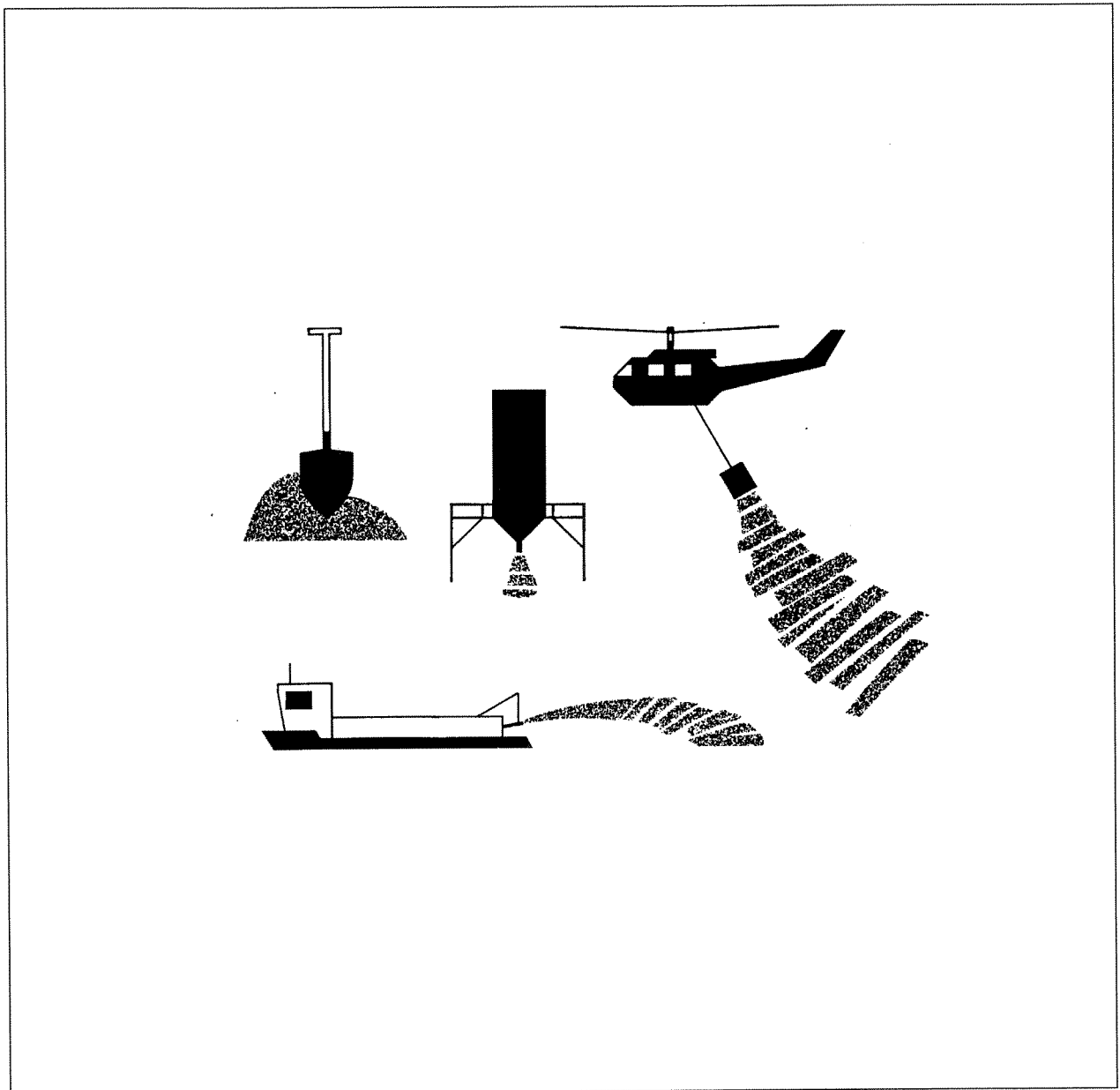



RAPPORT LNR 3462-96

Tiltak mot forsuring av Ekso

Kalkingsplan, samt prognose
for kalkingsbehov basert på
tålegrenseoverskridelser fram
mot år 2010



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-95179	Undernr.:
Løpenr.: 3462-96	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 29 50 55 Telefax (47) 37 04 45 13	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Tiltak mot forsurening av Ekso. Kalkingsplan, samt prognose for kalkbehov basert på tålegrenseoverskridelser fram mot år 2010.	Dato: Apr /96	Trykket: NIVA 1996
	Faggruppe: Kalking	
Forfatter(e): Øyvind Kaste, Atle Hindar, Anja Skiple og Arne Henriksen.	Geografisk område: Hordaland	
	Antall sider: 66	Opplag: 100

Oppdragsgiver: Fylkesmannen i Hordaland	Oppdragsg. ref.:
--	------------------

Ekstrakt:

På bakgrunn av forsureningssituasjonen i Ekso i Hordaland er det utarbeidet en kalkingsplan for å bedre forholdene for laksen i elva. Vassdraget foreslås kalket ved hjelp av to kaldoserere; én ved utløpet av Sjørdalselva ovenfor Nesevatn, og én dosererer ved Langhølen nedstrøms Nesevatn.

Kalking av Ekso vil innebære et samlet kalkbehov på nær 1300 tonn årlig i et normalt arvrenningsår. Årlige kostnader til kalk og serviceavtaler på de to doseringsanleggene vil kunne beløpe seg til anslagsvis 1,1 mill. kr. Fundamentering og innkjøp av de to doseringsanleggene vil beløpe seg til anslagsvis 2,1 mill. kr.

Som en del av kalkingsplanen er det utarbeidet en oversikt over vassdragets tålegrenser mot sterk syre, samt en prognose for tålegrenseoverskridelser fram mot år 2010. Beregningene gir et grunnlag for å anslå framtidig kalkbehov i vassdraget.


4 emneord, norske

1. Vassdrag
2. Sur nedbør
3. Laksefisk
4. Kalkingsplan

4 emneord, engelske

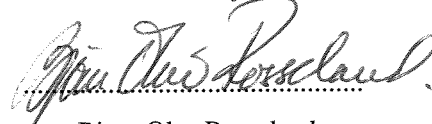
1. Watercourse
2. Acid precipitation
3. Salmonidae
4. Liming plan

Prosjektleder



Øyvind Kaste

For administrasjonen



Bjørn Olav Rosseland

ISBN 82-577-3000-9

Norsk institutt for vannforskning
Sørlandsavdelingen

O-95179

TILTAK MOT FORSURING AV EKSO

Kalkingsplan, samt prognose for kalkbehov basert på
tålegrenseoverskridelser fram mot år 2010

Grimstad

April 1996

Saksbehandler:

Øyvind Kaste

Medarbeidere:

Atle Hindar

Anja Skiple

Arne Henriksen

FORORD

På bakgrunn av en økende uro omkring forsuringssituasjonen i elva Ekso (Eksingedalsvassdraget) ba Fylkesmannen i Hordaland i juli 1995 om et prosjektforslag / tilbud på utarbeidelse av en kalkingsplan for vassdraget. I tillegg til en ordinær kalkingsplan ble det også bedt om en utredning om hvordan internasjonale avtaler om reduserte svovelutslipp ville påvirke det framtidige kalkingsbehovet i elva. NIVA utarbeidet et prosjektforslag som ble akseptert av Fylkesmannen i august 1995. Kontaktperson hos Fylkesmannen har vært kalkingskonsulent Kjell Hegna.

Følgende institusjoner og personer har bidratt med data til prosjektet:

<i>Nedbør:</i>	<i>Det norske meteorologiske institutt (DNMI)</i>
<i>Vannføring og hydrologisk kart:</i>	<i>Norges vassdrag- og energiverk (NVE)</i>
<i>Reguleringsbeskrivelse:</i>	<i>Bergenshalvøens kommunale kraftselskap (BKK)</i>
<i>Lokalgeografiske forhold:</i>	<i>Jacob Eikefet, Eidslandet</i> <i>Sveinung Klyve, Vaksdal kommune</i>

Rådgivende Biologer (RB) har stilt vannkjemiske data fra vassdraget til disposisjon for prosjektet. RB er forøvrig i ferd med å slutføre en kalkingsplan for innsjøer i Vaksdal kommune. Vannprøver til beregning av tålegrenser for vassdraget er samlet inn av Frank Møster, Eidslandet.

Grimstad, april 1996

Øyvind Kaste

INNHOLDSFORTEGNELSE

FORORD	4
INNHOLDSFORTEGNELSE	5
1. SAMMENDRAG.....	6
2. INNLEDNING.....	8
2.1. Bakgrunn.....	8
2.2. Rapportens mål.....	8
2.3. Avgrensninger og usikkerhet	9
3. VASSDRAGSBESKRIVELSE	10
3.1. Generelt	10
3.2. Hydrologi	11
3.2.1. Nedbør og spesifikk avrenning	11
3.2.2. Reguleringer	12
3.2.3. Vannføring	15
3.3. Vannkvalitet	17
3.3.1. Ekso ved utløpet i sjøen	17
3.3.2. Vannkvalitet i ulike deler av vassdraget	21
3.3.3. Titreringskurver.....	26
3.4. Tålegrenser for forsuring	28
3.4.1. Bakgrunn	28
3.4.2. Vassdragets tålegrenser for forsuring.....	28
3.4.3. Overskridelser av tålegrensene	31
3.5. Evertebrater og fisk	32
3.6. Vannvegetasjon	36
4. KALKINGSPLAN.....	37
4.1. Mål	37
4.2. Problembeskrivelse	37
4.3. Kalking av Ekso oppstrøms Nesevatn	38
4.4. Kalking av Ekso nedenfor Nesevatn.....	40
4.5. Kalking av innsjøer i utvalgte delnedbørfelter.....	43
4.6. Samlet kalkbehov med kostnader.....	44
4.7. Prognoser for framtidig kalkbehov basert på tålegrenseoverskridelser.....	45
4.7. Anbefalinger.....	47
5. REFERANSER	48
6. VEDLEGG I. Kalking - faglig bakgrunnsmateriale.	50
7. VEDLEGG II.....	66
7.1. Hydrologi.	66
7.2. Vannkjemi	67

1. SAMMENDRAG

Vannkvaliteten i utløpet av Ekso er fulgt opp regelmessig siden 1980 gjennom SFTs program for overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Gjennom denne overvåkingen er det dokumentert store variasjoner i vannkvalitet. I de kraftigste forsureningsepisodene er det målt pH-verdier like under 5,0, konsentrasjoner av giftig labilt aluminium på over 100 µg/l og en syrenøytraliserende kapasitet (ANC) på under - 40 mekv/l. I forbindelse med slike episoder er det registrert fiskedød innenfor alle aldersgrupper i elva. Igangsettingen av Myster kraftverk i 1987 førte til en forverring av forsuringssituasjonen i store deler av den lakseførende strekningen i Ekso.

På bakgrunn av en økende uro omkring forsuringssituasjonen i Ekso bl.a. med rapporter om skader på bunndyr- og fiskesamfunnet, har miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Hordaland tatt initiativ til utarbeidelse av en kalkingsplan for vassdraget. Som en del av kalkingsplanen er det utarbeidet en oversikt over vassdragets tålegrenser mot sterk syre, samt en prognose for tålegrenseoverskridelser fram mot år 2010.

Det er beregnet tålegrenser for i alt 13 delfelter innenfor dagens nedbørfelt i Eksingedalsvassdraget. Resultatene viser med få unntak at områdene nedenfor Fagerdalen har liten motstandskraft mot syretilførsler. Selv med de utslippsreduksjoner av svovel som er avtalesfestet fram mot år 2010 vil tålegrensene være overskredet i stort sett hele denne delen av vassdraget. I de øvre delene, fra Gullbrå til Fagerdalen, vil det på grunn av høyere tålegrenser ikke være nevneverdige overskridelser når utslippsnivået for 2010 har befestet seg i vassdraget.

Kalkingsplanen inneholder en utredning av aktuelle tiltak for å sikre tilstrekkelig god vannkvalitet i elva for reproduksjon av laks på den lakseførende strekningen. Ut fra nåværende kunnskap om laksens vannkvalitetskrav, anbefales et pH-nivå i den lakseførende strekningen på omkring 6,5 i smoltifiseringsperioden, som er satt til tidsrommet 1. februar - 15. juni. Ellers i året anbefales et pH-mål på omkring 6,2.

For å oppnå tilfredsstillende vannkvalitet på hele den lakseførende strekningen anbefales kalking av både vannet som går inn i Nesevatn og vannet som tilføres Ekso fra det uregulerte restfeltet nedenfor Nesevatn. Dette kan gjøres ved å etablere to kalkdoserere; én ovenfor Nesevatn ved utløpet av Sjørdalselva, og én doserer i nærheten av Langhølen nedstrøms Nesevatn. Hensikten med å kalke vannet som går fra Nesevatn til Myster kraftverk er å sikre vannkvaliteten også nedstrøms utløpet fra kraftverket. Denne 0,7 km lange strekningen vil være oppholdssted i kortere eller lengre tid for all laksesmolt som skal vandre ut i sjøen, og dessuten etter all sannsynlighet også være et viktig gyte- og oppvekstområde for laks.

Beregnet kalkbehov, samt anslagsvise investeringskostnader og driftskostnader forbundet med de to alternativene er framstilt i tabellen nedenfor:

	Årlig kalkbehov (gjennomsnitt)	-Innkjøp anlegg, -Fundamentering, -Vei, strøm, telefon	Årlige utgifter til: -Kalk, -Serviceavtaler
Oppstr. Nesevatn	950 tonn	1.3 mill. kr	0,77 mill. kr
Nedstr. Nesevatn	330 tonn	0,8 mill. kr	0,30 mill. kr
Sum	1280 tonn	2.1 mill. kr	1.07 mill. kr

Kalking av Ekso vil innebære et samlet kalkbehov på nær 1300 tonn årlig i et normalt avrenningsår. Årlige kostnader til kalk og serviceavtaler på de to doseringsanleggene vil kunne beløpe seg til anslagsvis 1,1 mill. kr. Fundamentering og innkjøp av de to doseringsanleggene vil beløpe seg til anslagsvis 2,1 mill. kr. Det må her legges til at doseringsanlegg ofte må tilpasses hvert enkelt vassdrag, og at prisen derfor er vanskelig å fastslå før det er innhentet tilbud fra leverandørene.

For å tilpasse kalkforbruket i anleggene til vassdragets avsyingsbehov og dessuten kontrollere kalkingsstrategien, er det viktig med en nøye oppfølging av kalkforbruk og vannkvalitet i ulike deler av vassdraget den første tiden etter at kalkingstiltakene er igangsatt. Biologisk oppfølging i form av bunndyrregistreringer og fiskeforsøk anbefales etter en tid som en endelig kontroll på måloppnåelse.

Basert på de antatte tålegrenseoverskridelsene i 1985, 1990 og 2010 er det beregnet et teoretisk kalkbehov for Ekso på hhv. 1360, 1330 og 530 tonn. Det må her presiseres at beregningsmetoden som er benyttet ikke sier noe om når den forventede vannkvalitetsforbedringen vil oppnås. Dette er avhengig av tiden det tar for nedbørfeltene å "hente seg inn igjen" etter at syretilførslene er redusert. Det er utarbeidet egne dynamiske modeller for å kunne gi prognoser om dette. På basis av registrert vannkvalitetsutvikling i vassdragene er det antatt at tålegrenseoverskridelsen for 1990 gir det mest realistiske kalkbehovet i dagens situasjon.

2. INNLEDNING

2.1. Bakgrunn.

Forsuringssituasjonen på Vestlandet har i de senere år fått økt oppmerksomhet. Sulfatkonsentrasjonen i nedbøren er gjennomgående lavere her enn f.eks. på Sørlandet, men på grunn av de store nedbørmengdene blir den totale belastningen likevel betydelig. Tålegrensene for forurenset nedbør (svovel og nitrogen) er lave over store deler av Vestlandet på grunn av tynt jordsmonnsdekke og lite oppløselig berggrunn. I mange av vassdragene er derfor tålegrensene for forsuring overskredet. I de senere år er det registrert en nedgang i villaksbestandene i flere av Vestlandselvene. Om dette skyldes forsuringbelastningen eller andre forhold, er foreløpig ikke dokumentert. Det er imidlertid klart at forsuring i mange elver har ført til forhøyede aluminiumskonsentrasjoner som sannsynligvis kan skade fiskebestandene.

Ekso er regulert for kraftformål ved at avrenningen fra de øvre delene av nedbørfeltet overføres til Evanger kraftverk i Vosso, samt at praktisk talt alt vann fra Nesevatn (ca. 15 km fra utløpet i sjøen) ledes i tunnel til Myster kraftverk. Vannet fra Myster kraftverk slippes ut i Ekso ca 1-1,5 km før elva renner ut i Eidsfjorden, og ca 0,7 km før mulig saltvanninntrenging i elva kan forekomme. Reguleringene i den nedre delen bidrar til å forverre forsuringssituasjonen på den lakseførende strekningen i elva, ved at vann med forholdsvis god vannkvalitet ledes til kraftverket, mens vann fra sure sidebekker får dominere vannkvaliteten i Ekso.

På bakgrunn av en økende uro omkring forsuringssituasjonen i Ekso bl.a. med rapporter om skader på bunndyr- og fiskesamfunnet, har miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Hordaland tatt initiativ til utarbeidelse av en kalkingsplan for vassdraget.

2.2. Rapportens mål.

Kalkingsplanen inneholder forslag til tiltak for å sikre en tilstrekkelig god vannkvalitet for reproduksjon av laks. Det foretas en vurdering av ulike kalkingsalternativer og metoder, deriblant dosererkalking, innsjøkalking og terrengkalking. Kostnadsoverslag for kalk, samt pris for innkjøp og oppføring av kalkdoseringsanlegg baseres på erfaringsmateriale fra tidligere igangsatte kalkingsprosjekter.

I tillegg til den ordinære kalkingsplanen er det dessuten lagd en oversikt over tålegrenser og overskridelser i ulike deler av vassdraget basert på utslippsnivå i 1985, 1990 og 2010. På bakgrunn av dette foretas en vurdering av det framtidige kalkbehovet i vassdraget.

2.3. Avgrensninger og usikkerhet

Kalkingsplanen må ses på som en hovedplan, som gir en oversikt over kalkingsstrategi, lokalisering av kalkspredning og -dosering, mengder og kostnader. Fordi arbeidet ikke er lagt opp som en detaljplan er det nødvendig med en lokal tilpasning av tiltakene etter at hovedplanen er avsluttet. Dette vil være en prosess som primært drives lokalt, evt. i samarbeid med entreprenør og konsulent.

Planen skal gi svar på kalkbehovet ved oppgitte vannkvalitetsnivåer i et år med "normal" avrenning. På grunn av at nedbørmengdene ofte kan variere med $\pm 20\%$ fra år til år, vil det årlige kalkbehovet variere tilsvarende. Anslag av avsyringsbehov vil alltid være beheftet med usikkerhet, i og med at vannkvaliteten i elver ofte varierer forholdsvis mye i løpet av året. I elver med særlig store vannkvalitetsvariasjoner eller stor vannføring anbefales kalkdoseringsanlegg med automatisk pH-styring framfor å benytte en fast kalkdose.

De kalkmengder og kostnader vi er kommet fram til er retningsgivende. Det anbefales derfor å følge med på vannkvalitetsutviklingen etter kalking for å kontrollere at de vannkjemiske målene oppnås. Kostnadene vil først være reelle etter en anbuds- eller tilbudsrunde.

Planen tar ikke opp generelt fiskestell utover vannkvalitetsbehandling.

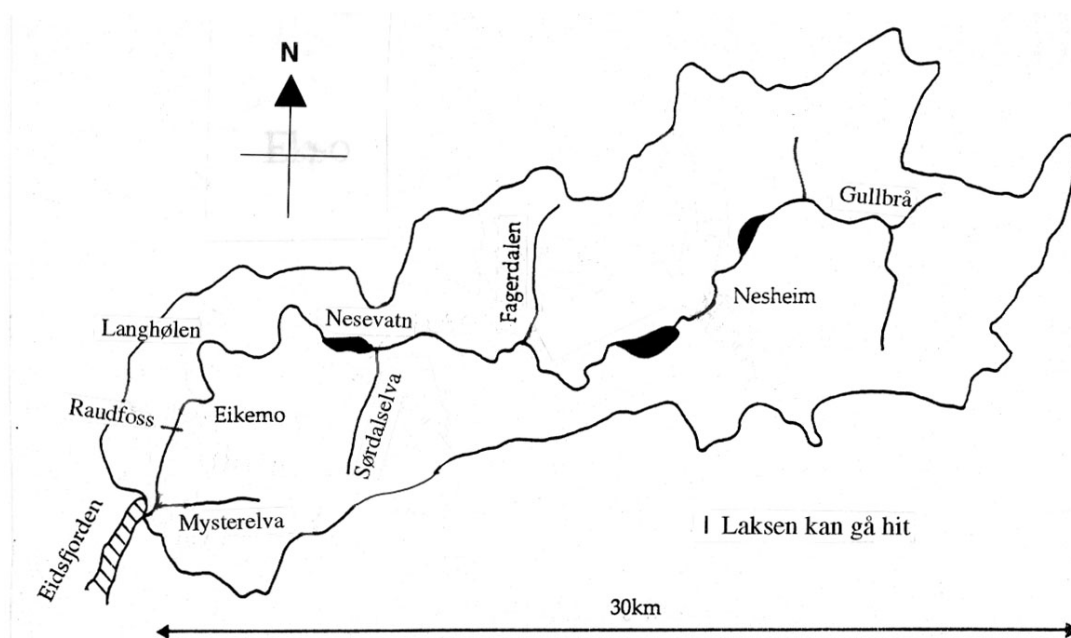
3. VASSDRAGSBESKRIVELSE

3.1. Generelt

Eksingedalsvassdraget (figur 1) ligger i Hordaland fylke ca. 5 mil nordøst for Bergen, hovedsakelig innenfor Vaksdal kommune. Det naturlige nedbørfeltet er 414 km², men tilsammen 160 km² av de høyestliggende områdene i nordøst overføres i dag til Evanger kraftverk i Vossovassdraget. Hovedelva i vassdraget, Ekso, har en trappetrinnspreget profil med slake partier, avbrutt av bratte stryk- og fossepartier. Flere av strekningene med lite helling har langstrakte, grunne gjennomstrømningsinnsjøer. Laksen kan gå omlag 3,9 km opp i elva, til Raudfoss (Vasshaug og Grøndahl 1990).

Geologisk inneholder vassdraget både grunnfjellsbergarter, skyvedekkebergarter og kambro-siluriske skiferbergarter. I nedre deler av dalføret dominerer harde og næringsfattige grunnfjellsbergarter, mens de øvre delene har en mer sammensatt geologi som veksler fra kvartsbergarter til soner med kalkrike fyllitter og glimmerskifer.

Det er blitt foretatt en rekke biologiske undersøkelser i vassdraget, spesielt i den midtre delen som har vært studert i forbindelse med terskelprosjektet (bl.a. Fjellheim *et al.* 1987). I de senere år har Universitetet i Bergen foretatt fiske- og bunndyrundersøkelser også i den nedre delen av elva. NIVA har gjennomført vegetasjons- og begroingsundersøkelser i vassdraget i 1990-1991 (Brandrud *et al.* 1992). Vannkvaliteten i utløpet av Ekso er blitt fulgt opp månedlig siden 1980 i forbindelse med SFTs effektoppfølgning av langtransportert forurenset luft og nedbør (SFT 1995). I 1994 og 1995 gjennomførte NIVA (Hindar *et al.* 1996) og Rådgivende biologer vannkvalitetsundersøkelser på flere stasjoner i vassdraget (Johnsen *et al.* 1996).



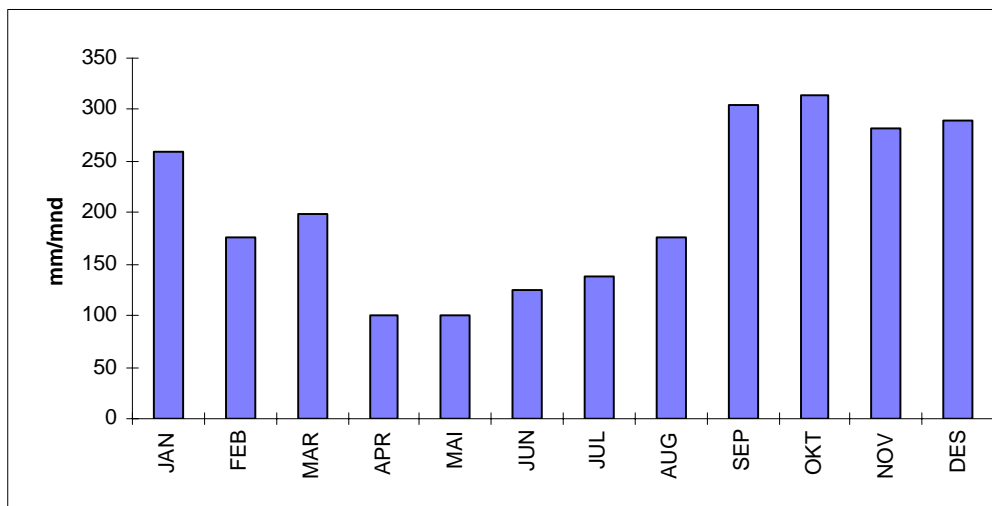
Figur 1. Ekso med rest-nedbørfelt etter overføringen av øvre del til Vosso.

