr. år i påfølgende år. Her var kalkingsmålet å heve ANC fra ca. -10 til +100 $\mu\text{ekv/L}$. ANC 100 $\mu\text{ekv/L}$ tilsvarer ca. pH 6,7. I 1998 hadde utløpet Yndesdalsvatn middel pH 6,6 og ANC 80 $\mu\text{ekv/L}$ (**Tabell 17**). **Figur 16** viser den empiriske sammenhengen mellom pH og Ca basert på vannanalyser fra Yndesdalvassdraget.

For å beregne kalkbehovet ut fra et pH-mål, må tilsvarende mål for Ca og ANC konsentrasjoner estimeres. Prøver som er gjengitt i **Tabell 17** viser en god sammenheng mellom disse 3 parametere (korrelasjonskoeffisienter $> 0,9$), og disse sammenhengene kan brukes til å lage kalkingsmål for Ca-konsentrasjon (**Tabell 18**). Mengden CaCO_3 som trengs for å heve Ca konsentrasjon er gitt i **Tabell 19**.



Figur 16. Sammenheng mellom pH og Ca-konsentrasjoner for vannprøver tatt i 1998 i Yndesdalsvassdraget.

Tabell 18. pH-mål for kalking og tilsvarende Ca og ANC konsentrasjoner som gjelder for hele Yndesdalsvassdraget i 1998.

| pH | Ca µkv/L | ANC µkv/L |
|-----|----------|-----------|
| 6,0 | 26 | 38 |
| 6,2 | 36 | 49 |
| 6,4 | 51 | 65 |
| 6,6 | 72 | 85 |

Siden 1990 har den sure nedbøren gått tilbake og behovet for kalk er blitt mindre. Et nytt regnestykke for år 1998 viser at for kalkingsmål pH 6,6 i utløpet (tilsvarer Ca=72 µkv/L og ANC=85 µkv/L) er behovet for fullkalking av Yndesdalsvatn ca. 726 tonn kalk for et normalt hydrologisk år (**Tabell 20**). Tabellen bygger på middelvannføring og nedbørfeltareal som gitt i **Tabell 1**. Negative verdier betyr at vannet har tilstrekkelig høy Ca fra før, enten naturlig eller på grunn av kalking oppstrøms; dette bidrar til å heve Ca (og pH og ANC) når surere vann blandes inn nedstrøms.

Tabell 19. Bergening av kalkbehovet ($\text{g CaCO}_3/\text{m}^3$) ved ulike pH- og Ca mål for kalking. Forhold mellom pH og Ca er fra vannprøver tatt i 1998 i Yndesdalsvassdraget.

| Inngang Ca $\mu\text{ekv/L}$ | Ca mål $\mu\text{ekv/L}$ | | | |
|------------------------------|--------------------------|----------------|----------------|----------------|
| | 26 (pH 6,0) | 36 (pH 6,2) | 51 (pH 6,4) | 72 (pH 6,6) |
| 10 | 0,8 | 1,3 | 2,1 | 3,1 |
| 15 | 0,6 | 1,1 | 1,8 | 2,9 |
| 20 | 0,3 | 0,8 | 1,6 | 2,6 |
| 25 | 0,1 | 0,6 | 1,3 | 2,4 |
| 30 | 0,0 | 0,3 | 1,1 | 2,1 |
| 40 | 0,0 | 0,0 | 0,6 | 1,6 |
| 50 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 1,1 |
| 60 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,6 |
| 70 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 |

Tabell 20. Beregnet kalkbehov (i tonn CaCO_3 , og tonn kalk, antatt 80% CaCO_3 og 70% oppløsning) i 1998 ved fullkalking av Yndesdalsvatn.

| Fullkalking Yndesdalvatn | Areal km^2 | Q m^3/s | inngangs-kjemi | | kalkingsmål Ca $\mu\text{ekv/L}$ (pH) | | | |
|-----------------------------|------------------------|----------------------------|-------------------------|-------|--|-------------|-------------|-------------|
| | | | Ca $\mu\text{ekv/L}$ | (pH) | 26 (6,0) | 36 (6,2) | 51 (6,4) | 72 (6,6) |
| Yndes. inn | 12,4 | 1,4 | 31 | (5,9) | -11 | 11 | 44 | 91 |
| Restfelt (Botnanebekk) | 28,4 | 3,4 | 13 | (5,0) | 70 | 123 | 204 | 316 |
| Sum tonn CaCO_3 | | | | | 59 | 134 | 248 | 407 |
| Sum tonn kalk | | | | | 105 | 240 | 443 | 726 |