3.2. Hydrologi

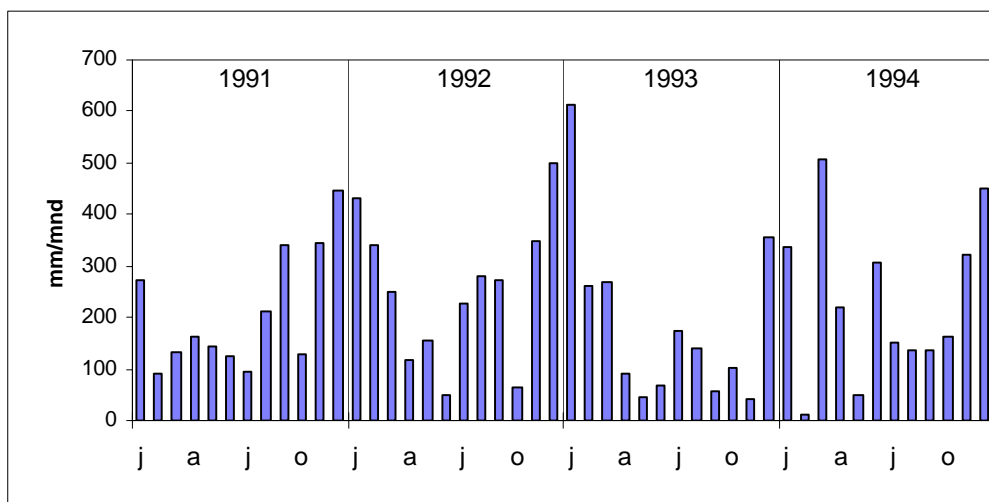
3.2.1. Nedbør og spesifikk avrenning

Normal årlig nedbør ved den meteorologiske målestasjonen i Eksingedal (450 moh., ved Nesheim) har i perioden 1961-1990 vært 2463 mm (DNMI 1995). Årsnedbøren i perioden 1991-1994 var hhv. 2487, 3029, 2214 og 2785 mm i de enkelte årene. Dette tilsvarer hhv. 101, 123, 90 og 113 % av årsnormalen på stasjonen. I Eksingedalen er det normalt mest nedbør i perioden september - januar (figur 2). Gjennomsnittlig månedsnedbør ligger da ofte over 250 mm. Minst nedbør er det vanligvis i perioden april - august, da gjennomsnittlig månedlig nedbør oftest ligger under 150 mm.

Perioden 1991-1994 fulgte omlag normalt mønster med høy høst- og vinternedbør i forhold til sommernedbør (figur 3). Høsten 1993 skilte seg imidlertid ut med en nedbørfattig høst til og med november. Den høyeste månedsnedbøren i perioden ble registrert i januar 1993 med omlag 600 mm.



Figur 2. Normale månedlige nedbørhøyder 1961-1990 ved den meteorologiske stasjonen Eksingedal, som ligger like ved Nesheim (DNMI 1995).

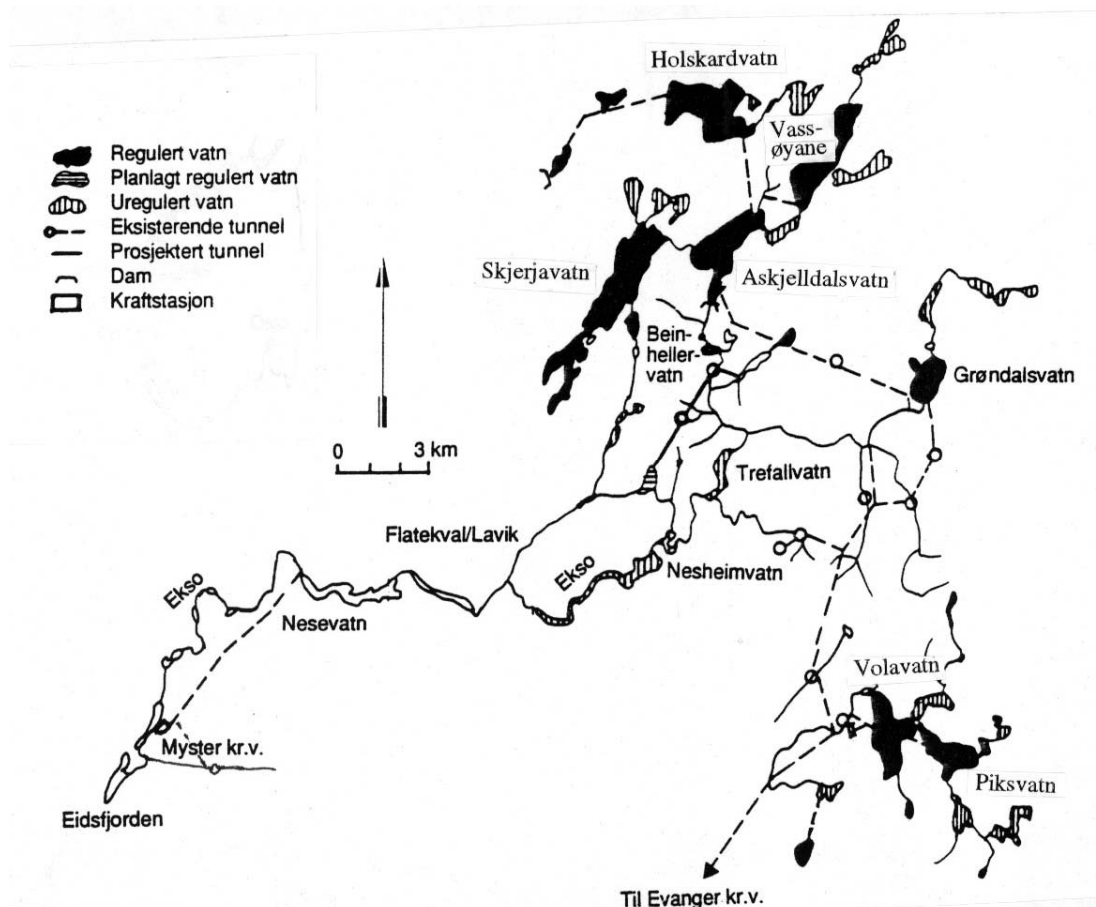


Figur 3. Månedlige nedbørhøyder 1991-1994 ved meteorologisk stasjon Eksingedal (DNMI 1995).

Spesifikk avrenning i vassdraget varierer mellom 60 og 100 l/s/km². En oversikt over hydrologiske forhold i ulike delnedbørfelter er gitt i vedlegg 7.1. Den gjennomsnittlige avrenningen i Ekso før regulering var 83 l/s/km², noe som gir en middelvannføring på 34,2 m³/s ved utløpet i Eidsfjorden. Etter overføringen av 160 km² av de øvre vassdragsområdene til Evanger kraftverk ble middelvannføringen i vassdraget redusert til 20,1 m³/s. Den spesifikke avrenningen for dagens nedbørfelt er 79 l/s/km² (NVE 1994).

3.2.2. Reguleringer

De øvre, nordøstlige delene av vassdraget (over ca. kote 800) er i dag overført til Evanger kraftverk i Vossovassdraget (figur 4). Det overførte feltet er ca. 160 km² og tilsvarer nær 40% av det opprinnelige nedbørfeltet (BKK 1995). Evanger kraftverk ble påbegynt i 1963 og dagens overføringsnett har eksistert siden 1986 (tabell 1). Det kan fra tid til annen være overløp til Ekso fra reguleringsmagasinene i Skjerjavatn, Askjellalsvatn og Grøndalsvatn. Overløpene er ikke kvantifisert.



Figur 4. Reguleringer i Eksingedalsvassdraget (BKK).

Tabell 1. Evanger kraftverk. Historisk oversikt over reguleringer. Lokalteter i Eksingedalsvassdraget er uthøvet (BKK).

1963	Forberedende arbeid starter opp på Evanger
1969	Aggregat I i drift. Overføring av Teigdalselva i Vossovassdraget, fom. Grasdalen tom. Bjørndalen.
1971	Regulering av Volavatn og Piksvatn. Overføring av Harkavatn. Alle i Vossovassdraget.
1972	Overføring av Eksingedalsvassdraget, fom. Ekse-Torvedalen tom. Grøndalsvatn. Regulering av Grøndalsvatn.
1973	Aggregat II i drift. Overføring av Eksingedalsvassdraget fom. Eitro tom. Askjelldalsvatn.
1974.	Regulering av Askjelldalsvatn.
1975	Overføring av Holskardvatn i Modalsvassdraget.
1977	Aggregat III i drift.
1984	Overføring av Sødalsvatnet og Kvanngrovatnet i Modalsvassdraget. Regulering av Skjerjavatn og Holskardvatn.
1986	Regulering av Vassøyane

I nedre del av Ekso ble Myster kraftverk satt i drift i 1987. Kraftverket utnytter et 249 meter høyt fall mellom Nesevatn og Eidslandet. Foruten det 189 km² store nedbørfeltet ned til og med inntaksmagasinet i Nesevatn er 16 km² av Leiro (øvre del av Mysterelva) ført inn på kraftverkstunnelen. I forbindelse med reguleringen er det fastsatt en minstevannføring ved Langhølen, ca. 5 km nedenfor Nesevatn, på 2 m³/s i sommerhalvåret (15. mai - 15. okt) og 1 m³/s i vinterhalvåret. I Mysterelva er det fastsatt en minstevannføring i sommer- og vinterhalvåret på hhv. 0,2 og 0,1 m³/s.

Restfeltet mellom demningen ved Nesevatn og målepunktet ved Langhølen er 22 km² og gir et gjennomsnittlig tilsig på 1,7 m³/s. Det slippes derfor ikke vann forbi Nesevatndemningen mer enn vel 40 dager i et normalår (BKK 1981). Elva kan derfor i store deler av året være praktisk talt tørrlagt like nedenfor demningen. Manøvreringen av Myster kraftverk er gitt i tabell 2. Det totale restfeltet til Ekso mellom Nesevatndemningen og utløpet av kraftverkstunnelen ved Eidslandet er 41 km², med et naturlig tilsig på 3,2 m³/s i årsgjennomsnitt. Medregnet perioder med overløp fra Nesevatn blir imidlertid den årlige middelvannføringen høyere enn dette.

Tabell 2. Manøvrering av Myster kraftverk (BKK)

Tilsig (m ³ /s):	Manøvrering:
> 50	Kraftstasjonen går for fullt
15-50	Driften varieres tilsvarende, slik at vannstanden i Nesevatn holdes mest mulig konstant på kote 256,55.
< 15	Vann samles opp, og stasjonen vil gå i kortere perioder på dagtid.

I tabell 3 er det forsøkt beregnet årlige overløp fra Nesevatn i perioden 1987-1990, eksklusiv påbudt minstevannføring. Beregningen er basert på at all vannføring over 50 m³/s renner over demningen. Magasinkapasiteten i Nesevatn er såpass begrenset (0,46 mill m³) at den har liten innvirkning på beregningene. Det er heller ikke tatt hensyn til at en del av kraftverkets slukeevne dekkes opp av bekkeinntaket i Leiro / Mysterelva. Overløpsberegningene i tabell 3 er derfor å regne som minimumsestimater.

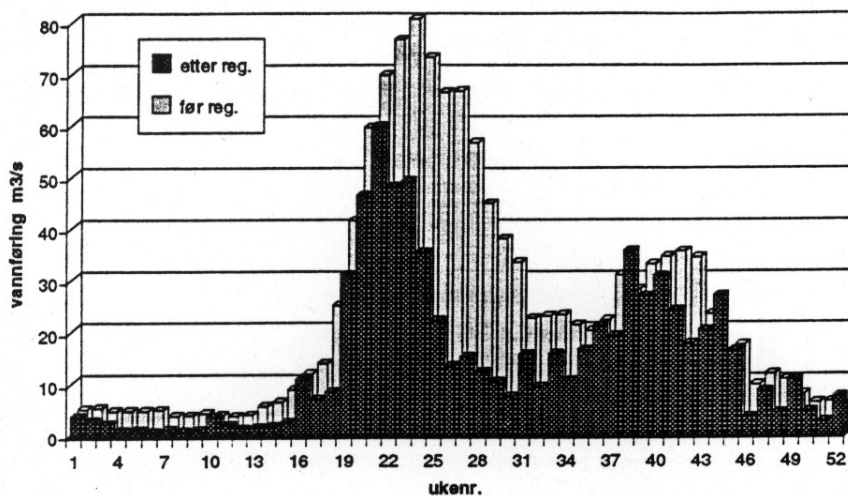
Tabell 3. Beregnet gjennomsnittsoverløp fra Nesevatnet til Ekso i perioden 1987-1990. Grunnlaget for beregningene er omtalt i teksten.

År	Overløp ekskl. minstevannføring (m ³ /s)
1987	0,5
1988	1,1
1989	4,4
1990	5,0

I 1990, som var det mest vannrike året, er det beregnet et gjennomsnittlig overløp på 5,0 m³/s. Vannføringen ut av Nesevatn kunne i enkeltdøgn komme opp i 50 m³/s dette året. For 1989 er det beregnet et gjennomsnittlig overløp på 4,4 m³/s. Ved én anledning sommeren 1989 var vannføringen ut av Nesevatn sannsynligvis rundt 100 m³/s.

3.2.3. Vannføring

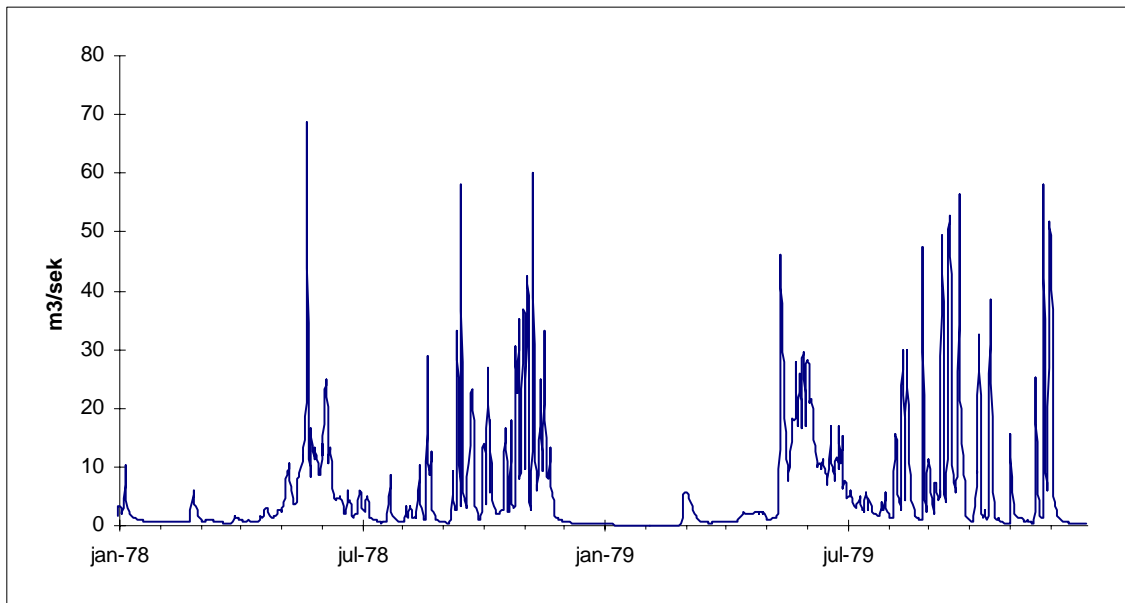
Figur 5 viser karakteristiske trekk ved vannføringen før regulering (1913-1962) og etter (1976-1986) reguleringene i de øvre delene av vassdraget. Før overføringene til Evanger kraftverk hadde Eksingedalsvassdraget en midlere vannføring på 34,2 m³/s (NVE 1994) Etter utbyggingen ble den midlere vannføringen redusert til 20,1 m³/s. Vårflommen i vassdraget varte før regulering normalt fra ca. 1. mai til ca. 15. juli, med midlere normale ukevannføringer på opp mot 80 m³/s ved flommens kulminasjon. Vannføringen holdt seg vanligvis høy utover sommeren og høsten med høstflom i september-oktober. Høstflommen hadde normalt et ukemiddel på 30-35 m³/s ved flommens kulminasjon. Normal lavvannføring om vinteren i denne perioden var omlag 3-4 m³/s. Etter overføringen av de øvre delene av nedbørfeltet ble vårflommen noe mindre og av kortere varighet (til ca. 15. juni). Også høstflommen ble noe mindre, selv om utslagene ikke ble så tydelige som for vårflommen (figur 5). Lavvannføringen om vinteren ble redusert til omlag 1 - 1,5 m³/s etter overføringene til Evanger kraftverk.



Figur 5. Middelvannføring ved NVEs målestasjon ved Nese, før (1913-1962) og etter (1976-1986) reguleringene. Figuren er hentet fra Brandrud et al. (1992).

Figur 6 viser vannføringen ved Brakestad, ca. 1,5 km oppstrøms Nesheim, i 1978 og 1979. Dataene viser situasjonen etter at overføringene til Evanger kraftverk hadde redusert stasjonens nedbørfeltet fra 220 km² til omlag 60 m³/s og middelvannføringen til omlag 4,2 m³/s. Vannføringsstasjonen ved Brakestad er nå nedlagt. Reguleringene førte til svært lave vintervannføringer ved Brakestad, ofte under 1 m³/s. I forbindelse med

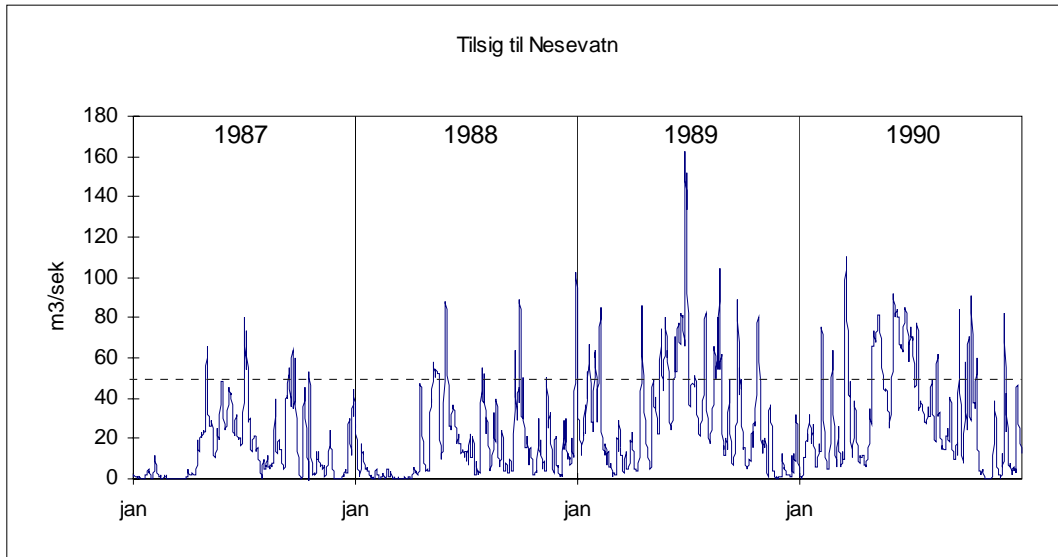
snøsmelting om våren og forsommeren, samt nedbørperioder om høsten, kunne vannføringen ved Brakestad øke til opp mot $70 \text{ m}^3/\text{s}$ i enkeltdøgn. En del av denne vannføringen kan ha vært overløp fra reguleringsmagasinene i Askjelldalsvatn og Grøndalsvatn (figur 4).



Figur 6. Vannføring ved Brakestad 1978-1979 (NVE 1995a). Brakestad ligger ca. 1,5 km ovenfor Nesheim.

Vannføringen i innløpet til Nesevatn varierte i perioden 1987-1990 fra nær null til $160 \text{ m}^3/\text{s}$ i enkeltdøgn (figur 7). Sistnevnte vannføring ble målt sommeren 1989, og dette tilsvarer omlag 10-11 ganger middelvannføringen ved stasjonen. Figur 7 viser forøvrig at vannføringer over $50 \text{ m}^3/\text{s}$, som tilsvarer slukeevnen i Myster kraftverk, kan forekomme praktisk talt hele året. Vannmengder som overskrider $50 \text{ m}^3/\text{s}$ vil gå i overløp fra Nesevatn-demningen.

Ved en vannføringsstasjon i innløpet av Nesevatn ble det i perioden 1987-1990 registrert gjennomsnittlige vannføringer på hhv. 15,0, 16,6, 30,4 og $32,0 \text{ m}^3/\text{s}$ i de enkelte årene (NVE 1995a). Når det er tatt hensyn til overføringene i den øvre delen av nedbørfeltet, er det på basis av hydrologiske kart (NVE 1995b) beregnet en middelvannføring i målestasjonen på $14,3 \text{ m}^3/\text{s}$. Vannføringen i perioden 1987-1990 var derfor hhv. 105, 116, 212, og 224 % av antatt middelvannføring i de enkelte årene. De store avløpene i 1989 og 1990 skyldes overløp fra reguleringsmagasinene i de øvre delene av vassdraget.



Figur 7. Vannføring ved innløpet til Nesevatn i perioden 1987-1990. Stiplet linje markerer slukeevnen til Myster kraftverk på $50 \text{ m}^3/\text{s}$ (NVE 1995a).

3.3. Vannkvalitet

3.3.1. Ekso ved utløpet i sjøen

Vannkvaliteten i utløpet av Ekso er godt dokumentert gjennom SFTs overvåkingsstasjon ved Mysterøyri, like nedenfor utløpet av Myster kraftverk (figur 4), hvor det er blitt tatt månedlige prøver siden 1980 (SFT 1995). Elva er generelt ionefattig og lite humuspåvirket. Midlere konduktivitet og konsentrasjon av totalt organisk karbon (TOC) i perioden 1992-1994 var hhv. $2,2 \text{ mS/m}$ og $1,1 \text{ mg/l}$ (tabell 4). Samlet sett har elva lav bufferevne mot forsurening, med midlere alkalitet¹ og kalsiumkonsentrasjon på hhv. $8 \text{ } \mu\text{ekv/l}$ og $0,7 \text{ mg/l}$ som middel i samme periode. Syrenøytraliserende kapasitet² (ANC) var $9 \text{ } \mu\text{ekv/l}$, noe som antyder at vannkvaliteten, iallfall i perioder av året, kan forårsake skade på bestander av innlandsfisk (Lien *et al.* 1989, Henriksen *et al.* 1990). Middel-pH var $5,75$, mens konsentrasjonen av reaktivt og labilt aluminium³ var hhv. 45 og $15 \text{ } \mu\text{g/l}$.

¹ Alkalitet blir brukt som et mål på bufferevne i vassdrag. Alkaliteten beregnes ved å titrere en vannprøve med syre ned til en viss pH-verdi (vanligvis pH 4,5). Jo mindre syre som forbrukes ved titreringen, jo lavere er alkaliteteten.

² ANC (Acid neutralizing capacity) er differansen mellom positivt og negativt ladde hovedioner i vann. I vann med lite kalsium (positivt ion) og mye sulfat (negativt ion) vil ANC være lav. Det er registrert en klar sammenheng mellom vannets ANC-verdi og skader på fiskebestander. For innlandsfisk (ikke anadrome) anses en $\text{ANC} \geq 20 \text{ } \mu\text{ekv/L}$ å sikre en naturlig reproduksjon (Lien *et al.* 1989, Henriksen *et al.* 1990).

³ Oppløst aluminium i vann kan deles opp i flere fraksjoner som kan analyseres separat. Det vanligste er å analysere reaktivt aluminium som måles direkte i surgjorte prøver. Denne fraksjonen blir igjen delt i to fraksjoner, labilt og ikke-labilt aluminium. Den labile fraksjonen (LAI) har vist seg å være den mest giftige for fisk. $50 \text{ } \mu\text{g LAI/l}$ blir ofte brukt som en veiledende grenseverdi mht. skader på innlandsfiskebestander. Konsentrasjonen av labilt aluminium kan imidlertid ikke benyttes alene som mål på vannets eventuelle

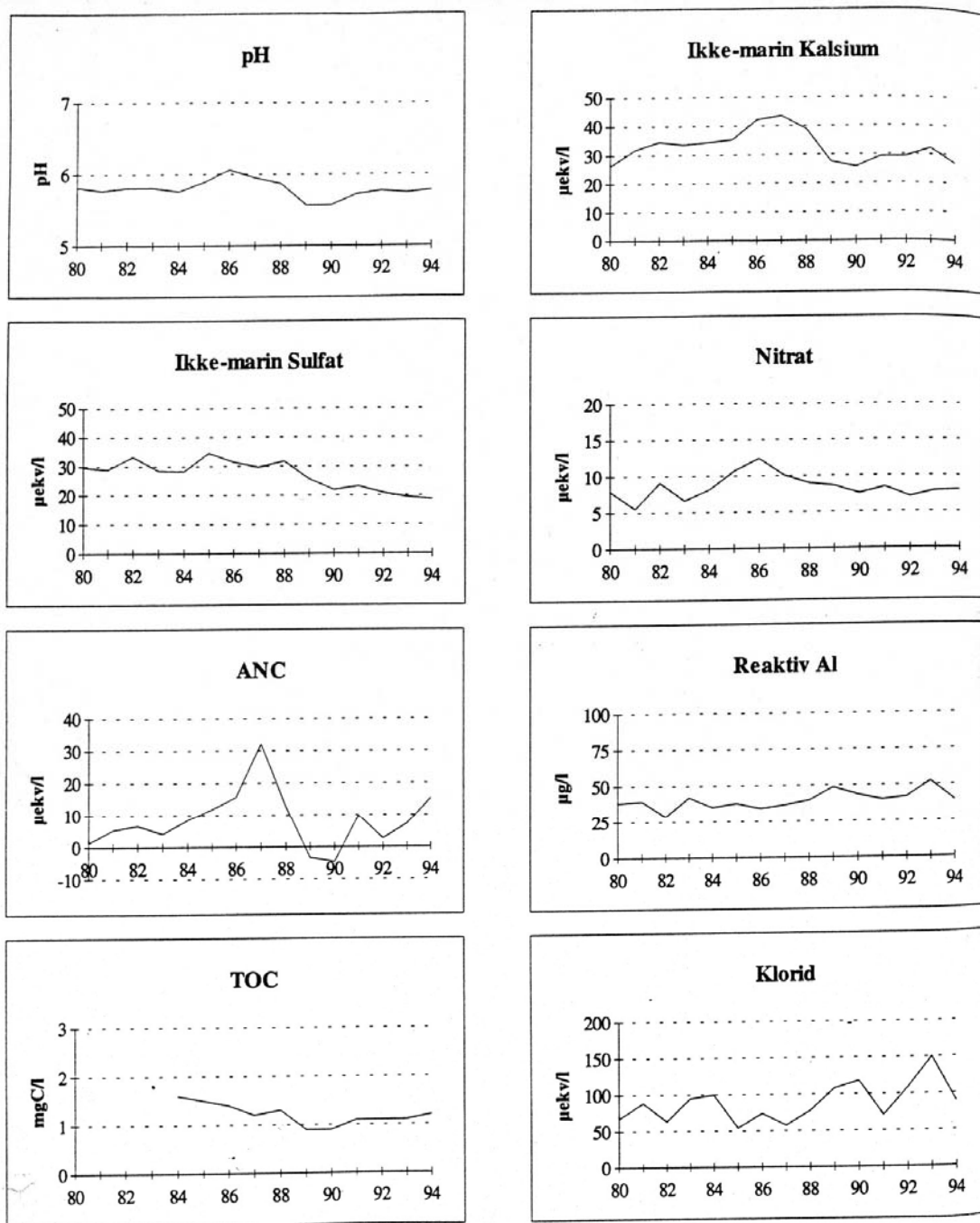
Vannkvalitetsutviklingen i Ekso i perioden 1980-1993 viser ingen sterke trender, men tildels betydelige variasjoner i ANC og klorid antyder at sjøsaltepisoder kan skape en del år til år variasjoner i vassdraget (figur 8). Utviklingen av sulfatkonsentrasjonen er i overensstemmelse med observasjoner i andre vassdrag i Sør-Norge og er et resultat av reduserte svovelutslipp i Europa (SFT 1995). pH-verdien i vassdraget viser totalt sett små endringer i overvåkingsperioden.