5.3.2 Kalkdoserer ved Ostavatn

I 1998 var middel pH ved utløpet Ostavatn (oppstrøms doserer) ca. 6,2. Ved Ostavatn er vann med pH 6,6 fra det kalkete Yndesdalsvatnet (middelvannføring $4,8 \text{ m}^3/\text{s}$) blitt blandet med omtrent like mye vann (middelvannføring $5,4 \text{ m}^3/\text{s}$) med pH 5,0 fra sure sidebekker som bl.a. Botnanebekk. Vi har regnet ut teoretisk kalkbehov i 1998 ved doserer med og uten fullkalking av Yndesdalvatn for ulike pH-mål ved Frøyset, nederst i vassdraget (**Tabell 21**). Tabellen bygger på samme forutsetninger som **Tabell 20** ovenfor. For å oppnå et gitt pH-mål ved Frøyset må pH etter kalkdoserer være ca. 0,2 pH enheter høyere p.g.a fortynning med surt vann fra sidebekkene nedstrøms doserer. Uansett er det teoretiske kalkbehovet for å oppnå pH 6,2 ved Frøyset ca. 800 tonn pr. år (i 1998).

Tabell 21. Doserer ved Ostavvatn. Beregnet kalkbehov (i tonn CaCO_3 , og tonn kalk, antatt 80% CaCO_3 og 70% oppløsning) i 1998 for kalkdoserer med og uten fullkalking av Yndesdalsvatn.

| | Areal km^2 | Q m^3/s | Inngangs-kjemi | | Kalkingsmål Frøyset Ca $\mu\text{ekv/L}$ (pH) | | | |
|---|------------------------|----------------------------|-------------------------|-------|--|--------------|--------------|--------------|
| | | | Ca $\mu\text{ekv/L}$ | (pH) | 26 | 36 | 51 | 72 |
| Med fullkalking Yndesdalsvatn | | | | | (6,0) | (6,2) | (6,4) | (6,6) |
| Ostav. ut (oppstrøms doserer) | 86,7 | 10,2 | 57 | (6,2) | -241 | -80 | 161 | 499 |
| sidebekkene nedstrøms (Tangeelv.) | 38,8 | 4,5 | 19 | (5,1) | 50 | 121 | 227 | 376 |
| Delsum tonn CaCO_3 | | | | | -192 | 40 | 388 | 875 |
| Delsum tonn kalk | | | | | -342 | 72 | 693 | 1562 |
| Uten fullkalking Yndesdalsvatn | | | | | | | | |
| Ostav. ut (oppstrøms doserer) | 86,7 | 10,2 | 18 | (5,1) | 169 | 330 | 571 | 909 |
| sidebekkene nedstrøms (Tangeelv.) | 38,8 | 4,5 | 19 | (5,1) | 50 | 121 | 227 | 376 |
| Sum tonn CaCO_3 | | | | | 219 | 450 | 798 | 1285 |
| Sum tonn kalk | | | | | 390 | 804 | 1425 | 2294 |

5.3.3 Vurdering av kalkdosererens kapasitet

Ved stans av fullkalkingen av Yndesdalsvatn vil kalkingen for lakseførende strekning overtas helt av dosereren ved Ostavvatn. Vi har vurdert om dette kan medføre kapasitetsproblemer ved høye vannføringer. Dosereren har en silo på 70 m^3 og en maksimal doseringskapasitet på 695 g/s eller 60 tonn pr døgn.

Vi har først vurdert størrelse av flomtopper som doserer kan håndtere med maksimal doseringskapasitet på 695 g/s. Dette er avhengig av både vannføring, inngangs-vannkjemi (Ca konsentrasjon), og kalkingsmål (**Tabell 22**). Til sammenlikning var maksimum vannføring i 1998 ca. $100 \text{ m}^3/\text{s}$ (10. februar). Det betyr at selv uten kalking av Yndesdalsvatn vil doserer kunne håndtere en dobbelt så høy flomtopp som i 1998, og fortsatt holde pH 6,4 i vannet nedstrøms (og 6,2 ved Frøyset).