Tabell 4. Vannkvalitet i Ekso ved Mysterøyri i perioden 1992-1994. Mysterøyri ligger like nedenfor utløpet av Myster kraftverk (figur 4). Middelerverdier, maksimums- og middelerverdier basert på månedlige prøver tatt av NIVA (SFT 1995).

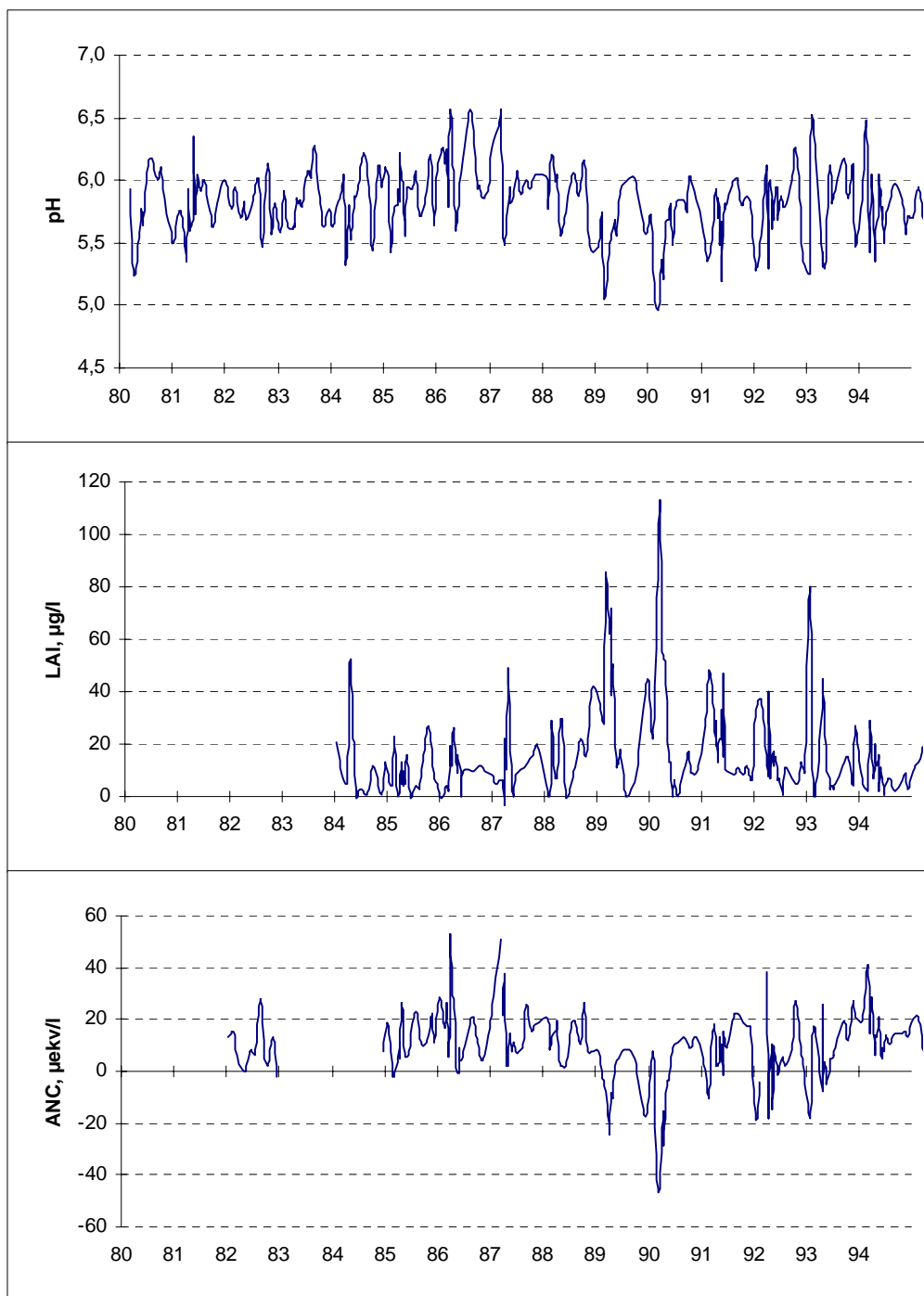
Stasjon	pH	Ca mg/l	Alk mmol/l	Reaktivt Al, µg/l	Labilt Al µg/l	TOC mg/l	ANC µekv/l
Middel	5,77	0,70	0,038	45	14	1,13	9
Min	5,27	0,23	0,032	13	1	0,61	-18
Max	6,53	2,23	0,067	108	80	2,50	41
N	63	63	59	63	63	62	62

Surheten i Ekso varierer i stor grad gjennom året. Siden 1980 er det en rekke ganger målt pH-verdier under 5,5 (figur 9). De kraftigste registrerte forsuringsepisodene fant sted i 1989 og 1990. Det ble da registrert pH-verdier på 5,0 i hovedelva ved Mysterøyri og konsentrasjoner av labilt aluminium på 80-110 µg/l. ANC-verdier på under - 40 µekv/l understreker at vannkvaliteten på denne tiden sannsynligvis var svært giftig for fisk.

giftighet for fisk. Den må ses i sammenheng med andre viktige variable som surhet (pH), innhold av organisk stoff og oppløste salter i vannet. Eksperimentelle undersøkelser med laks har vist at denne arten setter betydelig høyere krav til vannkvaliteten enn innlandsfiskebestandene, spesielt under smoltifiseringsperioden da en LAI mellom 15 og 25 µg/l kan være kritisk ved pH under 6,0 (Kroglund *et al.* 1994, Staurnes *et al.* 1995).



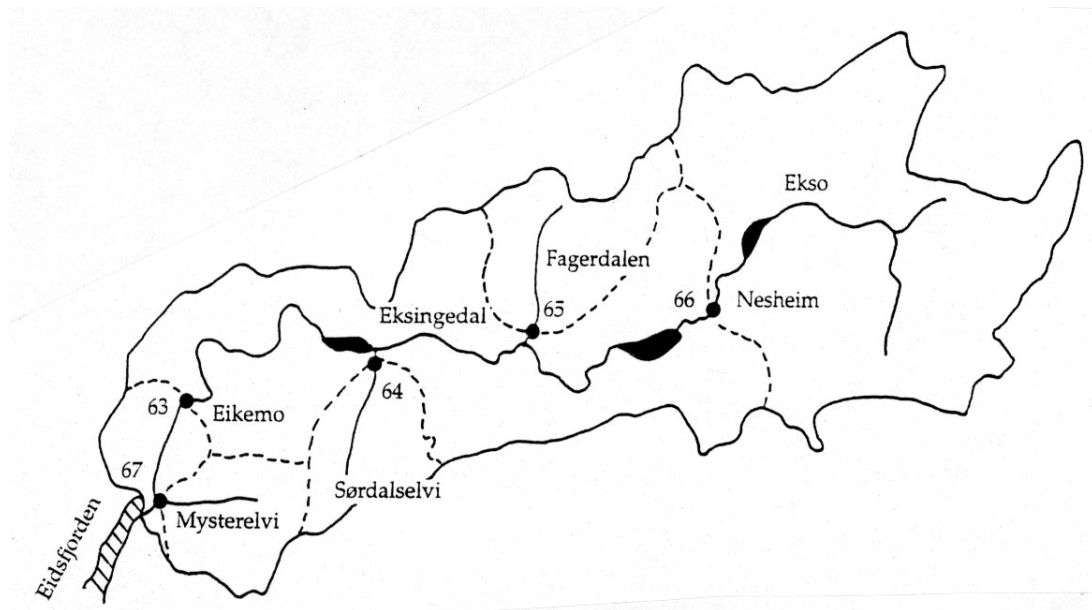
Figur 8. Årsmiddelerverdier for utvalgte parametre i Ekso ved Mysterøyri i perioden 1980-1994. Data fra NIVA (SFT 1995).



Figur 9. Variasjon i vannkjemi basert på månedlig prøvetaking i perioden 1980-1994 ved Mysterøyri. Data fra NIVA (SFT 1995).

3.3.2. Vannkvalitet i ulike deler av vassdraget

Vannkvalitetsundersøkelser foretatt høyere oppe i elva og i sidevassdrag viser at det er forholdsvis stor variasjon mellom ulike deler av nedbørfeltet. I en NIVA undersøkelse høsten 1994 og våren 1995 ble det i alt foretatt 6 prøveinnsamlinger på 2 stasjoner i hovedelva og tre stasjoner i sidevassdrag (figur 10) (Hindar *et al.* 1996). Resultatene fra undersøkelsen er framstilt i tabell 5 og figur 11.



Figur 10. Lokalisering av prøvetakingsstasjoner i NIVAs undersøkelse 1994-1995. Stasjonsnummer er gjengitt i teksten. (Hindar *et al.* 1996).

Ekso ved Nesheim (st. nr. 66): Denne delen av hovedelva hadde forholdsvis god vannkvalitet. Middelkonsentrasjonen av kalsium var 1,2 mg/l, mens alkaliteten lå i området 0,04-0,06 mmol/l. Den lavest registrerte pH-verdien var 6,15, og middelverdien for de 6 prøverundene var 6,25. Konsentrasjonen av reaktivt aluminium oversteg ikke 30 µg/l, og den høyeste målte konsentrasjonen av labilt aluminium var 20 µg/l. Syrenøytraliserende kapasitet (ANC) var mellom 20-40 µekv/l.

Sideelv fra Fagerdalen (st. nr. 65): Dette sidevassdraget var tydelig påvirket av forsurening, med pH-verdier som varierte i området 5,10-5,70. Konsentrasjonen av kalsium var lav (0,4 mg/l), og middelkonsentrasjon av reaktivt og labilt aluminium var hhv. 65 og 35 µg/l. Høyeste konsentrasjon av labilt aluminium ble målt til 95 µg/l. Syrenøytraliserende kapasitet (ANC) lå stort sett under 0 µekv/l, noe som indikerer at vannet kan være skadelig for innlandsfisk (Lien *et al.* 1992).

Sjørdalselva (st. nr. 64): Denne sidegrenen renner sammen med hovedelva like ovenfor Nesevatnet. Kalsiumkonsentrasjonen her var i gjennomsnitt 0,2 mg/l, og alkaliteten lå

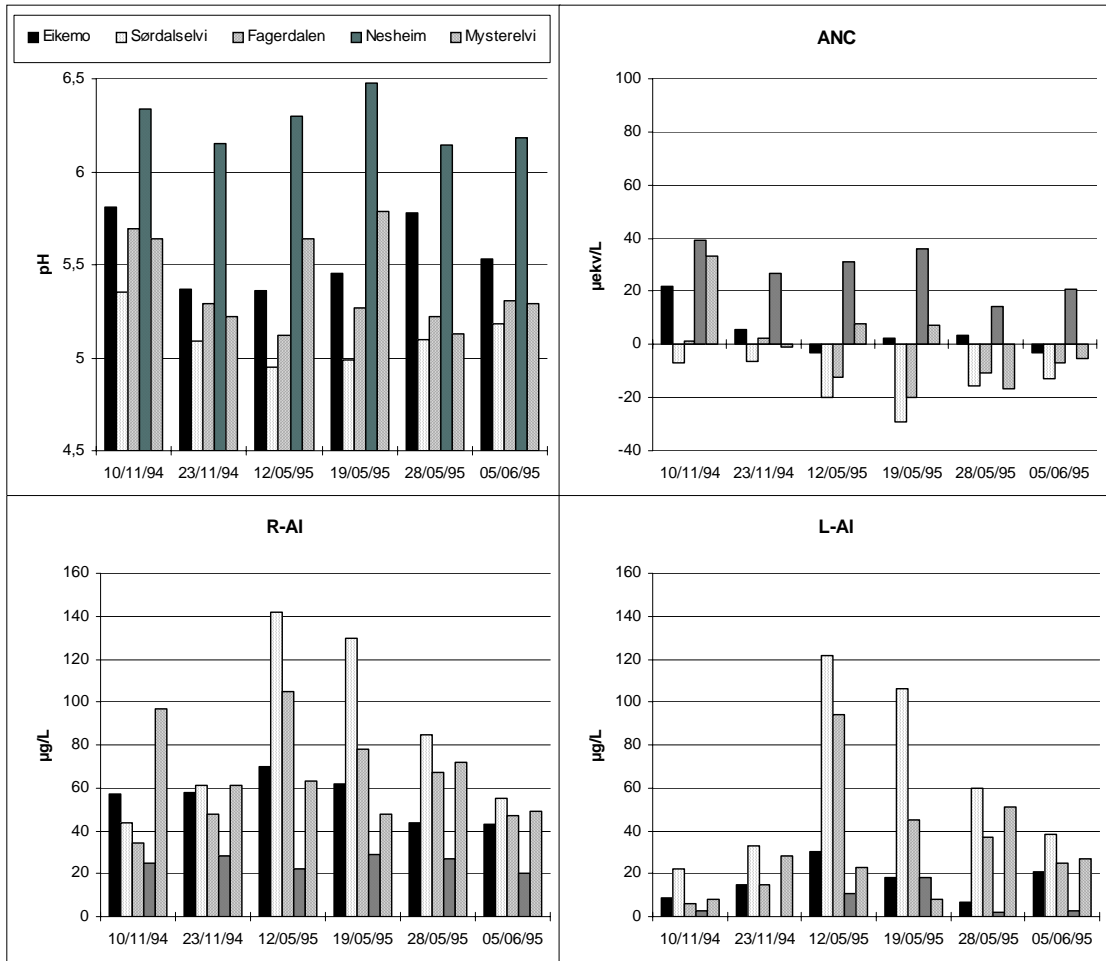
rundt 0,02 mmol/l. Det ble målt en pH-verdi helt ned mot 4,95 under snøsmeltingen. Den høyeste pH-verdien, 5,35, ble målt i november. Middelkonsentrasjonen av reaktivt og labilt aluminium var hhv. 85 og 65 µg/l. Den høyeste målte konsentrasjonen av labilt aluminium var 120 µg/l. I de sureste periodene hadde elva en syrenøytraliserende kapasitet (ANC) ned mot -30 µekv/l.

Ekso ved Eikemo (st. nr. 63): Denne stasjonen ligger omtrent midt i den nederste uregulerte delen av elva, like ovenfor den lakseførende strekningen. Kalsiumkonsentrasjonen i dette elveavsnittet var rundt 0,4 mg/l. pH varierte i området 5,35-5,80, og det ble målt konsentrasjoner av reaktivt og labilt aluminium på hhv. 70 µg/l og 30 µg/l under vårfloppen. Syrenøytraliserende kapasitet (ANC) var rundt 0 µekv/l. Vannkvaliteten i denne delen av vassdraget vil være svært variabel, avhengig av blandingsforholdet mellom surt vann fra restfeltet og mindre surt vann fra Nesevatn.

Leiro / Mysterelva (st. nr. 67): Dette sidevassdraget er sterkt berørt av kraftutbygging ved at 16 km² av det 19,5 km² store nedbørfeltet i dag føres til Myster kraftverk. Det er fastsatt en minstevannføring på 0,2 m³/s i sommerhalvåret og 0,1 m³/s i vinterhalvåret. Bekken renner ut i den lakseførende strekningen ca. 1 km før utløpet i fjorden. Kalsiumkonsentrasjonen her lå på rundt 0,5 mg/l og pH varierte i området 5,15-5,8. Gjennomsnittlig konsentrasjon av reaktivt og labilt aluminium var hhv. 65 og 25 µg/l. Det ble målt verdier av den giftige, labile fraksjonen over 50 µg/l. De lave ANC-verdiene rundt 0 µekv/l viser at sidevassdraget har dårlige bufferegenskaper mot forsurening.

Tabell 5. Middelerverdier og standardavvik for utvalgte vannkjemiske parametre i Eksingedalsvassdraget. Basert på prøver tatt høsten 1994 og våren 1995 (Hindar et al. 1996).

Stasjon	pH	Ca mg/l	Alk mmol/l	Reaktivt Al, µg/l	Labilt Al µg/l	TOC mg/l	ANC µekv/l
Ekso ved Eikemo	5,55 ± 0,20	0,4 ± 0,1	0,04 ± 0,02	56 ± 11	17 ± 8	1,2 ± 0,3	4 ± 9
Sørdalselva	5,11 ± 0,14	0,2 ± 0,1	0,02 ± 0,00	86 ± 41	64 ± 41	0,7 ± 0,1	-15 ± 9
Fagerdalen	5,32 ± 0,20	0,4 ± 0,2	0,03 ± 0,01	63 ± 26	37 ± 31	0,9 ± 0,2	-8 ± 9
Ekso ved Nesheim	6,27 ± 0,13	1,2 ± 0,4	0,05 ± 0,01	25 ± 4	6 ± 7	1,2 ± 0,2	28 ± 10
Mysterelva	5,45 ± 0,27	0,5 ± 0,3	0,03 ± 0,01	65 ± 18	24 ± 16	1,3 ± 0,6	4 ± 17

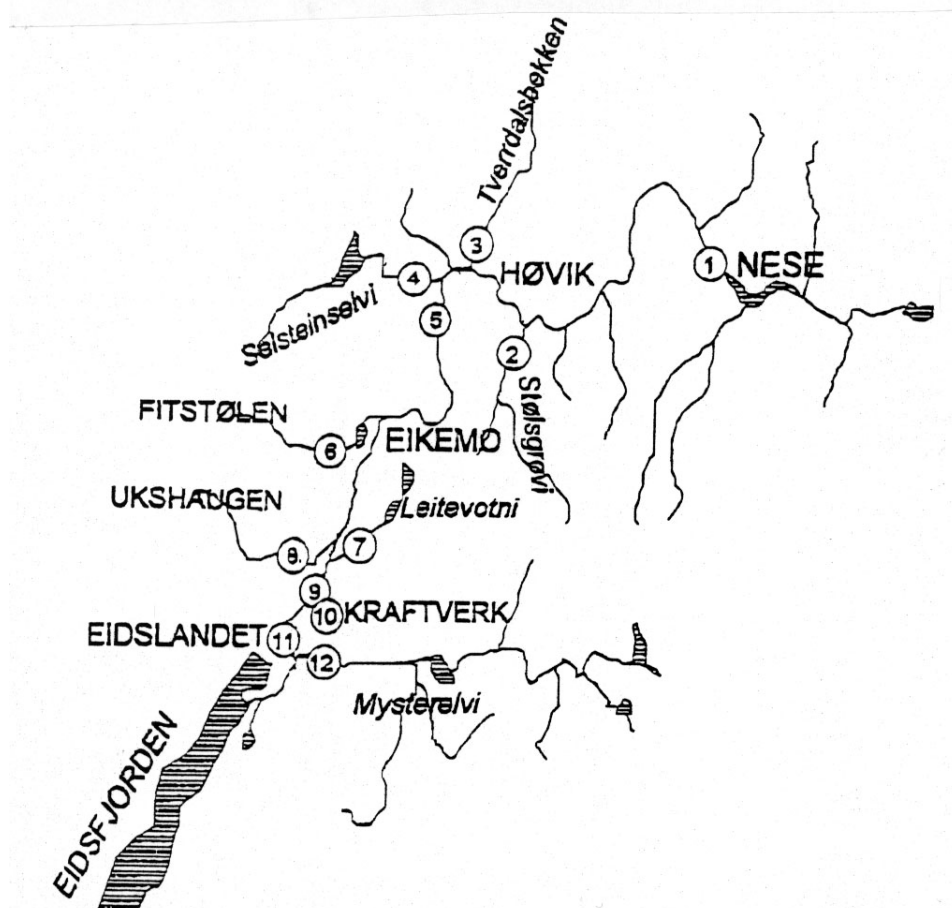


Figur 11. Vannkjemi i ulike deler av Eksingedalsvassdraget høsten 1994 og våren 1995 (Hindar *et al.* 1996).

Rådgivende biologer samlet i perioden april - august 1995 inn prøver fra 4 elvestasjoner og 7 sidebekker i nedre del av Ekso, hvor de bl.a. målte pH (Johnsen *et al.* 1996). Resultatene viser at Ekso forures av sidevassdragene på strekningen nedenfor Nesevatn (tabell 6, figur 12). Sidevassdragene hadde en middel-pH på 5,45-5,85 i undersøkelsesperioden, mens pH i utløpet av Nesevatn lå omkring 6,20. Dette resulterte i at pH i hovedelva sank med omlag 0,4 pH-enheter på strekningen ned til utløpet av Myster kraftverk. Etter innblanding av vann fra kraftverket ved Mysterøyri steg pH i elva med omlag 0,3 pH-enheter igjen. pH i Mysterelva, som renner ut i Ekso nedstrøms Mysterøyri, var gjennomsnittlig 5,80 i undersøkelsesperioden. På grunn av regulering bidrar denne bekken i dag lite til vannføringen i Ekso.

Tabell 6. pH i vannprøver samlet inn på 13 steder i og ved nedre del av Ekso i perioden april til august 1995. Stasjonsnummer er angitt i parentes i finnes igjen på kartet i figur 12. Data fra Rådgivende biologer as (Johnsen et al. 1996)

Stasjoner - hovedvassdrag	Stasjoner - sidevassdrag	Middel	Min	Maks	Antall
Overløp Nesevatnet (1)		6,23	5,73	6,88	10
	Tverrdalsbekken (3)	5,85	5,60	6,64	10
	Selsteinselva (4)	5,52	5,27	6,03	10
Ekso ved Rekaviki (5)		5,86	5,54	6,58	10
	Bekk fra Fitstølen (6)	5,58	5,38	5,92	10
	Bekk fra Leifevatna (7)	6,03	5,44	6,91	10
	Bekk fra Ukshaugen (8)	5,46	5,30	5,76	10
Ekso oppstr. kraftverket (9)		5,83	5,52	6,27	10
	Utløp Myster kraftverk (10)	6,15	5,80	6,60	10
Ekso ved Mysterøyri (11)		6,15	5,72	6,58	10
	Mysterelva (12)	5,81	5,47	6,33	10



Figur 12. Lokalisering av prøvetaksstasjoner i Rådgivende biologers undersøkelse 1995. Stasjonsnummer er gjengitt tabell 6. (Johnsen et al. 1996).

I forbindelse med et arbeid med å beregne tålegrenser for vassdraget, ble det i oktober 1995 i NIVA-regi samlet inn vannprøver fra en rekke sidebekker til Ekso (se vedlegg 7.2).

De øverste delfeltene i det naturlige nedslagsfeltet har etter overføringene til Evanger kraftverk liten betydning for vannkvaliteten i Ekso, med unntak av perioder med overløp. Områdene rundt Skjerjavatn og Grøndalsvatn (figur 4) synes å være de sureste, med pH-verdier rundt 5,35-5,50. Avrenningen fra Vassøyane, nord for Askjelldalsvatn hadde en betydelig bedre vannkvalitet og en pH-verdi på 6,5. Selve Askjelldalsvatn er et oppsamlingsmagasin for et større område som også inkluderer felter i det tilliggende Modalsvassdraget i nordvest. Vannkvaliteten her er derfor ikke representativ for lokalfeltet omkring innsjøen. Det østligste delfeltet som går til Evanger kraftverk har ingen større innsjøer, men består av en rekke bekkeinntak som ikke er undersøkt mht. vannkvalitet.

Den delen av Ekso som i dag har avrenning til Eidsfjorden synes grovt sett å kunne deles i tre hovedområder mht. vannkvalitet:

- Øvre del ned til Fagerdalen (Areal 106,1 km², Tilsig: 248,5 mill. m³)
- Midtre del fra Fagerdalen til Nesevatn (Areal 83,9 km², Tilsig: 221,6 mill. m³)
- Fra utløp Nesevatn til sjøen (Areal 64,6 km², Tilsig: 164,5 mill. m³)

Den øvre tredjedelen av dagens Ekso er kjennetegnet ved pH-verdier omkring 5,70-6,15 og kalsiumkonsentrasjoner i området 0,4 - 0,7 mg/l. Feltet har forholdsvis lave konsentrasjoner av labilt aluminium, 0 - 15 µg/l.

I den midtre delen av vassdraget, fra Fagerdalen til utløpet av Nesevatn, tilføres elva betydelig surere vann. pH-verdien i sidevassdragene på denne strekningen var 5,10 - 5,30 med lave kalsiumkonsentrasjoner, 0,1 - 0,4 mg/l. Konsentrasjonene av labilt aluminium i de samme bekkene var 35 - 65 µg/l, et nivå som i mange tilfeller kan være skadelig for innlandsfisk. I og med at det midtre feltet utgjør omlag 45 % av feltarealet i Ekso til og med Nesevatn, vil nesten halvparten av vannet i Nesevatn stamme fra de forsurede feltene fra Fagerdalen og nedover. Dette medfører at vannkvaliteten i utløpet av Myster kraftverk, i hvert fall i perioder av året, vil kunne være skadelig for laksebestanden i Ekso.

Lokalfeltene mellom Nesevatn og utløpet av Myster kraftverk var svært sure med pH-verdier i området 4,95 - 5,25. Kalsiumkonsentrasjonen så ut til å være høyere i avrenningen fra østsiden av elva (0,6 mg/l), sammenlignet med vestsiden (0,1 mg/l). Det er imidlertid bare prøvetatt én bekk på østsiden, og denne er ikke nødvendigvis representativ for hele feltet. Konsentrasjonene av labilt aluminium i feltene var 55 - 80 mg/l.

På grunn av den sterkt reduserte vannføringen ut av Nesevatn vil avrenningen fra de sure feltene nedstrøms i de fleste tilfeller dominere vannkvaliteten i Ekso ned til utløpet av

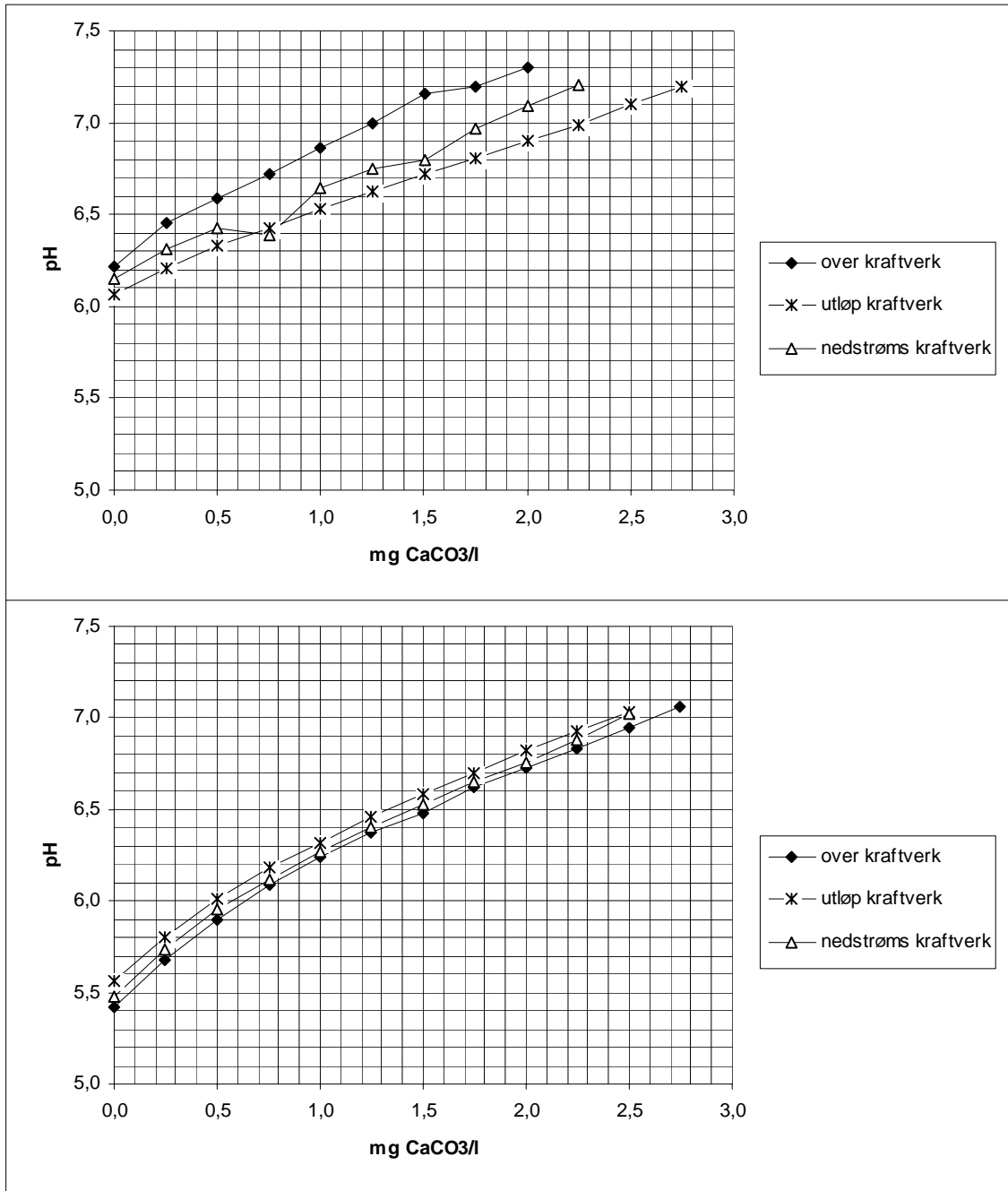
kraftverket. Vannkvaliteten i denne delen av elva vil derfor i store deler av året være for dårlig til at laks kan gjennomføre normal livssyklus. Med de pH-verdier og aluminiumskonsentrasjoner som er observert i sidebekkene antas det også at det i perioder av året kan være fare for innlandsfiskebestandene, samt bunndyr og andre vannlevende organismer som fisken lever av.

3.3.3. Titreringskurver

Det er innhentet vannprøver for titreringsanalyse i Ekso oppstrøms og nedstrøms utløpet fra Myster kraftverk, samt i selve utløpstunnelen fra kraftstasjonen (figur 13). Analysemetoden er nærmere omtalt i vedlegg 6.5. Titreringskurvene gir et mål på kalkbehovet i ulike deler av vassdraget for å nå ulike pH-mål. Tabell 7 viser hvilke verdier for kalkbehov som er benyttet i kalkingsplanen.

Tabell 7. Kalkbehov ved oppnåelse av forskjellige målnivåer. Tallene er basert på titreringskurver vist i figur 13.

pH-mål	CaCO ₃ -behov (mg/L)	
	Ekso restfelt	Utløp kraftstasjon
6,2	1,5	0,9
6,5	2,2	1,3



Figur 13. Titreringskurve for stasjoner i Ekso, 15. september 1995 (øverst) og 7. oktober 1995 (nederst).

3.4. Tålegrenser for forsuring

3.4.1. Bakgrunn

Naturens tålegrenser brukes som uttrykk for hva naturen kan tåle av forurensninger uten at en definert biologisk skade eller endring opptrer. Tålegrenser for forsuring av overflatevann er basert på vannkvalitetskrav hos ferskvannsfisk og ANC som vannkjemisk parameter. Sannsynligheten for skader på innlandsfisk er lav ved $ANC > 20$ $\mu\text{ekv/l}$ (Lien *et al.* 1992). Denne verdien er derfor benyttet som grense (kritisk kjemisk verdi) i tålegrenseberegningene. Metodene for beregning av tålegrenser og tålegrenseoverskridelser for overflatevann er beskrevet i Henriksen *et al.* (1990).

Den vannkjemiske tålegrensen er basert på en metode som beregner situasjonen ved en gitt deposisjon av svovel og nitrogen. Dette er en såkalt statisk beregningsmetode som ikke sier noe om når den forventede vannkvalitetsforbedringen vil kunne finne sted. Tidspunktet for dette er avhengig av hvor lang tid jordsmonnet trenger for å øke basemetningen og opprette ny likevekt etter endringer i belastningen av sur nedbør. Det finnes egne dynamiske modeller som kan gi prognoser for hvor raskt jordsmonnet vil reagere på den gitte reduksjonen i syrebelastning. En av disse modellene er MAGIC (Model of Acidification of Groundwater In Catchments), som kombinerer prosesser i jord for å simulere kjemien i jordvann og overflatevann (Reuss *et al.* 1987, Wright *et al.* 1993).

3.4.2. Vassdragets tålegrenser for forsuring

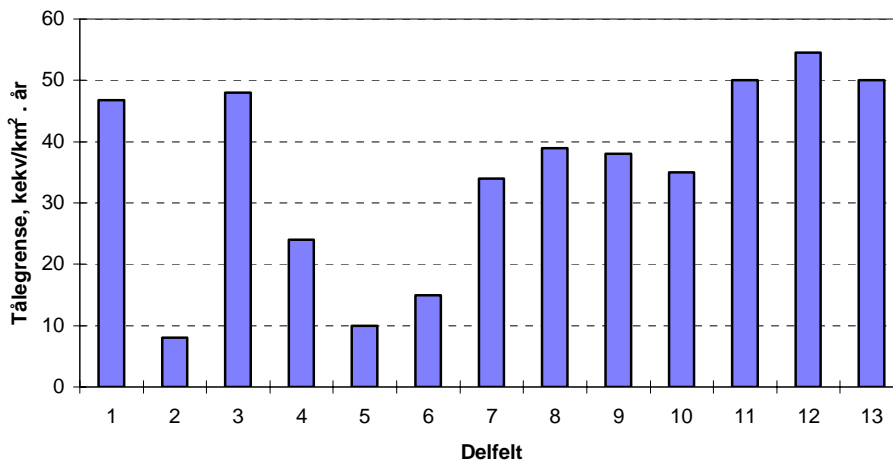
I Ekso er det beregnet tålegrenser for i alt 13 vassdragsavsnitt i varierende størrelse fra 13 til 28 km^2 (vedlegg 7.1). De øverste nedbørfeltene (14-17) som er overført til Vosso er ikke tatt med i og med at de ikke berører vannkvaliteten i Ekso i dag. Det er lagt vekt på å beregne tålegrenser for delnedbørfelter i vassdraget, som gir informasjon om hvor det er mest aktuelt å sette inn kalkingstiltak. Det er ikke beregnet tålegrenser for vassdraget som helhet, da denne type informasjon har begrenset nytteverdi i en kalkingsplan. Det er imidlertid i kapittel 7 beregnet kalkbehov for hvert delnedbørfelt og summert opp for hele vassdraget. Beregningene av tålegrenser er basert på innsamlede data fra 13 sidebekker den 10. oktober 1995 (vedlegg 7.2), samt prøver den 10. og 23. november 1994 for stasjonene Fagerdalen (felt 7), Sjørdalselva (felt 4) og Mysterelva (felt 1).

Tålegrenseberegninger forutsetter at en baserer seg på en vannkvalitet som er representativ for lokaliteten og feltet. Høstprøver i utløpet av innsjøer er å foretrekke for beregning av tålegrenser. Dersom innsjøene har en viss oppholdstid (f.eks. $> 0,5$ år) vil vannkvaliteten i utløpet om høsten i stor grad være representativ for årsgjennomsnittet. Spesielt nedre del av Eksingedalsvassdraget er fattig på innsjøer, slik at representativiteten av høstprøvene fra sidebekkene vil være noe usikker. Materialet bør imidlertid kunne gi et rimelig godt bilde på det relative forholdet mellom de ulike delfeltene.

Som det framgår av figurene 14 og 15 finner vi de laveste tålegrensene i den midtre og nedre delen av dagens nedbørfelt. Spesielt delfelt 2, 4, 5 og 6 vil ha liten evne til å nøytralisere syretilførsler. Kalsiumkonsentrasjonen i bekker fra disse områdene var så lave som 0,1 - 0,2 mg/l. De 4 nevnte feltene utgjør et areal på 83 km², noe som tilsvarer omlag 1/3 av dagens nedbørfelt på 254 km². Den laveste tålegrensen finner vi i delfelt 2 nedenfor Nesevatn.

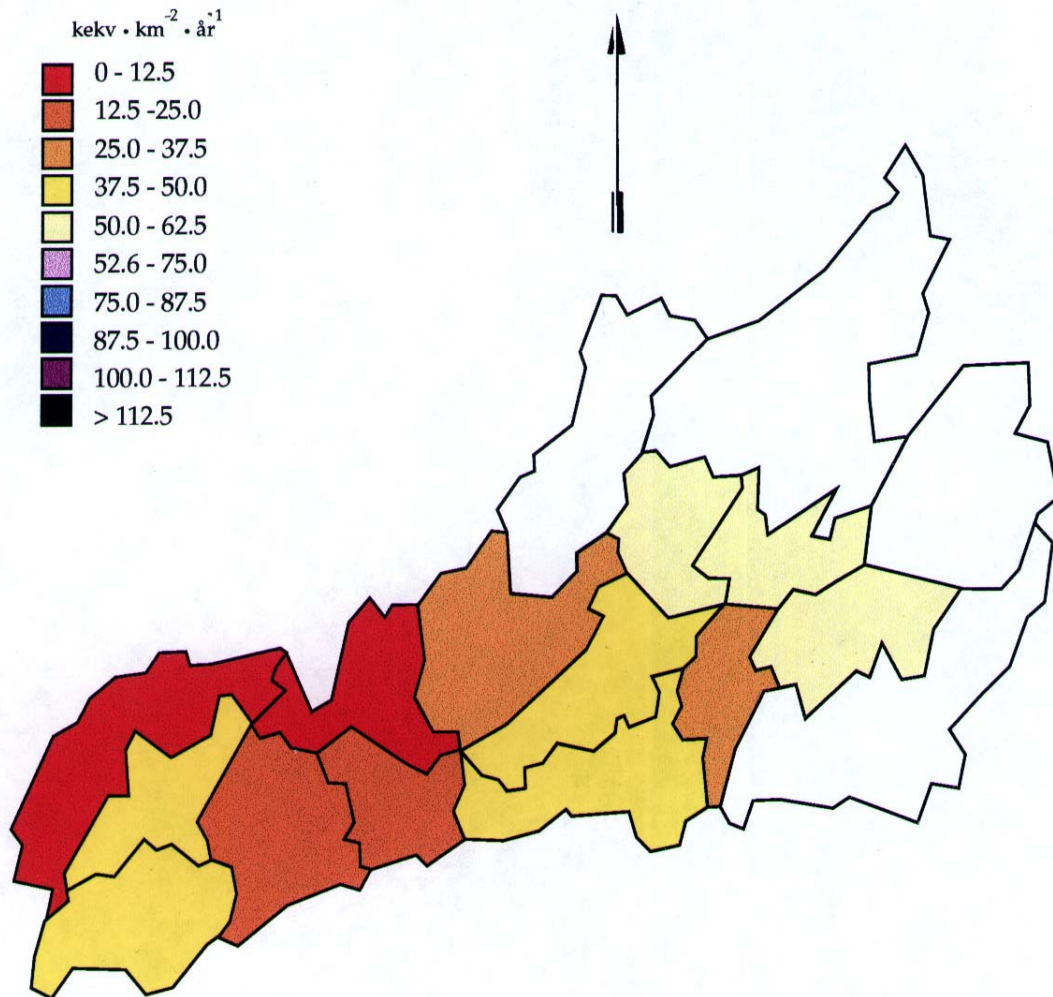
Delfelt 1 og 3, som ligger på østsiden av elva, synes å ha bedre nøytraliseringssegenskaper enn de øvrige feltene i den midtre og nedre delen av vassdraget. Kalsiumkonsentrasjonen i disse feltene lå i området 0,5-0,6 mg/l under den vannkjemiske prøvetakingen. Selv om dette generelt sett er svært lave verdier, er de likevel klart høyere enn f.eks. felt 2 på den andre siden av elva. Det knytter seg imidlertid noe usikkerhet til hvorvidt prøvene som er tatt i delfelt 1 og 3 er representative for hele delnedbørfeltet. Den undersøkte bekken innenfor delfelt 3 dekker f.eks. en forholdsvis liten arealandel av det totale, og dersom feltet f.eks. har varierende berggrunnsgeologi eller skjev fordeling av løsmasser, kan resultatet være misvisende. I Mysterelva vil prøvetakingsstasjonen kun dekke en mindre del av det opprinnelige nedbørfeltet. Resten er nå overført til Myster kraftverk.

Delfeltene 7-10 lå i en mellomstilling mht. tålegrenser i vassdraget. Kalsiumkonsentrasjonen i bekkene her lå mellom 0,4-0,5 mg/l. De tre øverste delfeltene innenfor dagens nedbørfelt (11-13) hadde de høyeste tålegrensene og de høyeste kalsiumkonsentrasjonene (0,6-0,7 mg/l).



Figur 14. Tålegrenser i ulike vassdragsavsnitt i Eksingedalsvassdraget. Se tekst for beregningsmetode og kapittel 7.1 for lokalisering av de ulike feltene.

Tålegrenser for forsuring Eksingedalsvassdraget



Figur 15. Tålegrenser i ulike vassdragsavsnitt i Eksingedalsvassdraget. De røde feltene har lavest tålegrense.

3.4.3. Overskridelser av tålegrensene

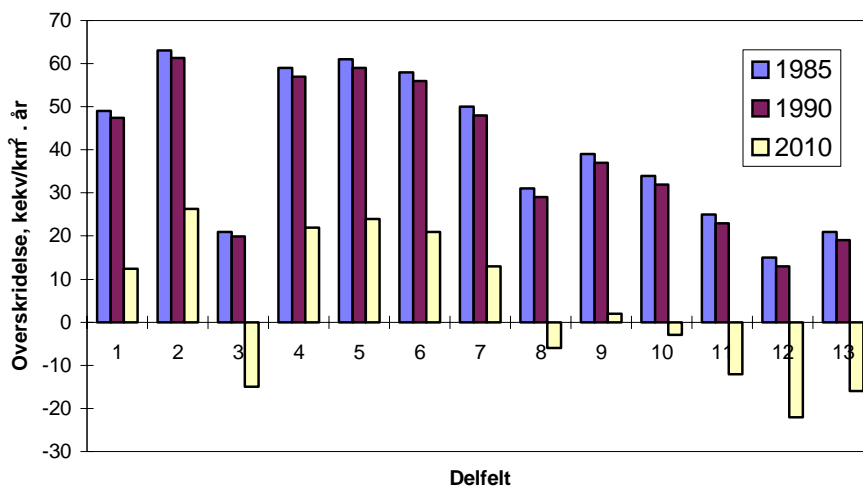
Figurene 16 og 17 a-c viser forventede tålegrenseoverskridelser i 1985, 1990 og 2010 for ulike vassdragsavsnitt i Eksingedalsvassdraget. Beregningene er basert på utslippsnivå i 1983-1987 (kalt 1985) og 1988-1992 (kalt 1990), samt prognoser knyttet til internasjonale avtaler om utslippsreduksjoner fram mot år 2010. Deposisjonstallene for Eksingedalsvassdraget er hentet fra Norsk institutt for luftforskning (NILU), som har delt inn Norge i ruter på 50 x 50 km og beregnet tilførslene til hver enkelt rute fram til år 2010.

Det er benyttet følgende tilførselstall for svovel i beregningene av tålegrenseoverskridelser i Eksingedalsvassdraget (g S/m²/år): 1985: 1,05, 1990: 1,02, 2010: 0,46. Beregningene forutsetter ingen endring i nitrogentilførslene i tidsperioden.

Et generelt trekk i overskridelses-scenariet er at nivået i 1985 og 1990 er forholdsvis likt, mens reduksjonen er betydelig mellom 1990 og 2010 (figur 16 og 17 b-c). En regner at 1990-nivået er mest representativ for dagens situasjon i vassdraget (A. Henriksen, pers. medd.). Det er med andre ord snakk om en tidsforsinkelse fra tilførslene er redusert til vannkvaliteten i elvene bedres. Tidsforsinkelsen skyldes at jordsmonnet i nedbørfeltene er utarmet mht. basekationer (bufferstoffer), og tiden det tar å “hente seg inn igjen” er avhengig av forvittringshastigheten. Denne kan variere fra område til område avhengig av bl.a geologiske forhold, og den vil dessuten reduseres når syretilførslene reduseres. Det knytter seg derfor usikkerhet til hvor raskt de reduserte utslippene fram mot år 2010 vil gi en tilsvarende vannkvalitetsbedring i avrenningen.

De høyeste overskridelsene i 1985 og 1990 finner en i den nedre og midtre delen av vassdraget, opp til og med felt 7. På grunn av høyere tålegrenser i feltene 1 og 3 enn i områdene omkring blir overskridelsene her relativt sett lave. Dette gjelder spesielt i delfelt 3. Som tidligere nevnt knytter det seg en viss usikkerhet til om den valgte lokaliteten innenfor delfelt 3 er fullt ut representativ.

Som det framgår av figurene 16 og 17 vil det skje betydelige forbedringer av forsurings-situasjonen i vassdraget dersom de avtalte utslippsreduksjonene for svovel overholdes og nitrogenutslippene ikke øker. I år 2010 vil det i følge prognosen kun være klare overskridelser i feltene 1-2 og 4-7. Innvirkningen av den forventede vannkvalitetsforbedringen på kalkbehovet i vassdraget er diskutert i kapittel 4.6.



Figur 16. Tålegrenseoverskridelser i ulike vassdragsavsnitt i Eksingedalsvassdraget 1985-2010. Beregningene er basert på uendret nitrogendeposisjon i perioden.

3.5. Evertebrater og fisk

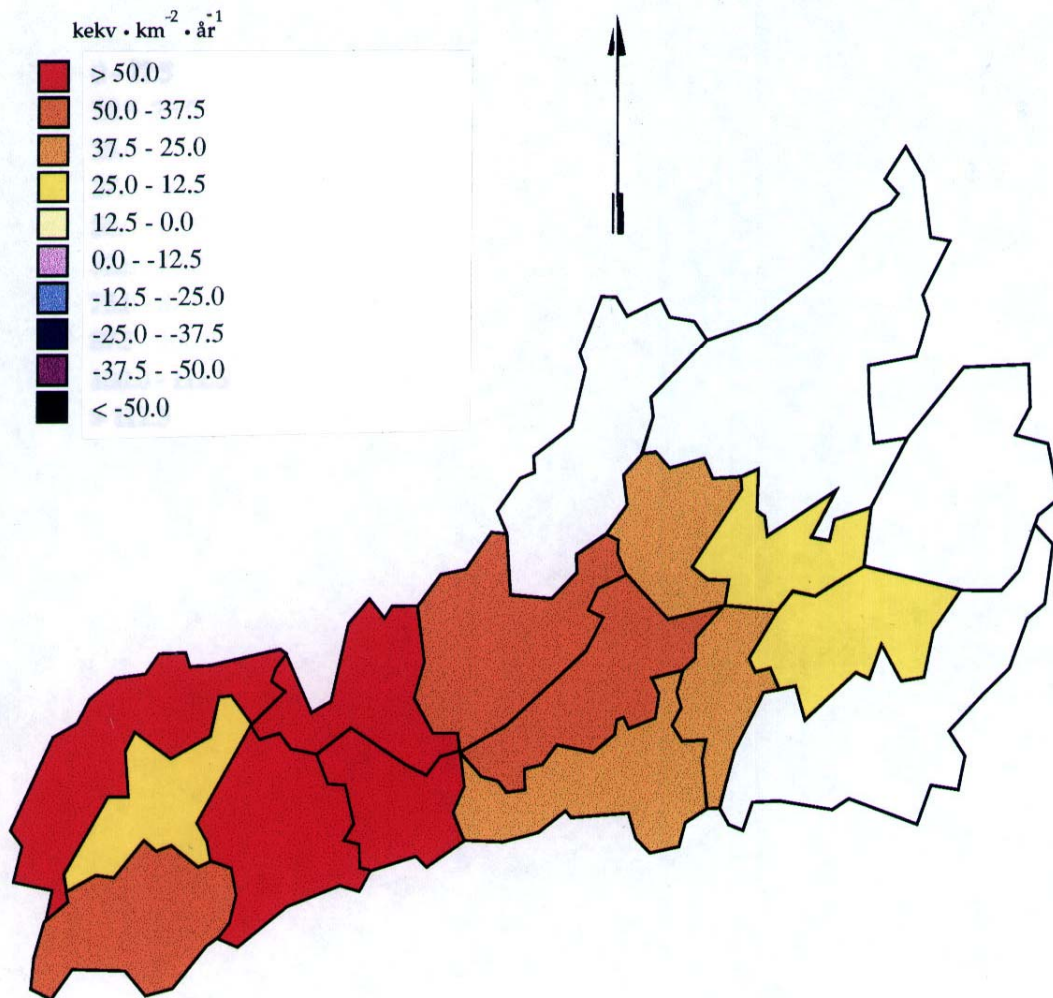
Universitetet i Bergen har foretatt registreringer av bunndyrfauna og fiskestatus i vassdraget. Opplysninger nedenfor som ikke er referert til er fått i form av personlig meddelelse fra Gunnar G. Raddum, LFI-Bergen.

I 1995 ble bunndyrfaunaen undersøkt på 9 stasjoner mellom Fagerdalen og utløpet i sjøen. Resultatene viste ingen påviselig skade på bunndyrsamfunnene oppstrøms Nesevatn. Dette gir en forsuringsindeks på 1,0, som indikerer et upåvirket samfunn. En oversikt over forsuringsindeksen for bunndyr er gitt i bl.a. Walseng *et al.* (1995). I Ekso nedenfor Nesevatn syntes bunndyrene i stadig sterkere grad å være påvirket av forsurening. Indeksverdiene ved i Ekso ved Heviki (ca. 3 km nedstr. Nesevatn), innløp Langhølen og Eikemo var hhv. 0,8-0,9, 0,6-0,7 og 0,5. En indeksverdi på 0,5 beskriver et bunndyrsamfunn som er moderat til tydelig påvirket av forsurening. I Ekso nedenfor Myster kraftverk syntes forholdene for bunndyr å bedre seg noe igjen, med indeksverdier på 0,8-0,9. I Mysterelva var bunndyrsamfunnet tydelig påvirket av forsurening, med en indeksverdi på 0,5.