En annen begrensning er lagerkapasiteten for kalk. Siloen er på 70 m^3 . Med en antatt spesifikk vekt på kalk på $1,5 \text{ g/cm}^3$ betyr det 105 tonn kalk. Antall dager kapasitetn rekker avhenger av kalkbehovet per m^3 vann og vannføring (**Tabell 23**). Kalkbehovet som funksjon av kalkingsmål og inngangs vannkvalitet er gitt i **Tabell 19**.

Tabell 22. Beregnete maksimumvannføringer (m^3/s) som kalkdoserer kan håndtere ved en ulike Ca-konsentrasjoner i inngangsvannet, samt ulike kalkingsmål nedstrøms doserer.

| Inngang Ca µekv/L | 26 | 36 | 51 | 72 |
|-------------------------|----------|----------|----------|----------|
| | (pH 6,0) | (pH 6,2) | (pH 6,4) | (pH 6,6) |
| 10 | 487 | 299 | 190 | 126 |
| 15 | 708 | 371 | 216 | 137 |
| 20 | 1297 | 487 | 251 | 150 |
| 25 | 7784 | 708 | 299 | 166 |
| 30 | | 1297 | 371 | 185 |
| 40 | | | 708 | 243 |
| 50 | | | 7784 | 354 |
| 60 | | | | 649 |
| 70 | | | | 3892 |

Beregningene viser at uten kalking av Yndesdalsvatn (inngangsvann med Ca konsentrasjon på ca. 15 µekv/L) og pH-mål for kalking på 6,4 (gir pH 6,2 ved Frøyset) vil kalkbehov være ca. 2 g $CaCO_3/m^3$ (Tabell 19), og dermed vil silokapasiteten holde i ca. 7 dager ved 50 m^3/s flom og 3,4 dager ved 100 m^3/s flom (Tabell 23).

Tabell 23. Silokapasitet ved doserer i antall dager gitt kalkbehov i g $CaCO_3/m^3$ og døgnmiddel vannføring i m^3/s .

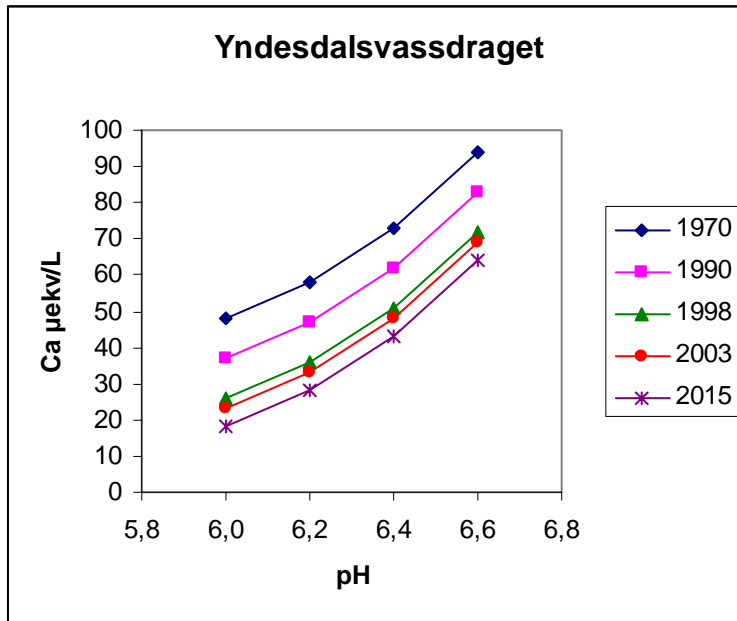
| Kalkbehov g $CaCO_3/m^3$ | Vannføring døgnmiddel, m^3/s | | | |
|-----------------------------|--------------------------------|------|-----|-----|
| | 50 | 100 | 200 | 400 |
| 0,5 | 27,2 | 13,6 | 6,8 | 3,4 |
| 1,0 | 13,6 | 6,8 | 3,4 | 1,7 |
| 1,5 | 9,1 | 4,5 | 2,3 | 1,1 |
| 2,0 | 6,8 | 3,4 | 1,7 | 0,9 |
| 2,5 | 5,4 | 2,7 | 1,4 | 0,7 |
| 3,0 | 4,5 | 2,3 | 1,1 | 0,6 |