Yngelregistreringer i vassdraget i 1995 viste at det var lite laks ved Eikefet, omlag 0,5 km fra toppen av den lakseførende strekningen. Mengdeforholdet mellom laks og aure var her omkring 1/10, mens en på denne lokaliteten normalt kunne ha forventet et forhold nær 1/1. Lakseyngelen som ble funnet var i tillegg i generelt dårlig forfatning: Den hadde dårlig kondisjon og tålte dårlig håndtering i forbindelse med merking. Nedenfor kraftverket ble det også funnet forholdsvis lite laks.

Overskridelser av tålegrenser 1985

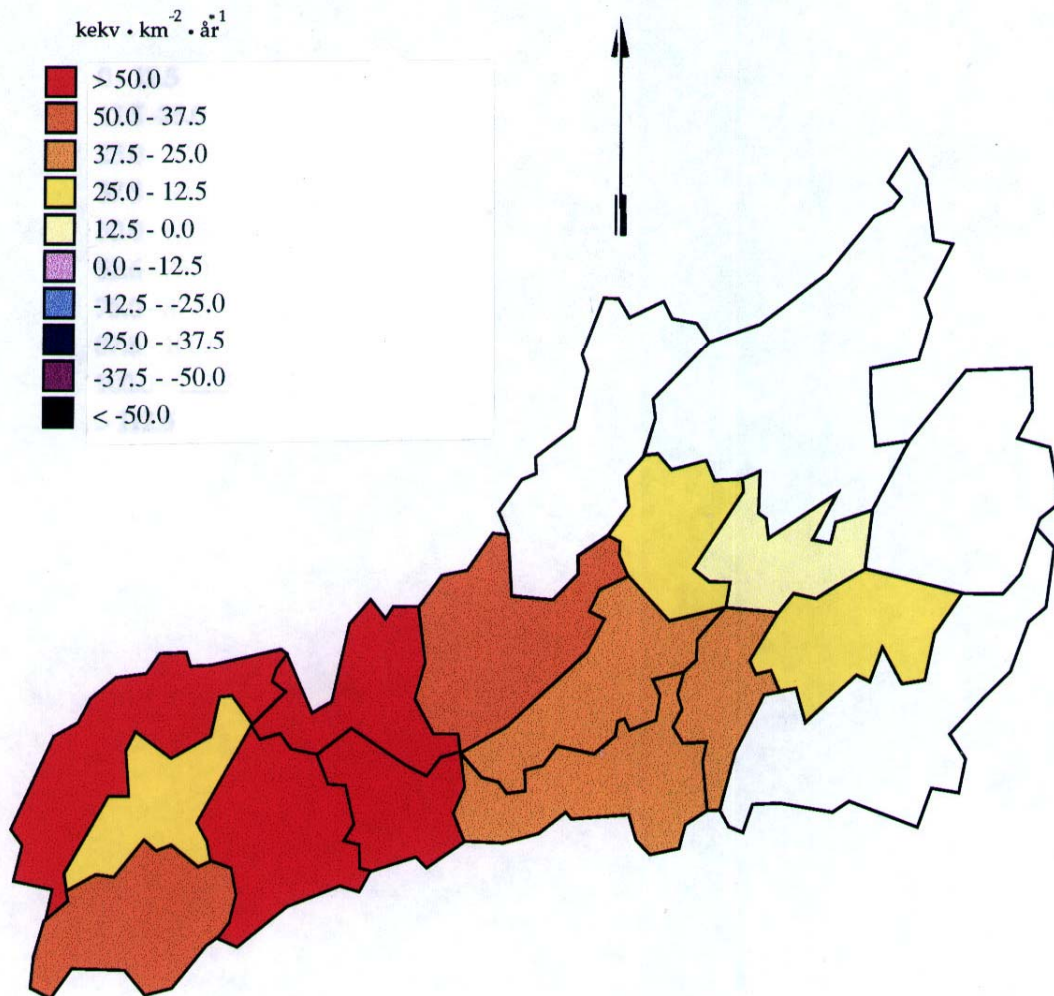
Eksingedalsvassdraget



Figur 17a. Tålegrenseoverskridelser for ulike vassdragsavsnitt i Ekso 1985. De røde feltene har de høyeste tålegrenseoverskridelsene.

Overskridelser av tålegrenser 1990

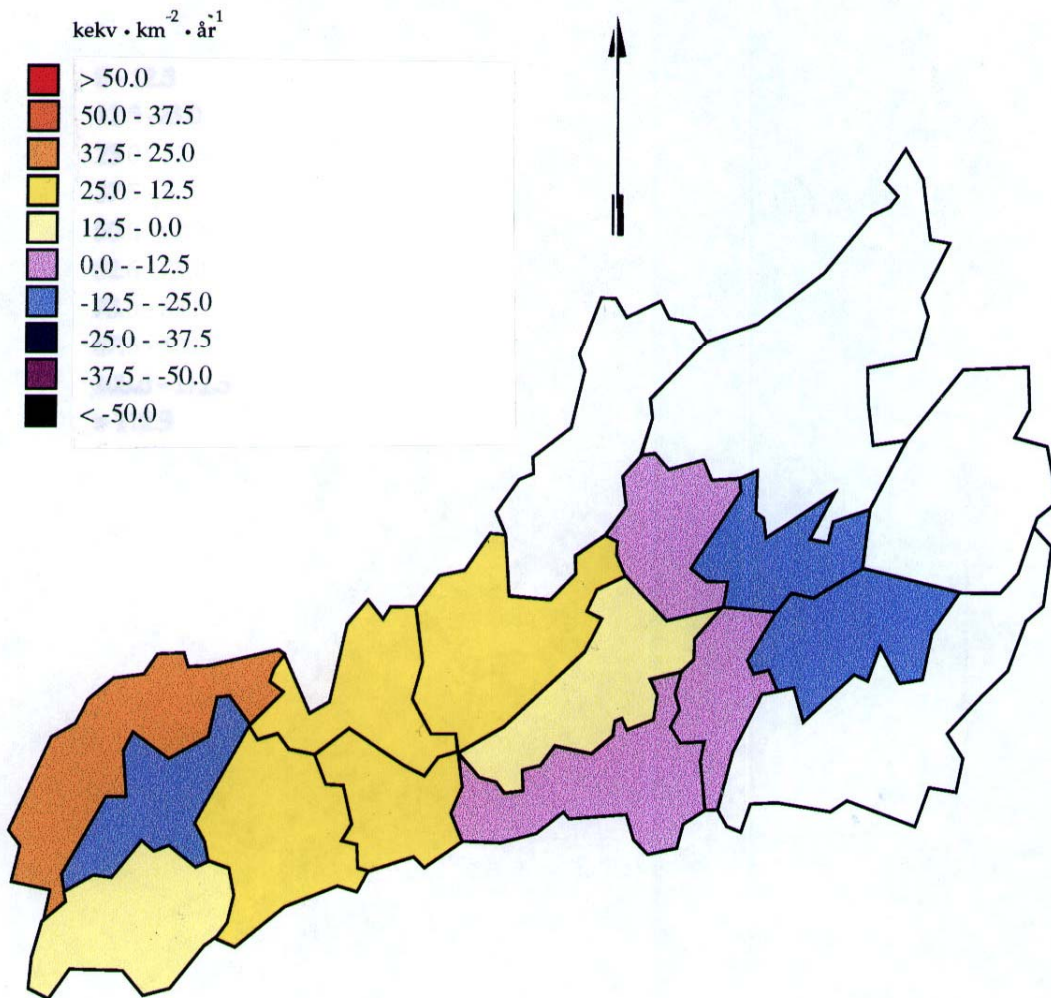
Eksingedalsvassdraget



Figur 17b. Tålegrenseoverskridelser for ulike vassdragsavsnitt i Ekso 1990. De røde feltene har de høyeste tålegrenseoverskridelsene.

Overskridelser av tålegrenser 2010

Eksingedalsvassdraget



Figur 17c. Tålegrenseoverskridelser for ulike vassdragsavsnitt i Ekso 2010. Røde felter angir de høyeste tålegrenseoverskridelsene.

I perioden 1990-1993 ble det gjennomført et eksperiment i Ekso, med utsetting av befruktede lakseegg på stasjoner omkring Eikemo (Raddum og Fjellheim 1995). Det ble registrert høy dødelighet i forsøkene både i 1991, 1992 og 1993, noe som ble tilskrevet forsuringsepisoder knyttet til flom. Spesielt i forbindelse med en sjøsaltepisode vinteren 1993 (Hindar *et al.* 1993), ble det registrert høy dødelighet i forsøkene. Også i elva forøvrig ble det oppdaget død fisk i alle aldersgrupper i forbindelse med denne sjøsaltepisoden (Raddum og Fjellheim 1995).

3.6. Vannvegetasjon

NIVA foretok i 1990 og 1991 registreringer av begroing og høyere planter i vassdraget (Brandrud *et al.* 1992). Undersøkelsen konkluderer med at reguleringer og terskelbygging i vassdraget har medført økt tilgroing med krypsiv, flotgras og torvmose i en del bukter og bakevjer hvor det kan forekomme en utstrakt sedimentasjon av organisk materiale. Tilgroingen har spesielt tiltatt i terskelbassenger som hadde innsjøpreg før regulering. Dette gjaldt spesielt i Lavikvatnet og Svartevatnet, som ligger mellom Fagerdalen og innløpet av Sjørdalselva, men også i inntaksmagasinet Nesevatn. Disse innsjøene har trolig hatt en viss vegetasjonsdekning også tidligere, men 1990/91-undersøkelsene indikerte at vegetasjonen var under endring og ekspansjon. Bl.a. så det ut til å skje en overvoksing av opprinnelig elvemosevegetasjon. Næringsstoff-status i flere av de ovennevnte elvepartiene i Ekso ble i 1995 undersøkt av Rådgivende biologer (Johnsen 1996).

Lavikvatnet og Svartevatnet stod i en særstilling med en usedvanlig høy vegetasjonsdekning. Lavikvatnet hadde som helhet over 50 % vegetasjonsdekning, og over en stor del av den langstrakte innsjøen gikk den høyvokste vegetasjonen nesten fra bredd til bredd. Forholdene vurderes som sjenerende for fiske og annen bruk av vassdraget. Utenom det nevnte området syntes de fleste terskelbassengene i vassdraget å ha en forholdsvis balansert vegetasjonsutvikling. Enkelte terskelområder er tilnærmet vegetasjonsfrie med mer eller mindre uendrede substratforhold.

I visse områder med dokumenterte vegetasjonsproblemer er det nødvendig å ta visse forholdsregler i forbindelse med kalking. I Ekso vil dette bety at kalking oppstrøms Sjørdalselva bør unngås. Samtidig bør kalkdosererne forsøkes plassert et stykke unna etablerte terskeldammer. En kort oversikt over dagens kunnskap om vannvegetasjon og kalking er gitt i vedlegg 6.4.

4. KALKINGSPLAN

4.1. Mål

Kalkingsplanen er basert på følgende mål:

Å sikre tilstrekkelig god vannkvalitet for reproduksjon av laks i elva

Ut fra nåværende kunnskap om laksens vannkvalitetskrav, anbefales et pH-nivå i den lakseførende strekningen på omkring 6,5 i smoltifiseringsperioden, som er satt til tidsrommet mellom 1. februar og 15. juni. Ellers i året anbefales et pH-mål på omkring 6,2. Disse målnivåene bør gjøre det kalkede vassdragsavsnittet levelig for laks hele året. En kort oversikt over dagens kunnskapsstatus om laks og vannkvalitet er gitt i vedlegg 6.2 og 6.3.

4.2. Problembeskrivelse

Ved kalking av lakseelver vil det være en rekke faktorer, først og fremst vannkjemiske og hydrologiske, som påvirker lokalisering av tiltak og valg av metoder. Hovedtiltakene mot forsurening vil være; kalking med doserer, innsjøkalking og terrengkalking / våtmarkskalking. På den lakseførende strekningen er det viktig å oppnå stabil og god vannkvalitet hele året. Et doseringsanlegg bør helst plasseres et stykke ovenfor den lakseførende strekningen, slik at en oppnår en tilstrekkelig stabilisering av aluminiumskjemien og unngår partikkeltransport langs viktige produksjonsområder.

Den lakseførende strekningen i Ekso kan grovt sett deles i to seksjoner med ulik vannføring og tildels også ulik vannkvalitet: Strekningen ovenfor innløpet av Myster kraftverk har fått redusert vannføring etter overføringen av Nesevatn. Vannkvaliteten i elva er i stor grad påvirket av sure sidebekker, som representerer fare for dannelse av giftige aluminiums-blandsoner i elva (Rosseland og Hindar 1991, Rosseland *et al.* 1992) Strekningen nedenfor avløpet fra Myster kraftstasjon har betydelig høyere middelvannføring. Vannkvaliteten er sterkt varierende (SFT 1995), avhengig av lokalhydrologiske forhold samt kjøring av kraftverket. Det foreligger få vannkvalitetsmålinger fra Nesevatn og vannet som kommer ut av Myster kraftverk, men resultater fra Rådgivende biologers undersøkelse i 1995 viser pH-verdier mellom 5,7 og 6,6. Aluminiumsanalyser er ikke foretatt, hverken i Nesevatn eller i utløpet av kraftverket, men undersøkelser foretatt av NIVA i 1994 og 1995 viser at både Fagerdalsbekken og Sjørdalselva ovenfor Nesevatn i perioder kan tilføre vassdraget relativt mye giftig aluminium.

For å oppnå tilfredsstillende vannkvalitet på hele den lakseførende strekningen anbefales kalking av både vannet som går inn i Nesevatn og vannet som tilføres Ekso fra det

uregulerte restfeltet nedenfor Nesevatn. Hensikten med å kalke ovenfor Nesevatn er todelt: (1) En avsyrer vann som evt. kan gå i overløp fra Nesevatn, (2) En sikrer vannkvaliteten i den nederste 0,7 km av elva, som vil være oppholdssted i kortere eller lengre tid for all laksesmolt som skal vandre ut i sjøen. I tillegg til dette vil strekningen sannsynligvis være et viktig gyte- og oppvekstområde, som det vil være viktig å beskytte mot forsurende episoder hele året.

Kalking med doserer anses som den mest aktuelle kalkingsmetoden i vassdraget. Innsjøkalking er lite aktuelt på grunn av at det er få innsjøer som er store nok og har lang nok oppholdstid til at de egner seg for kalking.

4.3. Kalking av Ekso oppstrøms Nesevatn

Plassering av doseringsanlegg, styringsprinsipp

For å avsyre alt vann som renner gjennom Myster kraftverk, samt vann som går i overløp til Ekso foreslås det plassert en kalkdoserer i elva oppstrøms Nesevatn. Kalkdosering i utløpet av Myster kraftverk anses som uaktuelt på grunn av den korte avstanden til elva. Kalken vil ikke få tid til å løse seg og vannkjemien vil ikke stabiliseres før vannet kommer inn i den lakseførende strekningen. Oppstrøms Nesevatn er det hittil funnet 2 egnede steder for et doseringsanlegg:

- Ekso rett nedenfor innløpet av Fagerdalsbekken.
- Ekso like i overkant av fossen/strykpartiet før innløpet av Sjørdalselva.

Begge lokaliteter ligger inntil veien, og det er strykpartier nedstrøms som sikrer god innblanding av kalken i elvevannet. Alternativet ved Sjørdalselva er trolig det billigste alternativet i og med at anlegget kan plasseres i tilknytning til en eksisterende demning på stedet. Denne lokaliteten ligger også lenger nede i vassdraget, noe som kan være en fordel både med tanke på vegetasjonsproblematikk og for å oppnå rask kalkingseffekt under flomeepisoder. På dette grunnlaget anbefales doseringsanlegget plassert i Ekso like før innløpet av Sjørdalselva (figur 18).

Anlegget skal avsyre all tilrenning fra nedbørfeltet til og med Nesevatn (197 km²), samt eventuelle overløp fra reguleringsmagasinene i den øvre delen av vassdraget. En vil med dette oppnå tilstrekkelig god vannkvalitet for laks både i avløpet fra kraftverket og i overløpet fra Nesevatn. På grunn av at vannkvaliteten i denne delen av elva kan være svært variabel over året, anbefales det en pH-styring av doseringsanlegget. En unngår dermed overdosering av kalk i perioder med god vannkvalitet i elva.

Et alternativ med sesongmessig drift ved anlegget (vanlig vannføringsstyrt dosering i smoltifiseringsperioden, ingen drift ellers i året) anbefales ikke dersom en skal sikre produksjonsområdene nedstrøms utløpet av Myster kraftverk. Dette begrunnes med at forsurende episoder synes å kunne opptre til alle årstider i elva (SFT 1995), og at dette vil kunne ha skadevirkninger på næringsdyr, samt fisken som lever der.

Kalkbehov og kostnader

Basert på titreringskurver for vassdraget (avs. 3.3.3) og antatt midlere tilsig (BKK) er det beregnet et årlig kalkforbruk på 950 tonn i dosereren ovenfor Nesevatn (tabell 8). Dersom en regner at flomvannføringen i området kan være opptil 20 ganger middelvannføringen, bør anlegget ha en doseringskapasitet på 2,7 tonn/time eller 60 tonn/døgn. Med denne doseringshastigheten vil det være praktisk med en lagerkapasitet i anlegget på omlag 80-100 tonn. Engangsutgiftene til innkjøp og etablering av doseringsutstyr vil kunne beløpe seg til omlag 1,3 mill. dersom det velges en pH-styrt doserer (tabell 9). De årlige utgiftene til innkjøp av kalk og drift/service av doseringsanleggene vil gjennomsnittlig utgjøre i underkant av 0,8 mill. kr.

Tabell 8. Kalkbehov i doseringsanlegget ovenfor Nesevatn

		<i>Kommentar</i>
Vannmengde (mill. m ³ /år)	570	(NVE, Regine)
Årlig kalkbehov (tonn kalksteinsmel)	950	(se avsn. 3.3.3 og 6.5.3)
Kalkdose ved anlegg (g kalk/m ³)	2,4 / 1,6	(smolt.periode / ellers i året)
Maks. doseringskap. (tonn/time)	2,7	(antatt 20 x middelvannføring)
Lagerkap. silo i ett døgn (tonn)	60	

Tabell 9. Anslåtte kostnader til kalk, samt innkjøp, oppføring og drift av doseringsanlegg ovenfor Nesevatn (inkl. mva.). Tallene er oppgitt i 1000 kr.

Utgiftspost	Merknad	Doserer ovenfor Nesevatn
Doseringsanlegg, innkjøp	80-100 tonns pH-styrt anlegg	1.200
Vegframføring	1000 kr/m	
Strømtilførsel	100 kr/m	
Telefon	100 kr/m	
Fundamentering	anslag	100
Investeringer, 1. år		1.300
Kalk	Kalkpris (600 kr/tonn)	570
Serviceavtale etc.	anslag	200
Årlige driftskostnader		770

4.4. Kalking av Ekso nedenfor Nesevatn.

Plassering av doseringsanlegg, styringsprinsipp

Dersom en forutsetter at doseringsanlegget ved innløpet av Sjørdalselva avsyrer alt vann som går i overløp fra Nesevatn, er det tilstrekkelig at det nederste doseringsanlegget avsyrer tilrenningen fra lokalfeltet mellom utløpet av Nesevatn og sjøen (ca 48 km²). Dette inkluderer delfelt 2 og 3, samt det uregulerte arealet innenfor delfelt 1 (vedlegg 7.1).

Doseringsanlegget foreslås plassert på strekningen Langhølen - Eikemo. Høyere oppe i elva kan det i perioder bli for lite vann til at det kan oppnås akseptabel kalkoppløsning. Plasseres anlegget lenger ned enn ved Eikemo, vil avstanden til den lakseførende strekningen bli såpass kort at det kan oppstå ustabil vannkvalitet i den øverste delen av målområdet.

I og med at doseringsanlegget kun skal avsyre avrenning fra restfeltet nedstrøms Nesevatn, må det korrigeres for eventuelle overløp fra Nesevatn. Dette kan gjøres på flere måter:

- a) Styre doseringsanlegget etter vannføring i ett eller to nærliggende sidevassdrag og skalere opp til hele restfeltet.
- b) Styre etter vannføringen ved doseringsanlegget fratrukket eventuelle overløp fra Nesevatn. Dette krever automatisk vannføringsmåling, både i sidebekk og i hovedelv.
- c) Styre doseringsanlegget etter pH og vannføring i nedre del av den lakseførende strekningen. Dette krever automatisk signaloverføring.

Løsning a) vil her trolig være den enkleste og billigste i og med at en kan greie seg med et forholdsvis enkelt anlegg, uten signaloverføringer fra andre deler av vassdraget. Dette alternativet er imidlertid avhengig av at en finner en sidebekk som er representativ for vannføringen i hele restfeltet. De to andre løsningene vil kreve noe større investeringskostnader, men en vil stå friere ved valg av lokalitet (ikke avhengig av sidebekk i nærheten).

I første omgang foreslås det et doseringsanlegg som styres etter prinsipp a) ovenfor. Sidebekken eller sidebekkene det skal styres etter må være av en viss størrelse, slik at de ikke går tørre vesentlig før andre sidebækker i restfeltet. På strekningen Langhølen - Eikemo peker det seg dermed ut tre aktuelle plasseringsalternativer for en doserer:

- ved Tverrdalsbekken
- ved Skredbekken
- ved Selsteinelva

Spesielt ved de to øverste lokalitetene, Tverrdalsbekken og Skredbekken, kan det i perioder være svært lite vann i elva, noe som er ugunstig i forhold til kalkoppløsning. Alle lokalitetene er egnet mht. tilgjengelighet fra vei. Ved utløpet av Skredbekken, som er den minste av bekkene, er det relativt god turbulens i vannet, slik at betingelsene for kalkoppløsning vil være gode. Lokaliteten ligger like ved måledammen for minstevannføring (Langhølen). Selsteinelva, som er den største av de tre sidebekkene, renner ut i Ekso like nedenfor Skredbekken. Lokaliteten vil være gunstig i forhold til plassering av et doseringsanlegg, men området like nedstrøms er et populært rekreasjonsområde, hvor det vil være negativt med f.eks. blakket vann på badeplassene.

Av hensyn til det ovenstående foreslås doseringsanlegget plassert enten ved utløpet av Tverrdalsbekken eller ved utløpet av Skredbekken (figur 12 og 18). Dersom lokaliteten ved Tverrdalsbekken er lite egnet for plassering av et anlegg, kan dosereren legges til Skredbekken med vannføringsstyring fra Tverrdalsbekken. Det foreslås et tradisjonelt vannføringsstyrt anlegg, og for senere å ha mulighet til evt. å endre styringen av utdoseringen foreslås det elektrisk drevet. Lokaliteten ligger omlag 4 km ovenfor lakseførende strekning, og av det 48 km² store nedbørfeltet som skal avsyres ligger 25 km² nedstrøms det planlagte anlegget. Dette gir en overdoseringsfaktor på 2,1 ved anlegget hvis kalken doseres til hovedelva.

Kalkbehov og kostnader

Basert på titreringskurver for vassdraget (avs. 3.3.3), samt normal avrenning i området (NVE 1994) er det beregnet et årlig kalkforbruk på 330 tonn i dosereren ved Skredbekken (tabell 10). Dersom en regner at flomvannføringen i området kan være opptil 20 ganger middelvannføringen, bør anlegget ha en doseringskapasitet på 1,0 tonn/time eller 20 tonn/døgn. Med denne doseringshastigheten vil det være praktisk med en lagerkapasitet i anlegget på omlag 40-50 tonn. Engangsutgiftene til innkjøp og etablering av doseringsutstyr vil kunne beløpe seg til omlag 0,8 dersom det velges et standard elektrisk drevet anlegg (tabell 11). De årlige utgiftene til innkjøp av kalk og drift/service av doseringsanleggene vil gjennomsnittlig utgjøre omlag 0,3 mill. kr.

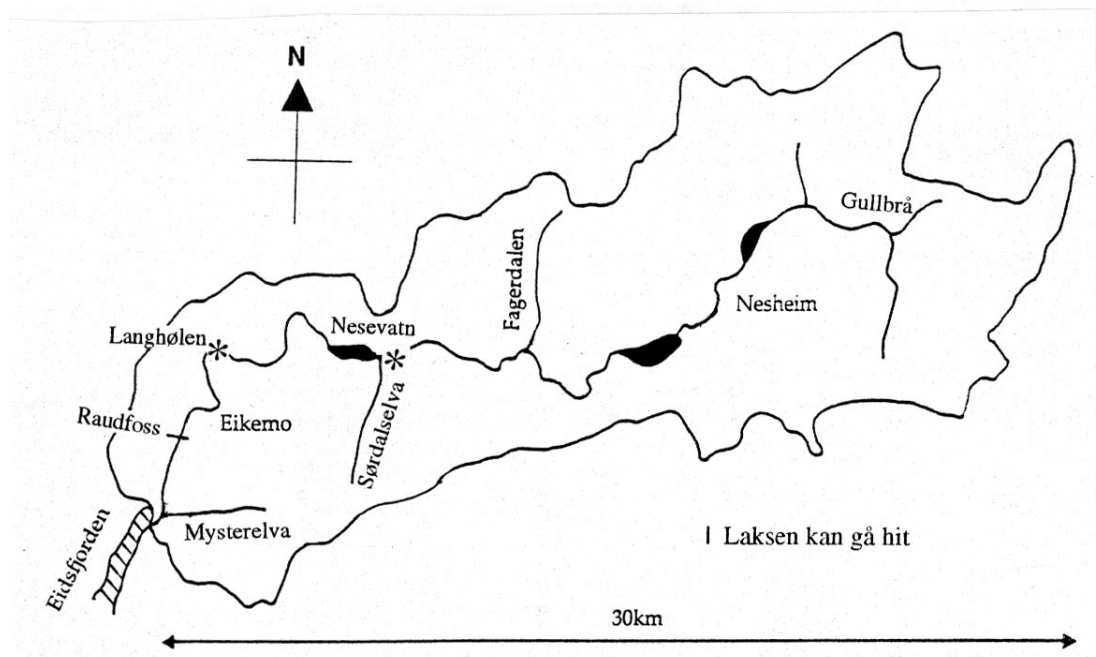
Tabell 10. Kalkbehov i doseringsanlegg i det uregulerte restfeltet.

		<i>Kommentar</i>
Vannmengde (mill. m ³ /år)	118	<i>(NVE, Regine)</i>
Årlig kalkbehov (tonn kalksteinsmel)	330	<i>(se avsn. 3.3.3 og 6.5.3)</i>
Kalkdose ved anlegg (g kalk/m ³)	7,5 / 5,1*	<i>(smolt.periode / ellers i året)</i>
Maks. doseringskap. (tonn/time)	1,0	<i>(antatt 20 x middelvannføring)</i>
Lagerkap. silo i ett døgn (tonn)	20	

* Dersom det ikke går overløp fra Nesevatn.

Tabell 11. Anslåtte kostnader til kalk, samt innkjøp, oppføring og drift av doseringsanlegg i det uregulerte restfeltet (inkl. mva.). Tallene er oppgitt i 1000 kr.

Utgiftspost	Merknad	Doserer ovenfor Nesevatn
Doseringsanlegg, innkjøp	40-50 tonns elektrisk anlegg	700
Vegframføring	1000 kr/m	
Strømtilførsel	100 kr/m	
Telefon	100 kr/m	
Fundamentering	anslag	100
Investeringer, 1. år		800
Kalk	Kalkpris (600 kr/tonn)	200
Serviceavtale etc.	anslag	100
Årlige driftskostnader		300



Figur 18. Forslag til plassering av kalkdoseringsanlegg i Ekso. Anleggene er markert med symbolet *

4.5. Kalking av innsjøer i utvalgte nedbørfelter

Kalking av innsjøer kan i mange laksevassdrag være et verdifullt supplement til doserer-kalking. Innsjøkalking i Eksingedalsvassdraget er et hovedtema i en kalkingsplan som Rådgivende biologer har utarbeidet for Vaksdal kommune (Johnsen *et al.* 1996). Når det gjelder valg av egnede lokaliteter for kalking vises det til denne.

I dagens nedbørfelt til Ekso er det ingen større innsjøer ($> 1 \text{ km}^2$) som egner seg til kalking som et ledd i en kalkingsstrategi for hovedelva. Med andre ord vil ikke innsjøkalking i særlig grad bidra til at en kan spare kalk ved de foreslåtte doseringsanleggene. Det kan likevel være aktuelt å kalke enkelte vann hvor det knytter seg interesse til selve innsjølokaliteten. Kalkingen vil i alle tilfeller dra i riktig retning i forhold til å avsyre sure tilførsler fra nedbørfeltet.

Av litt større innsjøer som kan være aktuelt å kalke er:

- Saudalsvatn (Leiro) (delfelt 1, s. 63)
- Tuftavatn (Sjørdalselva) (delfelt 4)
- Vardavatn (Fagerdalen) (delfelt 7)
- Trollavatn (Fagerdalen - Fjellangerdalen) (delfelt 7)

I denne planen vil vi se litt nærmere på mulighetene for innsjøkalking i Leiro (delfelt 1). Størstedelen av dette sidevassdraget føres i dag gjennom Myster kraftverk, sammen med vann fra Nesevatn. Vannføringen i kraftverket vil praktisk talt alltid være en blanding av vann fra disse to kildene (I. Midttun, BKK, pers. medd.). Det er derfor liten fare for at surt, ukalket vann fra Leiro skal kunne dominere vannkvaliteten ut av kraftverket. Som en ekstra trygghet ville det imidlertid ha vært en fordel om mest mulig av Leiro var kalket, både med tanke på utløpet av kraftverket og utløpet av Mysterelva i Ekso.

Mulighetene for kalking i Leiro er imidlertid svært begrenset i og med at feltet kun inneholder to innsjøer av en viss størrelse. Doserer-kalking er ikke aktuelt pga. manglende veiforbindelse. De to omtalte innsjøene er Leirovatn, som ligger helt nede ved kraftverksinnstaket, og Saudalsvatn, som ligger øverst oppe i Leiro.

Leirovatn har et overflateareal på ca. $0,12 \text{ km}^2$ og et nedbørfelt på $11,1 \text{ km}^2$. Normal avrenning til innsjøen er $31,9 \text{ mill m}^3/\text{år}$ (NVE 1995b). Det store tilsiget medfører trolig så rask vanngjennomstrømning at innsjøen vil egne seg dårlig til kalking. Kalkingshåndboka anbefaler en oppholdstid for vannet på minst 0,1 år før vannkvaliteten i innsjøen kan holdes akseptabel med kalking to ganger årlig (DN 1990). For å fylle dette kravet må innsjøen ha et middeldyp på minst 25 meter, noe som anses som lite sannsynlig tatt i betraktning innsjøens størrelse og topografien omkring.

Saudalsvatn, som ligger helt øverst i Leiro, egner seg sannsynligvis for kalking. Innsjøen har et overflateareal på ca. $0,15 \text{ km}^2$ og et nedbørfelt på $1,65 \text{ km}^2$. Normalt tilsig til innsjøen er beregnet til $4,75 \text{ mill. m}^3/\text{år}$ (NVE 1995b). Dersom en antar at innsjøen har et middeldyp på 10 meter, vil oppholdstiden for vannet være like i overkant av 0,3 år. I

DNs kalkingshåndbok er dette brukt som en grense for at vannkvaliteten kan holdes akseptabel med kalking en gang årlig.

Målinger foretatt av Rådgivende biologer viser at innsjøen hadde en pH-verdi på 5,4 høsten 1994 (Johnsen *et al.* 1996). Det foreslås dermed benyttet en kalkdose på 2,5 - 3 g CaCO₃/m³ ved kalking (DN 1990). Dette bør gi en pH på 6,0-6,5 i innsjøen, samtidig som det gis litt ekstra buffer til bekken nedenfor. Dersom en benytter en kalktype med 90% CaCO₃ og som løses 60%, vil det være behov for omlag 28-33 tonn kalk det første året og deretter 22-26 tonn årlig som vedlikeholdskalking.

Inkludert spredning med helikopter er det anslått en kalkingskostnad på kr. 48.000 - 56.000,- det første året og deretter kr. 37.000 - 44.000,- årlig. Dette er basert på en grunnpris på kr. 1250,- pr. tonn kalk og et kilometertillegg på kr. 100,- pr. tonn (E. Enge, Fylkesmannen i Rogaland, pers. medd.). Beste utflyvningsalternativ er trolig Mysterygrenda, som ligger ca. 4,5 km unna.

4.6. Samlet kalkbehov med kostnader

Kalking av Ekso med to doserere som foreslått (figur 18) vil innebære samlede investeringskostnader på anslagsvis 2,1 mill. kr. De årlige utgiftene til kalk og serviceavtaler for de to anleggene vil kunne beløpe seg til i underkant av 1,1 mill. kr. i et år med normal avrenning. Det er da ikke medregnet kostnader knyttet til innsjøkalking jfr. avsn 4.5, og eventuelle besparelser dette vil medføre i kalkingsanleggene.

4.7. Prognoser for framtidig kalkbehov basert på tålegrenseoverskridelser.

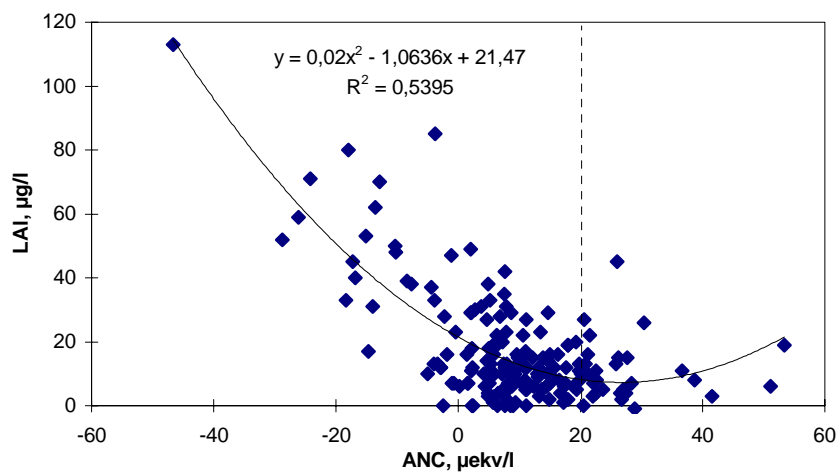
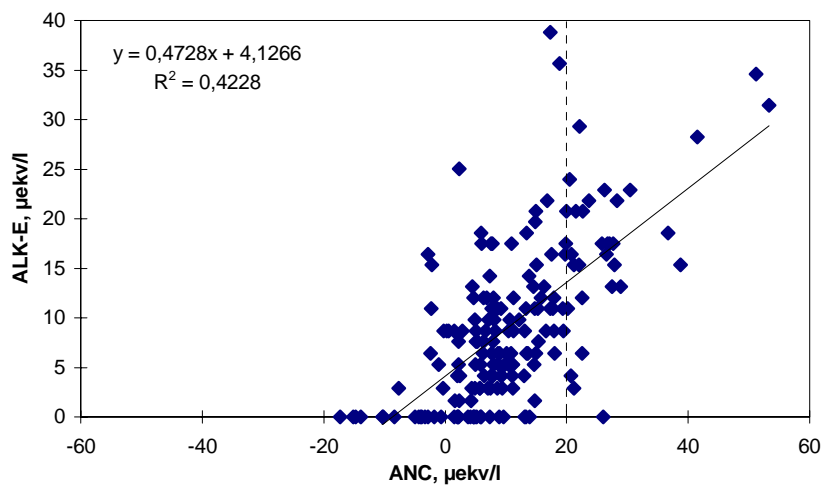
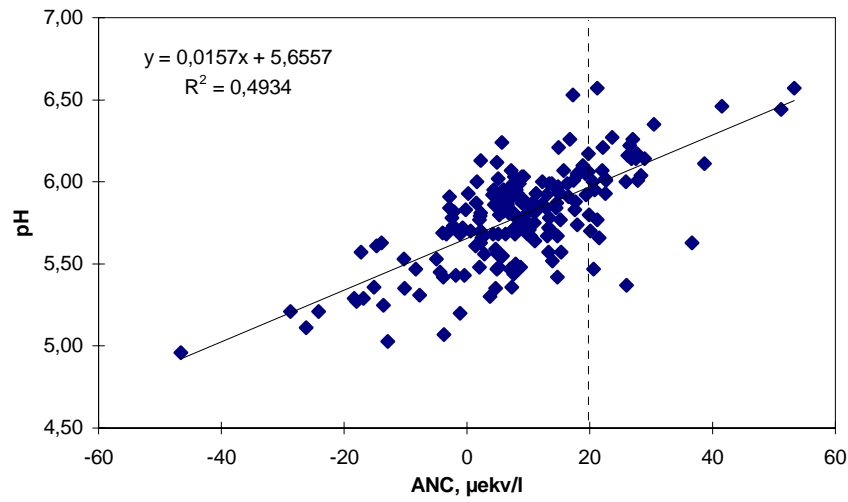
På bakgrunn av de tålegrenseoverskridelser som er beregnet i kapittel 3.4, kan det beregnes kalkbehov for de enkelte delfeltene i vassdraget. Metoden for tilknytning til vassdragsregisteret REGINE og beregning av kalkbehov er beskrevet i Hindar og Henriksen (1995). I tillegg til å avsyre tålegrenseoverskridelsen (til ANC 20 $\mu\text{ekv/l}$) er det beregnet et ytterligere kalkbehov for å gi vannet en viss alkalitet. Alkalitetstilskuddet er beregnet ved hjelp av en empirisk metode basert på overvåkningsdataene fra Mysterøyri (figur 19). Ved å plote ANC mot hhv. pH, alkalitet og labilt aluminium er det anslått at et gjennomsnittlig alkalitetstilskudd på 10 $\mu\text{ekv/l}$ vil gi en gjennomsnittlig pH omkring 6,3 og akseptable aluminiumkonsentrasjoner i elva.

Basert på tålegrenseoverskridelsene i 1985, 1990 og 2010 er det beregnet et teoretisk kalkbehov for Ekso på hhv. 1360, 1330 og 530 tonn (tabell 12). Dersom en regner en tonnpris på kr. 600,- vil de årlige kalkkostnadene kunne bli hhv. 0,82, 0,80 og 0,32 mill. kr. Forventet kalkbehov i hvert delfelt er framstilt i figur 20. Det må her presiseres at beregningsmetoden som er benyttet ikke sier noe om når den forventede vannkvalitetsforbedringen vil oppnås. Dette er avhengig av tiden det tar for nedbørfeltene å “hente seg inn igjen” etter at syretilførslene er redusert (se mer om dette i avsn. 3.4.1.). På basis av registrert vannkvalitetsutvikling i vassdragene er det antatt at tålegrenseoverskridelsen for 1990 gir det mest realistiske kalkbehovet i dagens situasjon.

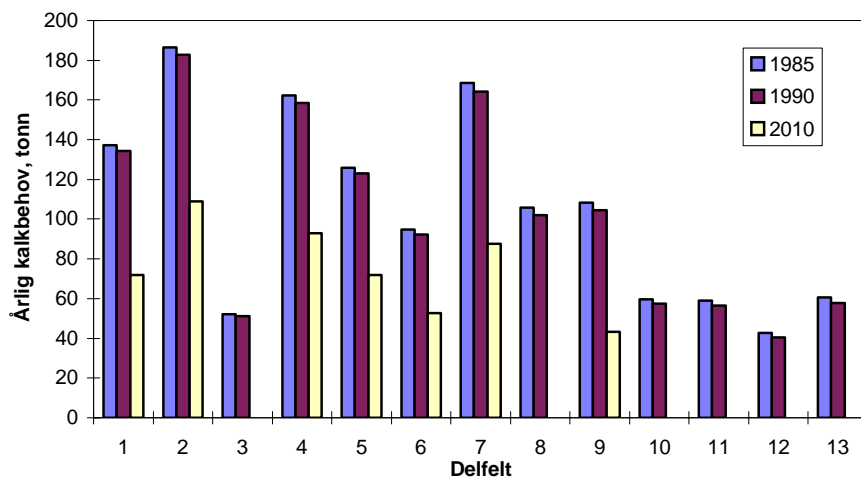
Tabell 12. Prognose for framtidig kalkbehov og kostnader i Ekso basert på naturens tålegrenser. Se tekst for utgreiing av forbehold og forutsetninger.

	1985	1990	2010
Årlig kalkbehov (tonn)	1364	1326	529
Årlige kostnader (mill. kr.)	0,82	0,8	0,32

I området nedenfor Nesevatn vil det i følge prognosen fortsatt være et relativt stort kalkbehov i 2010. Et doseringsanlegg her vil derfor ikke bli overflødig innenfor den tidsperioden det her er snakk om. Når det gjelder det foreslåtte doseringsanlegget ovenfor Nesevatn er forholdene mer usikre når en kommer så langt fram som til 2010. I følge prognosen vil det i 2010 fortsatt være et klart avsyringsbehov i feltene 4-7, samt 9. Usikkerheten ligger i hvorvidt de øverste feltene, uten tålegrenseoverskridelser i 2010, evner å produsere tilstrekkelig buffer (alkalitet) til å nøytralisere de sure tilførslene nedstrøms - også under forsureningsepisoder. Dette spørsmålet må trolig vurderes fortløpende på bakgrunn av vannkjemisk oppfølging i vassdraget. Vannkvalitetsforholdene i dag tilsier i alle tilfeller at det er behov for to kalkdoserere i vassdraget for å nøytralisere tilrenningen ovenfor og nedenfor Nesevatn.



Figur 19. Forhold mellom ANC og pH, alkalitet og labilt aluminium ved overvåkingsstasjonen ved Mystrøyri (SFT 1995).



Figur 20. Prognose for framtidig kalkbehov i ulike delfelter av Ekso basert på naturens tålegrenser. Evt. alkalitetstilskudd fra nedbørfelter uten tålegrenseoverskridelser i 2010 er ikke tatt med i beregningene. Se tekst for utgreiing av øvrige forbehold og forutsetninger. Lokalisering av de ulike delfeltene er vist i kapittel 7.

4.7. Anbefalinger

Ekso anbefales kalket ved hjelp av to kalkdoserere. Den øverste foreslås plassert like oppstrøms Nesevatn, ved utløpet av Sjørdalselva. Anlegget foreslås styrt etter vannføring og pH oppstrøms, for å unngå unødig overdosering i perioder med god vannkvalitet. Denne styringsmetoden anbefales framfor sesongkjøring (f.eks. kalking kun i smoltifiseringsperioden), som vil gi dårlig beskyttelse mot eventuelle forsuringsepisoder som måtte forekomme utenom kalkingsperioden.

Det andre anlegget foreslås plassert enten ved utløpet av Tverrdalsbekken eller ved utløpet av Skredbekken. Hensikten med dette er å styre kalkdoseringen etter vannføringen i det lokale restfeltet nedstrøms Nesevatn. Dersom lokaliteten ved Tverrdalsbekken er lite egnet for plassering av et anlegg, kan dosereren legges til Skredbekken med vannføringsstyring fra Tverrdalsbekken. Det anbefales et elektrisk drevet anlegg, for senere å kunne stå friere til evt. å endre styringsprinsippene for kalkdoseringen.

Driftsavbrudd eller forstyrrelser ved doseringsanlegget vil kunne ha alvorlige konsekvenser for laksebestanden i elva dersom dette oppstår i perioder med mye nedbør eller snøsmelting i de høyereliggende delene av nedbørfeltet. Dette gjelder spesielt ved den nederste dosereren, som ligger like ovenfor den lakseførende strekningen (målområdet). Av hensyn til dette bør det sørges for god driftskontroll og klare drifts- og serviceavtaler med leverandøren av kalkdoseringsanleggene.

For å tilpasse kalkforbruket i anleggene til vassdragets avsyringsbehov og dessuten kontrollere kalkingsstrategien, er det viktig med en nøye oppfølging av kalkforbruk og

vannkvalitet i ulike deler av vassdraget den første tiden etter at kalkingstiltakene er igangsatt.

5. REFERANSER

- BKK 1981. Myster kraftverk. Informasjonsbrosjyre utgitt i forbindelse med søknad om tillatelse til utbygging. Bergenshalvøens kommunale kraftselskap, 12 s.
- BKK 1995. Oversikt over regulerte felter i Eksingedalsvassdraget (kopierte ark). Bergenshalvøens kommunale kraftselskap, 2 s.
- Brandrud, T.E., Mjelde, M. og Lindstrøm, E.A. 1992. Tilgroing med vannvegetasjon i terskelbasseng i Eksingedalselva, Hallingdalselva og Skjoma. Omfang, årsaker og tiltak. NIVA-rapport 2826, 74 s.
- DN 1990. Håndbok i kalking av surt vann. 2. utgave. Direktoratet for naturforvaltning. DN-håndbok nr. 1, 52 s.
- DNMI 1995. Nedbørhøyder fra meteorologisk stasjon Eksingedal, 1991-1994, samt normalperioden 1961-1990. Det norske meteorologiske institutt, Oslo.
- Fjellheim, A., Karlsen, L.R. og Raddum, G.G. 1987. Bunndyrfaunaen i Eksingedalselva ved Ekse. En sammenligning av forholdene 3 og 11 år etter terskelbygging. Terskelprosjektet / biotopjusteringsprosjektet, rapport 27, NVE-vassdragsdirektoratet.
- Henriksen, A., Lien, L. og Traaen, T. 1990. Tålegrenser for overflatevann - Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. NIVA-rapport nr. 2431, 49 s.
- Hindar, A. m.fl. (1996). Vannkjemiske undersøkelser av forsuringsutsatte vassdrag på Vestlandet. Rapport under utarbeidelse.
- Hindar, A. og Henriksen, A. 1995. Kalkingsstrategier for Tovdalsvassdraget basert på nåværende og framtidige overskridelser av naturens tålegrenser for sterk syre. NIVA-rapport 3211, 42 s.
- Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K. og Lien, L. 1993. Betydningen av sjøsaltanriket nedbør i vassdrag og mindre nedbørfelt. Forsuring og fiskedød etter sjøsaltepisoden i januar 1993. NIVA-rapport 2917, 42 s.
- Johnsen, G.H., Kålås, S. og Bjørklund, A.E. 1996. Kalkingsplan for Vaksdal kommune 1995. Rådgivende biologer. Rapport under utarbeidelse.
- Johnsen, G.H. 1996. Resultatrapportering fra undersøkelsene i Eksingedalsvassdraget i 1995. Rådgivende biologer. Rapport nr. 216.
- Kroglund, F., Staurnes, M. og Kvellestad, A. 1994. Vannkvalitetskriterier for laks. Kalking av Vikedalselva, s. 208-223. I: Kalking i vann og vassdrag 1992. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1992. DN-notat 1994-2.
- Lien, L., Henriksen, A., Raddum, G.G. og Fjellheim, A. 1989. Tålegrenser for overflatevann - fisk og evertebrater. Foreløpige vurderinger og videre planer. NIVA-rapport nr. 2373, 32 s.
- Lien, L., Raddum, G.G. og Fjellheim, A. 1992. Critical loads of acidity to freshwater fish and invertebrates. Naturens tålegrenser, fagrapport nr. 23, NIVA-Oslo, 36 s.

- NVE 1995a. Vannføring NVE-stasjonene Brakestad 1978-1979 og Nese 1987-1990. Norges vassdrags- og energiverk, hydrologisk avdeling, Oslo.
- NVE 1995b. Hydrologisk kart for Eksingedalsvassdraget. Norges vassdrags- og energiverk, hydrologisk avdeling, Oslo.
- Raddum, G.G. og Fjellheim, A. 1995. Artificial deposition of eggs of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a regulated Norwegian river: Hatching, dispersal and growth of the fry. Regulated Rivers, Research and Management, vol. 10, 169-180.
- Reuss, J.O., Cosby, B.J. og Wright, R.F. (1987). Chemical processes governing soil and water acidification. Nature 329; 27-32.
- Rosseland, B.O. and Hindar, A. 1991. Mixing zones - a fishery management problem? Pages 161-172. In: International lake and watershed liming practices (Olem, H., Schreiber, R.K., Brocksen, R.W. and Porcella, D.B., eds.). Terrene Inst., Washington, DC.
- Rosseland, B.O., Blakar, I.A., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D., Salbu, B., Staurnes, M. and Vogt, R. 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. Environ. Pollut. 78: 3-8.
- SFT 1995. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1994. Statens forurensningstilsyn, Rapport 628/95, 282 s.
- Staurnes, M., Kroglund, F. og Rosseland, B.O. 1995. Water quality requirement of atlantic salmon (*Salmo salar*) in water undergoing acidification or liming in Norway. Water, Air, and Soil Pollut. vol.85, no.2, 347-352.
- Vasshaug, Ø. og Grøndahl, H. 1990. Overvåking av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Hordaland fylke i 1989. Fylkesmannen i Hordaland, miljøvern avdelingen, rapport nr. 3 / 90, s. 62-63.
- Walseng, B., Raddum, G.G. og Kroglund, F. 1995. Kalking i Norge. Invertebrater. Utredning for Direktoratet for naturforvaltning (DN) nr. 1995-6, 65 s.
- Wright, R.F., Lotse, E. og Semb, A. (1993). RAIN-project: Results after 8 years og experimentally reduced acid deposition to a whole catchment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50; 27-32.

6. VEDLEGG. Kalking - faglig bakgrunnsmateriale.

6.1. Innledning.

Denne fagdelen er utarbeidet som et supplement til kalkingsplaner for å utdype en del av de usikkerheter som er forbundet med planene og for å redegjøre for noe av den nye kunnskapen vi gjør bruk av. Usikkerhet om hvilke vannkvalitetskriterier som gjelder for laksens ulike livsstadier og spesielt i de "tynne" vannkvalitetene på Sørvest- og Vestlandet kan føre til at de anbefalinger som gis her kan endres. Økte kunnskaper om effekter ved kalking i terreng vil kunne endre både holdning til tiltaket (i både positiv og negativ retning) og dermed slike tiltaks plass i en total kalkingsstrategi.

En del av stoffet er supplert med referanser, mens andre deler er skrevet uten samme vekt på referanser. Teksten kan derfor synes noe ubalansert, men få referanser betyr enten at det ikke finnes så mye arbeid på området eller at teksten har en mere generell karakter, basert på erfaringer.

6.2. Vannkvalitetskrav og kalkingsstrategier for laks.

Forsuring er en av en rekke trusler de gjenlevende laksebestandene er stilt overfor. Fram til 1977 var surhetsgraden (pH) og ioneinnholdet i vannet antatt å være de to viktigste faktorer som bestemte effektene av surt vann på fisk (Leivestad m.fl. 1976). Først i 1977 ble aluminiumets (Al) betydning for giftigheten kjent (Schofield 1977, Dickson 1978), og i 1980, at det er de uorganiske Al-forbindelsene (Driscoll m.fl. 1980) som er giftige. I 1989 ble det oppdaget at "ustabile" former av uorganisk aluminium var spesielt giftige for fisk (Rosseland m.fl. 1992).

På tross av en økende kjennskap til forsuringens skader på fisk, hadde man fram til 1990 kun vage forestillinger om hvor "sur" en vannkvalitet kunne være uten at den skadet laksen. Man visste at laks var den minst tolerante av våre fiskearter (Grande m.fl. 1978, Rosseland og Skogheim 1987) og at smoltstadiet var det mest følsomme stadiet (Rosseland og Skogheim 1982, 1984), men det var ikke fastslått noen kritisk kjemisk vannkvalitet slik som for innlandsfisk (Lien m.fl. 1992). Det innebærer at man ikke hadde fastslått noen kritisk konsentrasjonsgrense for H^+ og Al, ei heller hvordan denne grensen blir modifisert av kalsium, ionestyrke og temperatur. Kunnskapen om forsuringsskader på laks var for det meste fremskaffet fra kronisk sure sørlandselver, ikke fra ionesvake vestlandsvassdrag i tidlig forsuringssfase. Forskingen var i hovedsak rettet mot ferskvannsstadiet til fisken, og man visste lite om at sjøvannsegenskapene ble skadet som følge av forsuringen. I dag vet man at selv lave aluminiumskonsentrasjoner skader smoltens sjøvannstoleranse (Kroglund og Staurnes 1993, Kroglund m.fl. 1994b, Staurnes m.fl. 1993).