5.3.4 Endringer i kalkbehov

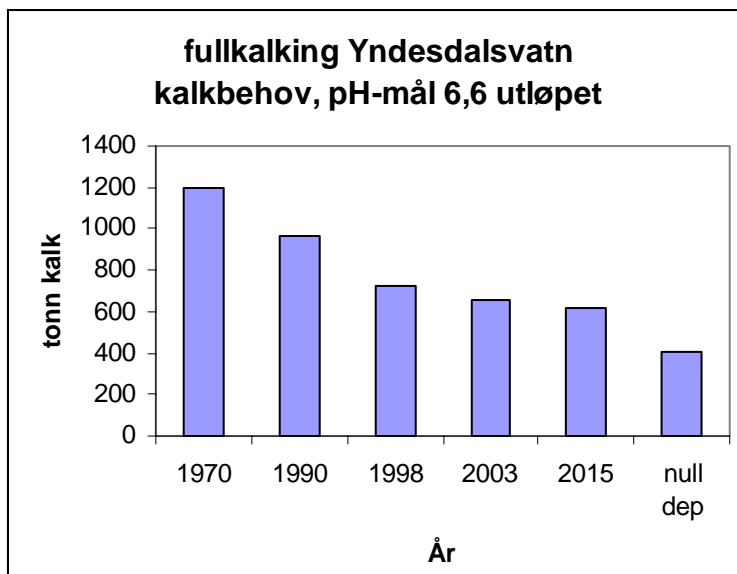
Endringene i kalkbehov for å oppnå ulike pH-mål i Yndesdalsvassdraget er illustrert i Figur 17.

For Yndesdalsvatn vil kalkbehovet for fullkalking til pH-mål 6,6 bli redusert med ca. 15% fra ca. 700 tonn i 1998 til ca. 600 tonn i 2015 (Figur 18). Det er to grunner til at kalkbehovet fortsatt vil være 600 tonn i 2015. For det første vil det i 2015 være en signifikant "rest" sur nedbør selv om Göteborg-protokollen gjennomføres. For det andre er et kalkingsmål på pH 6,6 betydelig høyere enn naturlig pH for Yndesdalsvatn. MAGIC indikerer at opprinnelig pH i Yndesdalsvatn var ca. 5,9.

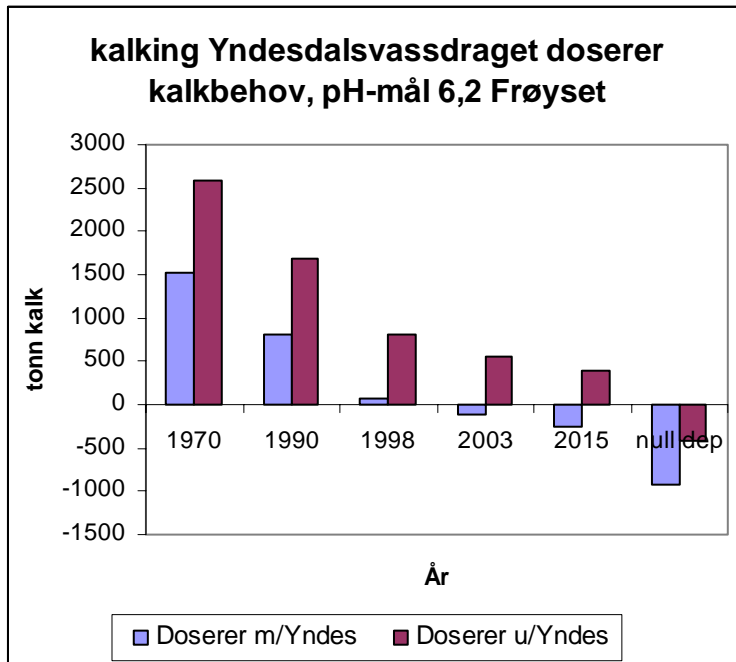
Også for Yndesdalsvassdraget i sin helhet vil kalkbehovet bli redusert i fremtiden (Figur 19), ut fra beregninger basert på MAGIC prognoser for doserer ved Ostavatn med eller uten fullkalking av Yndesdalsvatn. Her er det antatt at Yndesdalsvatn fullkalles opp til pH 6,6, og at kalkbehovet for Yndesdalsvatn kommer i tillegg. Kalkbehovet i 2015 er generelt redusert med ca. 15% i forhold til 1998. Negative verdier i Figur 19 betyr at vannet har tilstrekkelig høy Ca (og pH) fra før, enten naturlig eller på grunn av kalking oppstrøms. Dette bidrar til å heve Ca (og pH) når det blandes med surere vann nedstrøms.