6.2.1. Vannkvalitetskrav

Fiskeskader

Dødelighet, redusert bestandsstørrelse eller fravær av fisk ble og er ofte benyttet som kriterium for skade, f.eks. ved forsuring. Kjennskap til artenes økologiske krav, fysiologi og adferd gjør det mulig å fastslå sannsynlighet for skader på fiskebestander på et vesentlig

lavere skade-nivå (Exley og Phillips 1988, Rosseland og Staurnes 1994). Dersom skade på individer kan oppdages tilstrekkelig tidlig, kan ulike tiltak (kalking) forhindre eller redusere endringer på populasjonsnivå. Ved bruk av indikatorskader på individnivå kan sannsynligheten for skade på fiskebestander fastsettes før vesentlig endring i økosystemet har inntruffet.

Skade bestemmes av konsentrasjon, eksponeringstid, temperatur, fiskens fysiologiske stadium og adferd. Ikke alle forhold kan holdes konstante i forsøk, og er det heller ikke i naturen. Ulike forsøk vil ha forskjeller i forsøksoppsett, gjennomføring og eksponering. Vurdering av skadeomfang er også avhengig av hvilke parametre som er undersøkt. Nøyaktige grenser vil derfor ikke kunne fastsettes for vannkvalitet.

På grunnlag av kjennskap til effekt av skader på individnivå og populasjonsnivå vil akseptabelt skadenivå kunne sannsynliggjøres. Akseptabel skade må vurderes for hele livsløpet til fisken, og da særlig i forbindelse med endringer i habitat, f.eks. ved utvandring til sjøvann som smolt eller ved tilbakevandring som tert eller gytefisk. Likeledes må det fastsettes i hvilken grad fisken kan restitueres etter skade dersom årsaken (giftig eller utilfredsstillende vannkvalitet) opphører. Det foreligger pr. nå ingen definisjon av "akseptabel skade", hverken for vill- eller for oppdrettsfisk.

Skader kan defineres på et økologisk (populasjon), fysiologisk (individ) eller patologisk (cellulært) nivå og kan også påvirke fiskens atferd (Rosseland og Staurnes 1994). Avhengig av hva som benyttes som kriterium for skade; dødelighet eller skader på enzym; skader på hormon- eller vevsnivå, kan derfor samme fisk bli definert som både skadd og uskadd avhengig av definisjon. Tidligere ble kun dødelighet, evt. reduksjon i blodplasmaklorid benyttet til å evaluere status. I dag vet vi at f.eks. Al skader alle utviklingsstadier fra egg til kjønnsmoden fisk, skader gjellene, hemmer oksygenopptak, skader saltreguleringsenzymet Na-K-ATPase, skader saltreguleringsevnen i sjøvann m.m. Det finnes en rekke referanser knyttet til denne kunnskapen, men vi velger å referere til avsnitt "3.4 Fiskens fysiologi og adferd" i utredningen: "Forsuring i Norge" (Kroglund m.fl. 1994a). Skader som tidligere ville blitt bagatellisert får i dag stor oppmerksomhet. Det foreligger derimot lite kunnskap om restitueringshastigheter etter skade.

Ulike livsstadier til laks har ulik toleranse for surt vann. Man ble tidlig oppmerksom på at smoltstadiet er det mest følsomme stadiet med hensyn til surt vann (se f.eks. Rosseland og Skogheim 1982), målt som endring i blodkjemi og dødelighet. Dette er bekreftet både gjennom observasjoner på villfiskebestander i elver, og i forsøk med kontrollert vannkvalitet. Plommeseckyngel er likeledes følsom for surt vann, mens yngel (parr) er relativt tolerant (Rosseland og Skogheim 1984). Vannkvaliteter som skader sjøvannstoleransen til smolt trenger ikke påvirke overlevelsen til parr (Kroglund m.fl. 1994b). Det er derfor mulig å opprettholde en tilnærmet normal yngelproduksjon (tetthet) under forsuringsfasen, mens det kan registreres stor reduksjon i antall tilbakevandrende voksen laks på grunn av stor smoltdødelighet etter utvandring til sjøvann. Etterhvert vil redusert antall gytefisk også gjenspeiles i lavere yngeltetthet.

På tross av at parr og plommeseekkyngel er mer tolerante enn smolt, har disse stadiene ikke blitt undersøkt like detaljert som smolt. Deres toleranse kan derfor også være betydelig overdrevet. Leivestad m.fl. (1987) påviste redusert vekst hos yngel i forsøk dersom pH ikke ble hevet til over pH 6.3. Lacroix et al (1993) påviste akutte gjelleskader på 0.3 g lakseunger som ble eksponert for moderat surt vann med lave aluminiumsverdier, dog ble det ikke registrert dødelighet over en 14 dagers periode. På dette grunnlag bør pH kanskje være høy hele året, men grunnlaget for en slik konklusjon er neppe godt nok.

Fisk som har vært utsatt for skadelig vannkvalitet vil "komme seg" dersom skaden ikke har vært for stor, og hvis vannkvaliteten forbedres. Aluminium avsatt på gjeller fjernes relativt raskt (Lacroix m.fl. 1993), mens skadene på vevsnivå leges vesentlig saktere. Det er antydning en "legingshastighet" på 2 uker ved 10 grader vanntemperatur. Ved lavere vanntemperatur vil reparasjonene gå vesentlig tregere. Når man vet at selv meget korte episoder, ned til 10 minutter, med surt Al-holdig vann kan skade gjellevevet, kan faren for å være i en permanent "legingsprosess" være stor.

Blandsoner

Aluminium i surt vann går fra enkle lavmolekylære former til høymolekylære komplekser etter at vannet blandes med vann av høyere pH (Rosseland m.fl. 1992, Kroglund m.fl. 1993a, Lydersen m.fl. 1995). I den første blandingsfasen har det vist seg at fisk kan skades selv om pH er høy (>6.3). Dette skyldes at Al i en viss periode er i ulikevekt og derfor er ekstra giftig for fisk. Endringen fra lav- til høymolekylære Al-former er både pH- og temperaturavhengig (Lydersen m.fl. 1990, Lydersen 1990). Reaksjonshastigheten vil være treg ved lave temperaturer og rask ved høye temperaturer. Aluminium i blandsoner kan i verste fall drepe fisk iløpet av få timer, men selv kortvarig eksponering skader viktige kroppsfunksjoner og vev.

Giftigheten av blandsonen avtar med tid. Varigheten av "blandsoneskjemien" er ikke fastlagt, men det er påvist skader på fisk holdt i vann som er 15 minutter gammelt (alder på blandingen). Dersom dette hadde vært i en elv, ville området med giftig vann fått en lang utstrekning, avhengig av vannhastigheten. Det er derfor grunn til å tro at blandsoner vil skade fiskebestandene i elver hvis fisken ikke kan unnvike området. Faren for skadelige blandsoner for smolt vil være størst om våren, både fordi vanntemperaturen er lav og fordi fisken er i et svært sårbart livsstadium. Det er ikke registrert at fisk har unnvikelsesadferd for blandsoner.

Vannkvalitetskrav - surt vann

Det er påvist at selv meget lave aluminiumsverdier (ned mot deteksjonsgrensen på 10 µg/L) skader laksesmolt (se f.eks. Kroglund m.fl. 1994b). Skadene kan registreres ved enzymmålinger eller som svekket sjøvannstoleranse. Dødeligheten trenger ikke inntreffe før etter utvandring fra elvene, men vil kunne påvises som redusert tilbakevandring og redusert elvefangst.

Forsøk utført på Ims i perioden 1989-1994 demonstrerte klart at laksesmolt eksponert for moderat surt, aluminiumsholdig vann (pH 5.8-6.2; 10-30 µg uorganisk Al/L) tilsynelatende

kunne se "frisk" ut, men at fisken ikke lengre hadde de sjøvannskvalitetene man skal forvente av en smolt. Likeledes viste forsøk, samt prøver tatt av villfisk i Vikedalselva i 1991 og i 1992, at selv meget lave konsentrasjoner av aluminium (mindre enn 15 µg uorganisk Al/L) skader både gjellevev, kroppsfunksjoner og sjøvannsegenskapene til laksesmolt. Skader på sjøvannsegenskapene til utvandrende smolt kan være en av de første skadene med økologisk betydning i en tidlig forsøringsfase.

Redusert sjøvannstoleranse etter eksponering for aluminium skyldes blant annet inaktivering av enzymet Na-K-ATPase i gjellevev (Staurnes m.fl. 1993). Man har senere forsøkt å fastsette en nedre akseptabel økologisk grense for uorganisk aluminium. Det er til nå påvist skader både på laksesmolt i ferskvann, samt redusert sjøvannstoleranse etter 4 dagers eksponering ved 10-20 µg uorganisk Al/L og pH 6.2-6.3. Fisk eksponert til pH 6.8-6.9 og <10 µg Al/L hadde ikke skader. Registreringer utført på laksesmolt i Vosso antydte at omkring 10 µg Al/L kunne skade sjøvannstoleransen (Kroglund m.fl. 1993b). Forsøk utført på utvandrende laksesmolt viste at smolten vandrer på tross av svekket sjøvannstoleranse. Dette kan tyde på at forsuring i liten grad påvirker vandreadferd, men at smolten vil skades i sjøvann.

Upubliserte data fra Finnstad, Pethon og Kroglund viser at det er en relativt god overensstemmelse mellom skader påvist i karforsøk og skader påvist på villfisk, se også Kroglund m.fl. (1994b).

Vannkvalitetskrav - kalka vann

Et vannkvalitetsmål ved kalking er ofte et pH-mål. Siden det er en vesentlig forskjell mellom ikke-forsuret og forsuret vann pga aluminiumsinnholdet, må dette pH-målet være høyere enn det som er tilstrekkelig i en ikke-påvirket vannkvalitet. Høy pH kan i visse tilfeller (blandsoner) være utilstrekkelig, og det bør en være oppmerksom på ved planlegging av kalkingstiltak.

Resultatene fra karforsøk og villfisk-registreringer i Vikedal antydte at et kalkingsmål på pH 6.2 resulterte i en ikke-optimal vannkvalitet for smolt sammenliknet med kalking til pH 6.5, sannsynligvis på grunn av at giftig aluminium fortsatt var tilstedeværende. Forbedringen i "status" fra pH 6.2 til pH 6.5 kan også skyldes økningen i kalsiumkonsentrasjon eller i ionestyrke (Kroglund og Staurnes 1993). Ustabil aluminiumskjemi kan være en tilleggsfaktor (Rosseland m.fl.1992, Rosseland og Hindar 1991). Forbedret biologisk respons etter pH-heving fra pH 6.2 til pH 6.5 er også påvist ved bunndyrundersøkelser (Raddum upublisert).

I Sverige er det dokumentert fiskedød umiddelbart nedstrøms kalkdosering (Dickson 1979), men dette er ikke observert i Norge. Andre strategier enn direkte kalking kan være nødvendige (Henrikson og Brodin 1995, Birchall m.fl. 1989).

6.2.2. Kalkingsstrategier

Kalkingsstrategien skal gi en god nok bedring i vannkvalitet for fisk og andre ferskvannsorganismer for lavest mulig kostnad og uten for store uønskede effekter, se

f.eks. Hindar (1992a). Målet er å skape miljøbetingelser etter kalking som er mest mulig lik forholdene før forsuring. Hvis laksen gis gode nok leveforhold regner vi med at også de andre forsuringfølsomme organismene i vann får gode levevilkår. Noe dårligere vannkvalitet vil være akseptabelt for andre fiskearter.

I takt med ny kunnskap om skader og krav til smoltkvalitet, er det nødvendig å tilpasse kalkingsstrategiene. Blandsoner ble for første gang omtalt i 1990 (Rosseland og Hindar 1991), og ble for første gang tatt hensyn til ved utarbeidelsen av kalkingsplan for Kvina (Hindar 1992b). Kalkingsstrategien for Vikedalselva ble endret ved at mål-pH ble økt fra 6.2 til 6.5 i smoltfiseringsperioden fordi undersøkelser viste at det ville bedre sjøvannstoleransen hos smolt.

Den generelle regel vi fortsatt holder oss til er at laksesmolt bør ha den beste vannkvaliteten og at det bør tilsvare en pH-verdi på 6.5 i perioden 15.2-15.6. I resten av året vil pH 6.2-6.3 sannsynligvis være tilstrekkelig, men vi tror at en heller bør være nær 6.3 enn 6.2. En skulle kanskje ikke tro at det var så viktig å holde mål-pH så lav som mulig, men det skyldes at kalk er et bufferstoff og at en liten pH-økning i dette området tilsvarer relativt mye kalk og dermed mye penger. En økning i mål-pH fra 6.2 til 6.5 kan tilsvare en økning i kalkmengden på 50 % hvis utgangs-pH var 5.5.

Kalkingsstrategien må ha som mål å resultere i lavest mulig konsentrasjon av uorganisk aluminium og dessuten hindre at det skapes områder med ustabil Al-kjemi. Terrengekalking (Hindar 1994a, Hindar m.fl. 1995) bør derfor vurderes fordi konvensjonell dosererkalking ikke stanser tilførsler av aluminium til vassdragene. Aluminiumstilførsler gjennom bekker og diffuse tilførsler vil kunne skape blandsoner som det kan være vanskelig å gjøre noe med uten terrengekalking.

I Sverige har man etterhvert valgt å satse på våtmarkskalking, også i større kalkingstiltak (Henrikson og Brodin 1995), se tabell 6.1. Formålet er å skape stabil vannkvalitet og tilførsel av aluminium til vassdragene reduseres. Våtmarkskalking synes å gi bedre kalkingsresultat enn doseringskalking.

Tabell 6.1. Endring i kalkingsstrategi i Högvadsån i Sverige (etter Henrikson og Brodin 1995). Tabellen viser prosentvis fordeling på ulike kalkingsstrategier som er eller vil bli gjennomført og endringen i totale kalkmengder.

Kalkingsstrategi	1978-81	1982-86	1987-91	1992-96
Lastebil; strandsone i innsjøer	32	12	1	.
Båtspredning; innsjø	15	44	47	45
Lastebil; elv	5	7	.	.
Grovkalk fra traktor; elv	2	.	.	.
Doserer; elv	12	37	29	24
Traktor; våtmark og strandsone	19	.	.	.
Helikopter; våtmark	.	.	23	31
Traktor; jordbruksland	13	.	.	.
Totale mengder (tonn)	10440	12001	16490	19970

Situasjonen i Vestlandsvassdrag er slik at terrengkalking bør forsøkes i større skala enn hittil. Det er tre forhold som tilsier det:

- Stor avrenning og dermed hyppigere endringer i vannmengde og vannkvalitet. Det gir større fare for episodisk surt vann og stiller større krav til teknisk utstyr.
- Vanskeligere å basere kalkingstiltak på innsjøkalking og elvekalking fordi innsjøenes oppholdstid er kort og fordi vanntilførslene til den lakseførende strekningen skjer i korte og sterkt hellende sidevassdrag der dosererkalking er vanskelig og der aluminiumskjemien ikke får lang nok tid til å stabilisere seg før vannet når laksen.
- Faren for sjøsaltepisoder kan føre til større endringer i vannkvalitet enn normalt. Når dette kombineres med raskt endret vannmengde er faren for dårlig vannkvalitet økt.

Hvis terrengkalking ikke kan gjennomføres, må andre kalkingstiltak tilpasses spesielt. Doserere bør trekkes oppover i det lakseførende vassdraget slik at vannkvaliteten kan stabiliseres før vannet når laksen. En innsjø nedstrøms dosereren vil være gunstig fordi vannet får en viss oppholdstid slik at aluminiumskjemien stabiliseres og raske vannkvalitetssvingninger hindres.

Innsjøkalking alene vil ikke være tilstrekkelig fordi surt smeltevann renner oppunder isen og ut av innsjøen ved snøsmelting (Hindar 1994b). Fram mot rekalking kan vannkvaliteten dessuten avta raskere enn antatt fordi vannmengden kan ha vært større enn det ble regnet med. Det vil derfor være vanskelig å vite hvilken vannkvalitet som til enhver tid hersker i innsjøens utløp. Dosererkalking i innsjøens innløp eller utløp kan gjøre vannkvaliteten i utløpet langt mer stabil, men det forutsetter god planlegging og god driftskontroll.

I enkelte tilfeller vil både innsjøkalking og dosererkalking av tilløp være vanskelig. Da må en ty til mere tradisjonelle dosereløsninger i selve hovedelva. Også da vil det være fornuftig å legge doseringspunktene så høyt opp i vassdraget som mulig, men i tillegg må en sikre riktig vannkvalitet i den lakseførende strekningen. En kalkdoserer som kan justere vannkvaliteten til det fastsatte målet før vannet når den lakseførende strekningen vil i de fleste tilfeller være en betingelse. Denne dosereren bør være pH-styrt slik at kalkmengden til enhver tid er riktig, dvs. verken for liten eller for stor.

Det kan være flere grunner til at utstyr for pH-styring ikke ønskes, f.eks. at det er utsatt for driftsproblemer, at det kreves vedlikehold av fagpersonell og at det øker investeringskostnadene. Vi er imidlertid av den oppfatning at pH-styring sikrer den vannkvalitet som er tilstrekkelig for fisken (mål-pH), at en dessuten kan "treffe" den vannkvaliteten temmelig presist og at en stor sikkerhetsmargin (og dermed et ekstra kalkforbruk) ikke er nødvendig. På den måten unngås overdosering og da er det relativt store summer som kan spares inn. Økte ressurser til styring og kontroll kan dermed forsvares. Hvis vi sier at pH 6.3 er tilstrekkelig, men at det doseres i forhold til en teoretisk beregnet pH = 6.4 fordi pH-styring ikke benyttes, vil det si at det brukes 15 % mere kalk enn ved pH-styring når utgangs-pH er 5.5. I et vassdrag der det brukes 1000 tonn kalk per år vil en da bruke 150 tonn kalk for mye og det koster kr. 90.000.- per år med en tonnpris på kr. 600.-. Hvis en

også regner med at en teoretisk beregnet pH = 6.6 velges i smoltperioden framfor 6.5 fordi det ikke er valgt pH-styring, er prislappen oppe i godt over kr. 100.000.- per år. Siden et kalkforbruk på 1000 tonn per år tilsvarer forbruket i 150 km² i Vest-Agder eller under 100 km² i Rogaland og nordover på Vestlandet, kan en forsvere å installere pH-styring i de fleste mellomstore og større vassdragskalkingstiltak i Norge.

Kalking vil forbedre levevilkårene og oppvekstmulighetene for fisk, men ikke nødvendigvis gjenskape forholdene slik de var før forsuring (Henrikson og Brodin 1995). I tillegg til kalking bør en også drive annet kultiveringsarbeid for å få en attraktiv fiskebestand. Det har vi ikke behandlet her.

6.3. Mulige vegetasjonsendringer pga. kalking

6.3.1. Innsjøer

Flere typer vegetasjonsendringer er registrert etter kalking:

- Økt tilgroing med krypsiv (og i noen tilfeller undersjøiske torvmosematter).
- Økt forekomst av grå, skorpeaktige algefiltmatter på bunnen.
- Redusert forekomst/bortfall av trådformete grønnalger (påvekstalger) som danner "grønne skyer" (sly) på vegetasjon, tauverk o.l. etter forsuring.
- En viss økning i biologisk mangfold ved re-etablering av forsuringfølsomme arter (vanlig tusenblad, tjønnaks-arter).

Bortfall av kraftig algebegroing må sees på som en udelt fordel ved kalking. Denne typen begroing er ikke naturlig, og ansees også å ha uheldige brukermessige konsekvenser (sly på garn og annen fiskeredskap, osv.).

Økning i biologisk mangfold etter kalking er i liten grad observert i Rogaland, trolig pga. at de forsuringfølsomme artene står meget svakt med få intakte spredningsentra i vassdragene. Derimot kan en på lengre sikt frykte en nedgang i biologisk variasjon og mangfold i innsjøer med betydelige tilgroingsproblemer med krypsiv (*Juncus bulbosus* = *J. supinus*).

Krypsiv er en grasaktig vannplante som øker sin forekomst i de fleste innsjøer etter kalking, se f.eks. Roelofs m.fl. (1994). Dette behøver i seg selv ikke være negativt. Krypsiv finnes naturlig i 80-90% av alle lavlandsinnsjøer på Sør- og Sørvestlandet, og opptrer normalt med kortvokste, uanselige skudd (ca. 20-40 cm lange) i dybdesonen 1-1.5 m (mellom botnegras- og brasmegrasbeltene) eller i beskyttede bukter og inn- og utløpsområder.

De forsurete vassdragene vest for Lyngdal, og spesielt vassdragene i Dalane har imidlertid opplevd en mer omfattende og stedvis problematisk tilgroing. Problemområdene er små til middelstore innsjøer som er direkte kalket i (minst) 4-5 år, gjerne med en kalkakkumulasjon i sedimentet i gruntområdene. Krypsivet danner i disse innsjøene unormalt kraftige, flerårige skudd som utvikler søyleformete, opp til 3 m høye såter. Disse når gjerne overflaten etter 2-4 år, og kan danne kompakte overflatematter, som stort sett har overlevd

de siste 4-5 vintrene med varierende islegging. Etterhvert fortettes bestandene, slik at det blir mer eller mindre kompakte krypsivbevoksninger fra land og ut til 3-4 meters dyp. I grunne innsjøer kan disse bestandene dekke store arealer, og fenomenet ligner i omfang og utseende på vasspest-invasjonen de seinere årtier i visse Østlandsinnsjøer.

Tilgroingen med krypsiv skaper problemer for bading, båttrafikk og utøvelse av fisket. Det ser foreløpig ikke ut til å være påvist negative effekter på fiskebestanden, i hvert fall ikke når det gjelder gyting. En kan imidlertid tenke seg at gyteområdene gradvis vil gro til med krypsiv og derved også nedslammes.

Reint økologisk er tilgroingen med krypsiv meget betenkelig. Bunnforholdene blir sterkt endret (økt produksjon, mer organisk materiale, reduserende forhold) og mer ensartede. De opprinnelige, og internasjonalt sett sårbare biosamfunnene forsvinner, og det er fare for en utarming av flora og fauna. Forsøk indikerer at det kan være vanskelig å restaurere innsjøen, dvs. re-etablere de opprinnelige bunnforholdene etter at krypsivet har tatt fullstendig over.

Tilgroingen av krypsiv ser primært ut til å skyldes en økning i karbondioksid, dernest en økning i redusert nitrogen som frigis fra sedimentet etter kalking. Problemene ser ut til å være små/ubetydelige ved indirekte kalking der en unngår en kalk-anrikning i sedimentet i gruntområdene. Det ser videre ut til å være betydelig år-til-år variasjon i vekstforholdene for krypsiv. Kraftigst vekst er registrert i regnfulle sommerhalvår, hvor betydelig tilsig av surt vann fører til økt produksjon av karbondioksid. Når først planten har dannet overflatematter er den mer uavhengig av klimatiske år-til-år variasjoner.

En kan derfor trekke følgende konklusjoner når det gjelder kalkingsrelaterte vegetasjonsendringer i Rogaland:

- En må i forbindelse med nye kalkingsprosjekt som inkluderer direkte innsjøkalking forvente problemvekst med krypsiv i små til middelstore innsjøer, i hvert fall i de sørøstlige delene av fylket (sørøst for moreneområdene på Jæren). Det er ennå ikke kjent tilsvarende problemer lengre nord og vest i fylket.
- Problemene synes å være av langvarig karakter, og det er tvilsomt om utviklingen kan reverseres ved opphørt kalking.
- Krypsivproblemer kan reduseres, kanskje unngås ved indirekte kalking eller innsjøkalking der en så langt det er mulig unngår å (over)kalke gruntområdene.

6.3.2. Rennende vann

Det har ikke vært foretatt undersøkelser av kalkingsrelaterte vegetasjonsendringer i elver. Vurderinger av kalkingseffekter i rennende vann må derfor primært basere seg på teoretiske betraktninger. Spredte observasjoner fra kalkede elver antyder imidlertid at (korttids-) endringene overveiende er små. Felles for innsjøer og elver gjelder at visse typer algebegroing ser ut til å gå tilbake etter kalking.

Det bør understrekes at det på Sør- og Sørvestlandet er registrert kraftig framvekst av krypsiv også i endel stilleflytende vannforekomster, særlig i innløps/utløpsområder og gjennomstrømningsinnsjøer. Men dette er områder som i utgangspunktet har en for plantene gunstig karbondioksid-husholdning pga. bevegelse i vannet, og denne typen framvekst ser ut til primært å være relatert til andre forhold enn kalking. Trolig kan spesielle klimaforhold være endel av forklaringen på denne framveksten. I mange tilfeller er forøvrig stabilisert vannstand pga. regulering hovedforklaringen på krypsivframvekst i rennende vann.

En kan imidlertid tenke seg at kalking, sammen med gunstig klima og hydrologi, kan bidra til en krypsivekspansjon. Dette kan skje dels ved endringer i sedimentet (det er påvist endel akkumulering av kalk nedstrøms doserere, etc.), og dels ved endringer i vannfasen. Hvis det er slik at det oppstår forhøyete karbondioksid-konsentrasjoner der surt vann møter kalket vann, og hvis det videre er slik at krypsiv også i stilleflytende vann kan være karbonbegrenset, kan man tenke seg en form for blandsoneseffekt med forøket krypsivvekst.