Figur 17. Nødvendig Ca-konsentrasjon (µekv/L) for å oppnå en gitt pH (og ANC) i ulike år for Yndesdalsvassdraget. Resultater 1990-2003 fra målinger; 1970 og 2015 fra MAGIC.



Figur 18. Teoretisk kalkbehov for ulike år ved fullkalking av Yndesdalsvatn opptil pH-mål 6,6 (utløpet) basert på MAGIC prognoser. Figuren viser også behovet i år 2015 med null sur nedbør. Betingelsene er ellers de samme som for 1998 (Tabell 20).



Figur 19. MAGIC prognoser av teoretisk kalkbehov for ulike år ved doserer Ostavatn med pH-mål 6,2 ved Frøyset, med og uten fullkalking av Yndesdalsvatn. Behovet i 2015 med null sur nedbør er også vist. Betingelsene er ellers de samme som for 1998 (**Tabell 21**).

5.4 Vannbehandling av Tangedalselv

Det ble bygget Fisketrapp i Tangedalselva (Tverrelva) ved Nordvang i 2003, og vannbehandling, enten ved bruk av silikat eller kalk er en forutsetning for full nytte av dette tiltaket, som har som mål å utnytte elva som reproduksjons- og oppvekstområde for sjøaure.

Vannbehandling av Tangedalselva vil tjene to hovedhensikter, eliminasjon av blandsonen ved Frøyset (se kap. 2.4 ovenfor), og bedre vilkår for sjøaure i kombinasjon med fisketrappen (Frøyset Grunneigarlag og Frøyset Elveigarlag 2003).

Beregning av kalkdose for Tangedalselva er gjort ut fra sammenhengen mellom pH og kalsium (**Figur 16** og **Tabell 18**). pH 6,4 tilsvarer en Ca-konsentrasjon på 1,0 mg/L (51 $\mu\text{ekv/L}$).

Bakgrunnskonsentrasjonen av Ca i Tangedalselva er i gjennomsnitt 0,4 mg/L. Beregninger av kalkbehov er satt opp ut fra at kalken inneholder 80% CaCO_3 , og at løseligheten er 70%. Et CaCO_3 -behov på 2,7 mg/L vil dermed tilsvare 4,8 mg/L kalksteinsmel (

Tabell 24). Beregningene er videre basert på spesifikk avrenning i Tangedalselva på 104 L/s/km².

Tabell 24. Beregning av kalkmengder og kostnader for Tangedalselva.

| Mål-pH | Mål-Ca | Ca-tilsetning | Tilsvarende CaCO ₃ | Kalk | Årlig kostnad (NOK) |
|--------|-------------|-------------------------|-------------------------------|-----------|---------------------|
| pH 6,4 | 1,0 mg Ca/L | (1,0 – 0,4) mg = 0,6 mg | 1,5 mg/L | 2,6 mg/L | 63.500,- |
| pH 6,2 | 0,6 mg Ca/L | (0,6 – 0,4) mg = 0,2 mg | 0,5 mg/L | 0,9 mg/L | 21.200,- |
| pH 6,0 | 0,5 mg Ca/L | (0,5 – 0,4) mg = 0,1 mg | 0,25 mg/L | 0,45 mg/L | 10.600,- |

Tilsvarende beregninger for silikat baserer seg på at flytende silikatlut inneholder 27,4% SiO₂, og løses fullstendig opp. Som **Tabell 25** viser er kostnadene ved bruk av silikat klart høyere enn ved kalking, mens investeringskostnadene ved et silikatdoseringsanlegg er vesentlig lavere enn for et tilsvarende kalkingsanlegg.

Figur 20 viser et mobilt doseringsanlegg for silikat. Silikat ha en del fordeler framfor kalk dersom ett eller flere av de nedenforstående forhold er av vesentlig betydning:

- **Avgiftningshastighet.** I et vassdrag med kort avstand til f.eks. en kalket hovedelv vil en kunne oppnå avgiftning hurtig nok til å unngå giftige blandsoner ved bruk av silikat (men ikke med kalk) i perioder med høye Al-konsentrasjoner og lav vanntemperatur.
- **Behov for episodeavsyring.** Uregelmessig kjøring med store og hurtige variasjoner i vannføring vil være enklere med flytende silikat enn med kalk. Silikaten tåler lagring i tank, og avgiftningen skjer raskt.
- **Estuarine blandsoner.** Kalk vil ikke hindre mobilisering av Al fra kolloide Al-former ved blanding av ferskvann og sjøvann. Pilotstudier fra Tangedalselva (Åtland et al. 2003) og bruk av silikat i settefiskanlegg tyder på at bindingen av aluminium til silikat opprettholdes under slike forhold.
- **Partikkelproblematikk/løselighet.** Dersom et vannbehandlingsanlegg må plasseres nær viktige gyteområder for fisk eller områder med vannvegetasjon vil silikat ha den fordel at den er flytende, løses momentant, og ikke etterlater områder med partikkel-sedimentasjon.

De fleste av disse faktorene er relevante for Tangedalselva, og det vil dermed være klare faglige fordeler ved å bruke silikat framfor kalk.

Tabell 25. Sammenligning av total kostnader ved henholdsvis kalking eller silikatbehandling av Tangedalselva.

| Kostnad | Kalk (NOK) | Silikat (NOK) |
|--|-------------|---------------|
| Investeringskostnader | 1.200.000,- | 200.000,- |
| Avsyringsmiddel (pH=6,2 vs 2 mg SiO ₂ /L) | 21.200,- | 505.500,- |
| Årlige kostnader 5 års drift | 261.000,- | 545.500,- |
| Årlige kostnader 10 års drift | 141.000,- | 525.500,- |



Figur 20. Foto av silikatdoseringsanlegget i Logåna (Mandalsvassdraget) som viser den ytre kjølecontaineren, styringsenheten, den indre silikattanken.

Silikat gir vesentlig hurtigere avgifning (hurtigere reaksjonstid) og dermed kortere oppholdstid, også ved lave vanntemperaturer. Mindre volumer krever mindre lagerkapasitet. Fordi noe av målet med avgifning av Tangedalselva er å redusere (eliminere) blandsoneeffektene i hovedelven, vil silikat være å foretrekke framfor kalk. Tangedalselva har lave naturlige konsentrasjoner av Ca (<0,4 mg Ca/L), og en viss tilleggstilførsel av kalk er ønskelig om man vil oppnå optimal vannkvalitet for fisk i selve Tangedalselva. Med bruk av fast silikat som utgangspunkt vil det være mulig å kombinere silikat- og kalkdosering.

5.5 Driftsstabilitet for anlegget i Tangedalselva

Det har vært gjort forsøk med dosering av silikat i Tangedalselva ved hjelp av et pilotanlegg (Åtland et al. 1997; 2003). Opprinnelig var planen å styre doseringen ut fra vannhøyde i elva, men dette systemet viste seg å være svært sårbart for lynnedslag i trykkløseren som lå ute i elva. Anlegget ble derfor styrt manuelt ut fra en vurdering av pH og silikatdose i elva. Det har vært knyttet alarm til anlegget slik at det ble varslet ved for høy pH i elva (pH > 7), eller ved strøm/pumpestans. Høyeste registrerte pH i forbindelse med pH-alarm var 7,21, dvs. at det ikke har forekommet overdosering i nærheten av det som har vist seg å gi negative effekter på fisk i tidligere forsøk (Kroglund et al. 2000).

Basert på doseringsforsøkene i Tangedalselva ser vi tre vesentlige punkter for å forbedre driftsstabiliteten på slike anlegg:

- pH-styring av doseringen
- sikring av anlegget mot lynnedslag
- dobbelt sett doseringspumper slik at reservepumpen overtar umiddelbart ved evt. havari

Basert på bl.a. erfaringene fra Tangedalseva er det utviklet et anlegg for dosering av silikatlut i Logåna i Mandalsvassdraget. Anlegget er tenkt som en mal for tilsvarende anlegg, og har en kostnad på i størrelsesorden kr. 200 000 – 250 000 (**Figur 20**). Denne summen inkluderer selve anlegget, pumper, styringsverktøy og arbeidet for å få anlegget plassert og i funksjon.

I denne typen anlegg er selve silikattanken på 12 m³ plassert i en isolert kjølecontainer, som også inneholder doseringspumpe og elektronisk utstyr, som dermed er beskyttet mot lynnedslag. På bakgrunn fra erfaringen i Tangedalselva ser vi det som mest hensiktsmessig å styre doseringen etter pH i elva. Det arbeides med å lage en pH styring som er robust i forhold til overdosering av silikat.

6. Referanser

- Bjerknes, V., Åtland, Å., and Hobæk, A. 1996. Kalking av Yndesdals-Frøysetvassdraget. Situasjonsrapport januar 1996. NIVA Notat nr. V 96/01, 8 pp.
- Bjerknes, V., Pettersen, M. N., Teien, H. C., and Raddum, G. G. 1997. Kalking av Ekso. Vannkjemisk og biologisk kontroll våren 1997. NIVA rapport nr. 3738, NIVA, Oslo. 42 pp.
- Bjerknes, V., Barlaup, B. T., Gabrielsen, S. E., Hindar, A., Kleiven, E., Kvellestad, A., Raddum, G. G., Skiple, A., and Åtland, Å. 1998a. Undersøkelse av vassdrag med anadrome fiskebestander i Sogn og Fjordane. 1998-3950, NIVA, Oslo. 138 pp.
- Bjerknes, V., Pettersen, M. N., Salbu, B., Skiple, A., and Sælthun, N. R. 1998b. Toxic water in mixing zones of limed salmon rivers and acid tributaries with special reference to regulated watercourses, p.313-328, *In*: Wheeter, H. and Kirby, C., *Hydrology in a Changing Environment. Volume 1.*, British Hydrological Society, Chichester, UK.
- Cosby, B. J., Hornberger, G. M., Galloway, J. N., and Wright, R. F. 1985 a. Modelling the effects of acid deposition: assessment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resour.Res.* **21**: 51-63.
- Cosby, B. J., Wright, R. F., Hornberger, G. M., and Galloway, J. N. 1985 b. Modelling the effects of acid deposition: estimation of long term water quality responses in a small forested catchment. *Water Resour.Res.* **21**: 1591-1601.
- Cosby, B. J., Ferrier, R. C., Jenkins, A., and Wright, R. F. 2001. Modelling the effects of acid deposition: refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model. *Hydrol.Earth System Sci.* **5**: 499-518.
- DN. 2003. Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter 2002. Notat 2003-3, 275 pp.
- Enge, E. 1992. Plan for kalking av Frøysetvassdraget, Hordaland/Sogn og Fjordane. Notat .
- Frøyset Elveeigarlag og Frøyset grunneigarlag 2002. Driftsplan for Yndesdalsvassdraget. 30s.
- Førland, E. J., Meisingset, E., Skartveit, A., and Wefring, I. 1975. Hydrologiske data fra Nordhordland og Ytre Sogn. SNSF-prosjektet FR6/76, Ås-NLH ,
- Grande, M., Muniz, I. P., and Andersen, S. 1978. Relative tolerance of some salmonids to acid water. *Verh.Internat.Verein.Limnol.* **20**: 2076-2084.
- Haaland, S. og Raddum, G. G. 1981. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Yndesdalsvassdraget 1977. Rapport nr. 31. Lab. for Ferskvannsökol. og Innlandsfiske, Zool. Mus., Univ. I Bergen,
- Henriksen, A., Lien, L., Rosseland, B. O., Traaen, T. S., and Sevaldrud, I. 1989. Lake acidification in Norway - present and predicted fish status. *Ambio* **18**: 314-321.
- Henriksen, A. and Posch, M. 2001. Steady-state models for calculating critical loads of acidity for surface waters. *Water Air and Soil Pollution: Focus* **1**: 375-398.

- Hindar, A. 1990. Plan for kalking av Frøysetvassdraget. NIVA Notat, 3 pp.
- Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K., and Lien, L. 1993. Betydningen av sjøsaltanriket nedbør i vassdrag og mindre nedbørfelt. Forsuring og fiskedød etter sjøsaltepisoden i januar 1993. NIVA Rapport O-93129, Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Hindar, A., Kroglund, F., and Skiple, A. 1997. Forsuringssituasjonen i lakseførende vassdrag på Vestlandet - vurdering av behovet for tiltak. 1997-3606, NIVA, Oslo. 96 pp.
- Hindar, A., Bakkestuen, V., Brandrud, T. E., Heier, L. S., Kroglund, F., Krokan, P. S., Larssen, T., Nilsen, P., Tørseth, K., Aarrestad, P. A. og Aas, W. 2004. Terrengekalking for å redusere surhet og tilførsel av aluminium til vassdrag. Terrengekalkingsprosjektets oppsummeringsrapport. Utredning for Direktoratet for naturforvaltning. 169 s. Under trykking.
- Hole, L. R. and Tørseth, K. 2002. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978-1982 and 1997-2001: status and trends. *Naturens tålegrenser* 115 OR 61/2002, NILU, Kjeller. 72 pp.
- Kaste, Ø. and Dillon, P. J. 2003. Inorganic nitrogen retention in acid-sensitive lakes in southern Norway and southern Ontario, Canada – a comparison of mass balance data with an empirical N retention model. *Hydrological Processes* 17: 2393-2407.
- Kroglund, F., Teien, H. C., Rosseland, B. O., Lucassen, E., Salbu, B., and Åtland, Å. 1998. Endring i aluminiumsgiftighet i en humus-fattig elv ved bruk av kjemiske tiltak. Forsøk med laksesmolt i Suldalslågen. 3970, NIVA, Oslo.
- Kroglund, F., Wright, R. F., and Burchart, C. 2002. Acidification and Atlantic salmon: critical limits for Norwegian rivers. *Naturens Tålegrenser Fagrapport* 111, Norwegian Institute for Water Research, Oslo. 61 pp.
- Kroglund, F., Rosseland, B. O., Teien, H. C., Sørli, L., Tjomsland, T. og Salbu, B. 2000. Silikatlut som alternativt avgiftingsmiddel til kalk. Konsekvenser av overdosering med silikat. 4291-2000, NIVA, Oslo. 23 pp.
- Krokli, B. 1994. Vannlinje- og avløpskurveberegning for utløpet av Ostevatn (067.6Z). Rapport 13-1994., NVE, Hydrologisk Avdeling, 9 pp.
- Lien, L., Raddum, G. G., and Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann - Fisk og invertebrater II. Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo, Norway.
- Lien, L., Raddum, G. G., and Fjellheim, A. 1992. Critical loads of acidity to freshwater -- fish and invertebrates. *Naturens Tålegrense Fagrapport* 23, Norwegian Institute for Water Research, Oslo. 36 pp.
- NVE 1999. Feltparametre: 067.6Z Yndesdalsvassdraget.
- Posch, M., Schöpp, W., Johansson, M., and Mylona, S. 2003. 150 Years of Sulphur and Nitrogen Deposition in Europe (1880-2030). IIASA, Laxenburg, Austria.
- Raddum, G. G. and Bjerkes, V. 1999. Kalking av Yndesdalsvassdraget. Vannkjemiske og biologiske effekter. Utredning for DN Nr. 2000-9, 68 pp.

- Rosseland, B. O., Blakar, I., Bulger, A. J., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D. H., Salbu, B., Stuarne, M., and Vogt, R. D. 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity. *Environ.Pollut.* **78**: 3-8.
- Rosseland, B. O. and Hindar, A. 1991. Mixing zones -- a fishery management problem, p.161-172, *In*: Olem, H., Schreiber, R. K., Brocksen, R. W., and Porcella, D., *International Lake and Watershed Liming Practices*, Terrene Inst., Washington, D.C.
- Rosseland, B. O. and Skogheim, O. K. 1984. A comparative study on salmonid fish species in acid aluminum-rich water. II. Physiological stress and mortality of one and two year old fish. *Rep.Inst.Freshwater Res.Drottningholm* **61**: 186-194.
- Schöpp, W., Posch, M., Mylona, S., and Johansson, M. 2003. Long-term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrol.Earth System Sci.* **7**: 436-446.
- SFT. 2003. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 2002. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 886/02, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norge. 203 pp.
- Skartveit, A., Meisingset, E., and Wefring, I. 1977. Luft-, nedbør-, og vannkjemiske studier på Vestlandet i perioden juli 1975 - juni 1976. SNSF-prosjekt TN 33/77, Ås-NLH, 52 pp.
- Aas, W., Tørseth, K., Solberg, S., Berg, T., Manø, S., and Yttri, K. E. 2003. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel 2002. 847/02, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norge.
- Åtland, Å., Bjerknes, V., Hektoen, H., Håvardstun, J., Salbu, B., and Teien, H. C. 1997. Feltforsøk med dosering av silikat-lut i Tangedalselva. NIVA rapport nr. 3714, 31 pp.
- Åtland, Å., Barlaup, B., Bang, K., Bjerknes, V., Gabrielsen, S. E., Håvardstun, J., Lindstrøm, E. A., Raddum, G. og Teien, H. C. 2003. Langtidseffekter av silikatdosering. Ett års utprøving av silikat i Tangedalselva, et sidevassdrag til Yndesdalsvassdraget i Hordaland. NIVA rapport nr. 4656-2003. 61 s.