Sammenfatningsvis kan en anta at kalking av elvestrekninger ikke vil føre til betydelige vegetasjonsendringer, men at en kalking kan komme til å forsterke allerede pågående tilgroingstendenser. Vassdragsavsnitt med krypsivproblemer bør derfor vurderes med dette for øyet.

6.4. Terrengkalking.

I en del tilfeller vil både direkte innsjøkalking og kalkdosering være mindre hensiktsmessig.

Innsjøkalking vil nær sagt alltid kunne gi surt avløp pga. temperatursjiktning under isen. Det kalde og sure smeltevannet vil legge seg som et 2-3 meter tykt lag oppunder isen og derfor også dominere avrenningen fra innsjøen helt fram til isløsning. Hvis vannets oppholdstid er for kort, dvs. < 0.3 år, vil innsjøkalking måtte gjentas oftere enn en gang per år og det er i de fleste tilfeller lite ønskelig eller praktisk vanskelig.

Kalkdosering kan være vanskelig å gjennomføre hvis det ikke er ført fram veg eller strøm til steder i vassdraget som ellers kunne egne seg.

Terrengkalking framstår i slike tilfeller som et tredje alternativ i valget mellom ulike kalkingsteknikker. Det vil ofte være fornuftig å kombinere ulike teknikker for å få et best mulig resultat. Terrengkalking kan da også være et supplement.

6.4.1. Hva er terrengkalking ?

Siden det kan være ulike syn på hvor riktig det er å legge kalk i terrenget er det helt nødvendig å presisere hva vi egentlig legger i dette begrepet. Det er framfor alt viktig å ha helt klart for seg hva som er målet med terrengkalking (Hindar 1994a). Med de erfaringer vi har hittil kan disse målene oppsummeres som følger:

- Avsyre tilrenning i områder der innsjøkalking og kalkdosering av ulike grunner ikke kan eller bør være eneste kalkingsteknikk eller der disse teknikkene av praktiske grunner ikke kan brukes.
- Stabilisere vannkvaliteten på et gunstig nivå i områder der andre kalkingsteknikker ikke gir et godt nok resultat. Surt, aluminiumsholdig smeltevann skal ikke komme ut i innsjø eller vassdrag.
- Holde aluminium tilbake i terrenget for å redusere faren for giftig vannkvalitet i nedenforliggende vassdrag.

Av disse grunner skiller denne formen for terrengkalking seg fra skogkalking, der målet bl.a. er å redusere surheten i jordsmonnet og der effektene på avrenningsvannet ikke er klarlagt, men under utredning.

Vi kan skille terrengkalking i to hovedtyper; 1) kalking av hele nedbørfeltet med lav kalkdose Traaen m.fl. 1995) og 2) kalking av strategiske områder med stor/større kalkdose (Hindar m.fl. 1995). I det første tilfellet tar en sikte på å gi en langvarig effekt, f.eks. 10 år. I det andre tilfellet, der en som regel legger kalken i små myrområder, tar en sikte på en effekt i 2-4 år.

Det kan fortsatt være vanskelig å beregne de optimale kalkdosene for norske forhold fordi vi bare har erfaring fra første gangs kalkinger. Ved første gangs kalking vil en del av kalken brukes til å avsyre sure overflater i det aller øverste humus/jord/torvmose-lag. På den måten øker det vi kaller basemetningsgraden, dvs. den evnen jord/myr har til å avsyre sur tilrenning. Ved neste gangs kalking vil sannsynligvis basemetningsgraden fortsatt være høy, slik at en større del av den tilførte kalken kan være tilgjengelig for avsyring. Ved neste gangs kalkinger kan det derfor også være mulig å redusere kalkdosen.

Våre erfaringer hittil er hentet fra Sør- og Østlandet, der avrenningen er langt mindre enn på Vestlandet. Det kan være at kalking i hele terrenget vil være en svært gunstig kalkingsteknikk for vestlandsvassdrag pga den gode kontakten det vil være mellom avrenningsvann og kalk.

Uønskede virkninger er først og fremst knyttet til skadeeffekter på torvmoser og lavarter. For å redusere slike virkninger av kalktilførselen kan det være gunstigere å kalke ofte med lave kalkdoser enn med lengre intervaller og store doser.

Kalking i nedbørfeltet til Røynelandsvatn ved Grimstad resulterte i massiv utdøing av torvmoser på de kalkede myrene (Høiland og Pedersen 1994). De kalkede myrene utgjorde imidlertid bare 4-5 % av nedbørfeltet. Utdøingen skyldes trolig både at torvmosene ikke trives i et miljø med høy pH, men kan også skyldes at den økte kalsiumtilførselen påvirker magnesiuminnholdet i mosenes klorofyll. Lavere dose (hyppigere kalktilførsel), dolomitt framfor vanlig kalkstein og grovere kalk enn mel av typen 0-0.2 mm kan kanskje dempe skadevirkningene.

Etter kalking av hele Tjønnsstrondfeltet i Telemark i 1983 forsvant så godt som all lav fra de synlige mineraloverflatene i terrenget. Tilførsel av grovere kalk enn kalksteinsmel av typen 0-0.2 mm og en spredning der utsatte områder ekskluderes vil hindre at dette skjer i et slikt omfang.

Skogkalking i Gjerstad med samme arealdose som på Tjønnsstrond, men der det ble brukt grovdolomitt, vil trolig kunne vise om de uønskede effektene på vegetasjonen kan reduseres.

6.4.3. Kostnader ved terrengkalking

Det er prisen på den kalkmengde som skal til for å holde en stabil vannkvalitet per tidsenhet og arealenhet som gir det riktigste bildet av kostnaden ved kalking. I denne kostnaden ligger også utgifter til transport, spredning, dosering og drift av doseringsutstyr.

Mens en ved dosering direkte i elv kan "treffe" den riktige kalkdose direkte, vil kalking av innsjø innebære at avrenningsvannet fra innsjøen i tiden etter kalking først vil ha en høy kalkkonsentrasjon og deretter en avtakende konsentrasjon fram til rekalking. Det vil si at det skjer en overkalking. Ved terrengkalking er denne kontrollen langt vanskeligere fordi en rekke faktorer spiller inn på kalkingsresultatet. Årlig, eller iallfall relativt hyppig, kalking i terreng er gjennomført i Sverige (Abrahamsson 1992) og dermed blir også kontrollen på tiltaket slik at dosen kan justeres til et riktigere nivå.

Kostnadene ved terrengkalking vil sannsynligvis alltid være større enn ved innsjøkalking og dosering. Det skyldes både at selve spredningen med helikopter er dyrere per tonn kalk og at kalkutnyttelsen er dårligere. Dette er vist i tabell 6.2.

Tabell 6.2. Tenkte eksempler på kostnadene ved terrengkalking sammenliknet med innsjøkalking og dosering.

Innsjøkalking

Areal:	km ²	Kalkmengde:	1tonn/år
Spes. avre	m/år	Total kostnad	400kr./år
Dose	g/m ³ kalk		
Effekt i:	år		
Tonnpris	800kr./tonn		

Doserer

Areal:	km ²	Kalkmengde:	tonn/år
Spes. avre	m/år	Total kostnad	1800kr./år
Dose	g/m ³ kalk		
Effekt i:	år		
Tonnpris	600kr./tonn		

Tabell fort neste side

Terreng^{*)}

Areal:	km ²	Kalkmengde:	1tonn/år
		Total kostnad	1100kr./år
Dose	0.tonn/ha		
Effekt i:	år		
Tonnpris	1100kr./tonn		

^{*)} Data for dose er hentet fra Abrahamsson (1992), men det kan være at dosen i Norge, særlig på Vestlandet, må være høyere pga større avrenning og annet avrenningsmønster.

I eksempelet over vil kostnaden ved å kalke i terreng være i størrelsesorden 3-6 ganger dyrere enn annen form for kalking. Nyttene ved terrengkalking bør derfor være av en viss størrelse hvis denne kalkingsteknikken skal kunne forsvares.

6.5. Kalking med doserer

Kalkingsstrategi er bl.a. kombinasjonen av kalktyper, kalkingsteknikker og kalkmengder som til sammen sikrer tilstrekkelig vannkvalitet for fisken. Lokalisering av doserer og kalkingsintervaller blir også en del av strategien. På grunnlag av årlig kalkbehov og kostnader ved kjøp eller leie og drift av kalkdoserer kan det beregnes en sannsynlig årlig kostnad for kalking av vassdraget.

6.5.1. Kalktyper og kalkoppløsning

Ikke alle kalkprodukter egner seg til kontinuerlig dosering i rennende vann. Finkornige krittprodukter (kategori 1 i tabell 6.3) gir større fare for driftsproblemer enn bruk av noe grovere vassdragskalk. Dolomitt gir dårligere oppløsning enn kalksteinsmel med tilsvarende malingsgrader. Dårligere oppløsning må kompenseres med finere maling av kalken og det anses ikke som en fordel for driften av doseringsanlegg. Kalktyper som er for grove anbefales ikke brukt. Det er fordi en ønsker at så mye løses at det oppnås akseptabel kalkingseffekt et visst stykke nedover i vassdraget. Dårlig oppløsning må kompenseres med store kalkdoser. Det vil gi ytterligere redusert oppløsning og økt nedslamming nedstrøms anlegget. Vanligvis anbefales kalk innenfor kategori 2 eller 3 (tabell 6.3) ved dosererkalking. Kalk innenfor kategori 2 er vanligvis noe dyrere enn kategori 3 kalk, delvis pga. et begrenset distribusjonsnett.

Tabell 6.3. Sortering av kalktyper etter kornfordeling (DN 1994).

Kategori	50 % av kalken mindre enn:
1	0-3 µm
2	4-9 µm
3	10-19 µm
4	20-39 µm

Det anbefales å bruke så ren kalk som mulig. Vektandel av kalsiumkarbonat (CaCO_3) bør være omkring eller større enn 90 %, spesielt hvis det velges av de groveste kalktypene. Den andelen av kalken som ikke er kalsiumkarbonat består ofte av kvarts som er tungt nedbrytbart. Hvis det velges både grov kalk og kalk med lav andel kalsiumkarbonat, vil nedslammingen kunne bli betydelig nedstrøms kalkdoseringen.

Kalk løses opp over tid. Oppløsning skjer i vannfasen og fra kalk som blir liggende på bunnen. Kalkoppløsningen henger først og fremst sammen med kalkens finmalingsgrad, vannets pH og vannets bevegelse nedstrøms doserer. Ved lav dosering (opp til 20 g kalk/ m^3) til ukalket vann, med bruk av relativt finmalt kalk (minst 50 % mindre enn 10 μm) og ved god vannbevegelse nedstrøms doserer (ikke bassenger eller dype stilleflytende partier) vil oppløsningen i løpet av et år sannsynligvis ligge nær 100 %.

Kalk løses bedre i en turbulent elv enn i en stilleflytende elv fordi oppslemmingen av kalk i vann bedres og fordi det karbondioksidet som brukes under oppløsningen av kalk erstattes raskere. Stryk og fosser nedstrøms doseringsanlegget vil derfor bedre oppløsningen av kalken.

6.5.2. Kalkdoseringsanlegget og driften av det

Stående kalkdoseringsanlegg for store vassdrag vil ruve i landskapet. Men det utvikles for tiden siloanlegg som ikke skiller seg vesentlig fra mellomstore driftsbygninger. Ved anlegget må det være tilstrekkelig plass for kalkbil, slik at den kan fylle på kalk og snu uten for store ulemper.

Driftsoppfølging av et kalkdoseringsanlegg er avhengig av graden av automatisering og doseringsprinsipp. Det må innarbeides rutiner for ettersyn, med alarmer for avbrudd, påfylling og service. Alarm bør monteres hos lokal kontakt og helst flere steder. Alarm bør bl.a. knyttes til kalknivå i doserer. Avstand til kalkleverandør vil være av betydning for hvor raskt etterfylling kan skje. Det bør utarbeides en detaljert drifts- og serviceavtale med leverandøren. Det bør skaffes et visst reservelager for rask utskifting av deler.

Leverandør bør være forpliktet til å produsere en avtalt vannkvalitet. Ved misligholdelse bør det påløpe mulkt etter et avtalt system. Misligholdelse kan være at avtalt vannkvalitet underskrides utover en fastsatt tidsperiode. Dette bør innarbeides i en drifts- og serviceavtale. Alle disse momentene er viktige for å hindre lange driftsavbrudd og hører med i kontraktsforhandlinger om levering og dosering av kalk.

Driftskontroll bør innføres for mellomstore og store anlegg. Det kan være kontroll på at skruer går rundt, at det er turbiditet i vannet fra blandekaret og/eller at pH-verdien nedstrøms er det som er fastlagt. Kontroll av pH bør inkluderes i større vassdrag og iallfall i forbindelse med kalking av laks- og sjøareførende strekninger.

6.5.3. Beregning av kalkdose og -mengder

Kalkmengdene avhenger først og fremst av vannmengder, kalkkvalitet og vannkvalitet. Årlige kalkmengder er basert på kalkdoseberegning og hydrologiske data for vassdraget. Det må tas hensyn til at ikke all kalk løses opp og at kalk også inneholder andre stoffer enn karbonat. I kalkingsplanene det regnet med at 70% av tilført kalkmengde løses opp. Videre er det regnet med at kalken inneholder 90% kalsiumkarbonat (undefinert kalktype og leverandør). Nødvendig doseringskapasitet og lagerkapasitet på kalkdoserere er beregnet i forhold til en beregnet maksimal døgnmiddelvanntføring (10-20 ganger middelvanntføringen, geografisk avhengig).

Kalken skal avsyre sterke syrer og svake syrer slik som aluminium og organiske syrer og dessuten gi vannet en viss bufferkapasitet. Kalkdosen er ikke kun avhengig av pH. I et komplekst vassdragssystem og i marginale vannkvaliteter, slik som på Vestlandet, er pH egentlig ikke en tilstrekkelig god variabel for å vurdere verken giftighet eller kalkbehov. I mangel av en bedre styreparameter er imidlertid pH brukt som en ledetråd for beregningene.

Som grunnlag for beregning av kalkbehov kan vann fra vassdraget titreres med Na_2CO_3 . Titrering vil i dette tilfellet si å tilsette en økende mengde svak base av karbonat til elvevannet samtidig som pH måles. På den måten kan vi finne fram til hvor mye karbonat som skal til for å øke pH til forskjellige nivåer. Den mengden vi kommer fram til kan omregnes til kalkmengde.

Kostnadsoverslag for kalk, samt pris for innkjøp og oppføring av kalkdoseringsanlegg er i kalkingsplanene basert på erfaringsmateriale fra tidligere igangsatte kalkingsprosjekter.

6.6. Litteratur

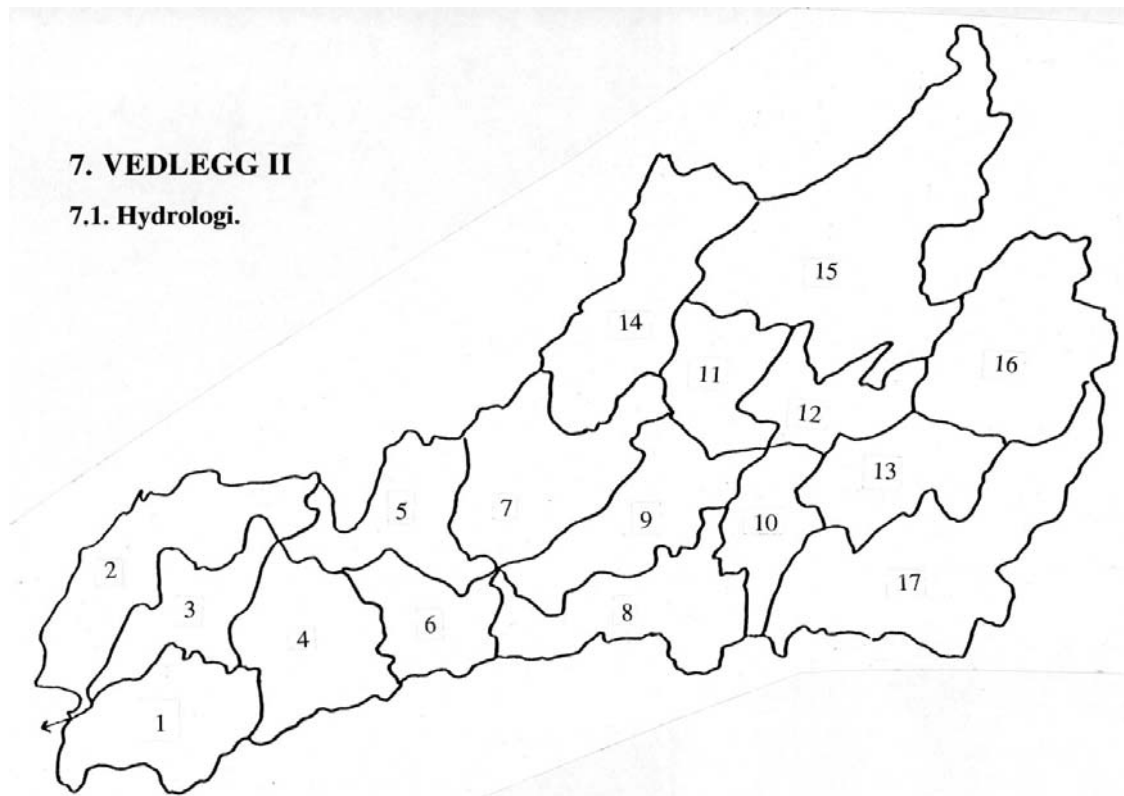
- Abrahamsson, I. 1992. Vattenkemiska resultat av vårmarskalkning i Jönköpings län. Jönköpings län, rapport 7/92.
- Birchall, J.D., Exley, C., Chappel, J.S. and Phillips, M.J. (1989). Acute toxicity of aluminium to fish eliminated in silicon-rich acid waters. *Nature* 338, 146 - 148.
- Dickson, W. 1978. Some effects of the acidification of Swedish lakes. *Verh. int. Verein. Limnol.* 20: 851-856
- Dickson, W. 1979. Exempel på metalltoxicitet vid försurning och kalkning. (Examples of metaltoxicity related to acidification and liming) *Aquannalen* 1, 2-7. (In Swedish)
- DN 1994. Register over leverandører av kalk, utstyr og tjenester for kalking av vann og vassdrag. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim, 18 s.
- Driscoll, C.T., Baker, J.P. Bisogni, J.J.Jr. & Schofield, C.L. 1980. Effects of aluminum speciation on fish in dilute acidified waters. *Nature* 284, 161-164.
- Exley, C. og M.J. Phillips. 1988. Acid rain: implications for the farming of salmonids. I: Muir, J.F. og R.J. Roberts (red), *Recent Advances in Aquaculture*, London: Croom Helm, 225-341.

- Grande, M., Muniz, I.P. & Andersen, S. 1978. Relative tolerance of some salmonids to acid water. *Verh. Inter. Verein. Limnol.* 20, 2076- 2084.
- Henrikson, L. and Brodin, Y.W. 1995. Liming of acidified surface waters - a swedish synthesis. Springer Verlag, Berlin. 458 p.
- Hindar, A. 1992a. Hvordan kalker man økonomisk og økologisk riktig? Vassdragskalking - strategi og effekter, FoU-seminar på Finse 9. - 12. mars 1992. Direktoratet for naturforvaltning. DN-notat 1992-5. s. 43-54.
- Hindar, A. 1992b. Kalkingsplan for Kvina-vassdraget og Litleåna. O-92084, NIVA-Sørlandsavdelingen, Grimstad. 34 s.
- Hindar, A. 1994a. Potential effects of forest liming on soil-and streamwater quality and on aquatic organisms, pp. 22-24. In Nilsen, P. (ed.) Proceedings from an international seminar on counteractions against acidification in forest ecosystems. March 3-4, 1994, Mastemyr Norway. *Aktuelt fra Skogforsk* 14-94, Ås, NLH.
- Hindar, A. 1994b. Store Hovvatn, vannkjemi. I: Kalking av vann og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1992, s. 136-144. Direktoratet for naturfovaltning, DN-notat 1994-2.
- Hindar, A., Kroglund, F., Lydersen, E., Skiple, A. and Høgberget, R. 1995. Liming of wetlands in the acidified Røynealandsvatn catchment in southern Norway - effects on stream water chemistry. (Accepted *Can. J. Fisheries. Aquat. Sci.*).
- Høiland, K. og Pedersen, O. 1994. Virkning på vegetasjon ved områdekalking av myr. Undersøkelse foretatt ved Røynealandsvatn, Birkenes, Aust-Agder. I: Kalking av vann og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1992, s. 44-71. Direktoratet for naturfovaltning, DN-notat 1994-2.
- Kroglund F., E. Lydersen og B.O. Rosseland. 1993a. Endringer i aluminiumskjemi i blandsoner med kaltet og surt vann -områder karakterisert av aluminiums ulikevekt og stor giftighet for fisk. *TVLF og Naturens Tålegrense-seminar*, Stjørdal, februar 1993: 45-47.
- Kroglund, F. og M. Staurnes. 1993. Vannkvalitetskriterier for laks etter kalking av Vikedalselva. I: Kalking i vann og vassdrag 1991. Fou-årsrapporter 1991. DN-notat 1993-1: 84-92.
- Kroglund, F. Å. Åtland, M. Berntssen og B.O. Rosseland. 1993b. Er laksen truet selv ved svært moderat forsuring. Eksempler fra Vosso, Hordaland, 1993. NIVA-rapport 2947. 38 sider.
- Kroglund, F., Hesthagen, T., Hindar, A., Raddum, G.G., Staurnes, M., Gausen, D. og Sandøy, S. 1994a. Sur nedbør i Norge. Status, utviklingstendenser og tiltak. Utredning for Direktoratet for naturforvaltning. Nr. 1994-10. 97 s.
- Kroglund, F., M. Staurnes og A. Kvellestad. 1994b. Vannkvalitetskriterier for laks. Kalking av Vikedalselva, s. 208-223. I: Kalking i vann og vassdrag 1992. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1992. DN-notat 1994-2.
- Lacroix, G.L., Peterson, R.H., Belfry, C.S. and Martin-Robichaud, D.J. 1993. Aluminum dynamics on gills of Atlantic salmon fry in the presence of citrate and effects on integrity of gill structures. *Aquatic toxicology*, 27, 373-402.
- Leivestad, H., Hendrey, G., Muniz, I.P. & Snekvik, E. 1976. Effect of acid precipitation on freshwater organisms. In: Braekke, F.H. (ed.), *Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway*, 87-111, SNSF-project, FR 6/76.

- Leivestad, H., Jensen, E., Kjartansson, H. & Xingfu, L. 1987. Aqueous speciation of aluminium and toxic effects on Atlantic salmon. *Annl. Soc. r. zool. Belg.* Vol. 117 - supplement 1, 387-398.
- Lien, L., G.G. Raddum, og A. Fjellheim. 1992. Critical loads for surface water - invertebrates and fish. Acid Rain Research Report no. 21. Norwegian Institute for Water Research, Oslo. 36 sider.
- Lydersen, E., Salbu, B., Poleo, A.B.S. and Muniz, I.P. (1990). The influence of temperature on aqueous aluminium chemistry. *Water, Air, and Soil Pollut.* 51, 203 - 215.
- Lydersen, E. 1990. The solubility and Hydrolysis of Aqueous Aluminium Hydroxides in Dilute Fresh Waters at different Temperatures. *Nordic Hydrol.* 21: 195-204.
- Lydersen, E., F. Kroglund, M.N. Pedersen, A.B.S. Poléo, B.O. Rosseland, G. Riise og B. Salbu. 1995. The importance of "in situ" measurements to reveal the extreme toxicity to fish when pH is raised in acid aluminium-rich fresh-waters. (Submitted).
- Roelofs, J.G.M, Brandrud, T.E. and Smolders, A.J.P. 1994 Massive expansion of *Juncus bulbosus* L. after liming of acidified Norwegian lakes. *Aquatic Botany* 48: 187-202.
- Rosseland, B.O. & Skogheim, O.K. 1982. Physiological stress and mortality of Atlantic salmon, *Salmo salar* L. in acid water with high levels of aluminium. *Inter. Council for Exploration of the Sea. C.M.1982/M:29*, 15 p.
- Rosseland, B.O. & Skogheim, O.K. 1984. A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium-rich water. II. Physiological stress and mortality of one and two year old fish. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 61, 186-194.
- Rosseland, B.O. & Skogheim, O.K. 1987. Differences in sensitivity to acidic soft water among strains of brown trout (*Salmo trutta* L.) *Annl. Soc. r. zool. Belg.* Vol. 117 - supplement 1, 258-265.
- Rosseland, B.O. og Hindar, A. 1991. Mixing zones - a fishery management problem? In: *International lake and watershed liming practices.* Terrene Inst. Washington, DC: 161-172.
- Rosseland, B.O. og M. Staurnes. 1994. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance. An ecophysiological and ecotoxicological approach. I: *Acidification of Freshwater Ecosystems* (I:C.E.W. Steinberg og R.W. Wright, red). John Wiley: 227-246.
- Rosseland, B.O., I. Blakar, A. Bulger, F. Kroglund, A. Kvellestad, E. Lydersen, D.H. Oughton, B. Salbu, M. Staurnes, og R. Vogt. 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environ. Pollution* 78: 3-8.
- Schofield, C.L. 1977. Acid snow-melt effects on water quality and fish survival in the Adirondack Mountains of New York State, U.S. Research Technical Completion Report A-072-NY Office of Water Research and Technology, Dept. of the Interior, Washington D.C: 27 sider.
- Staurnes, M., P. Blix og O.B. Reite. 1993. Effects of acid water and aluminium on parr-smolt transformation and sea water tolerance in Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50:1816-1827.
- Traaen, T.S., Frogner, T., Hindar, A., Kleiven, E., Lande, A. and Wright, R.F. 1995. Whole-catchment liming at Tjønnsstrond, Norway: an 11-year record. (Subm. *Water, Air, and Soil Pollut.*)

7. VEDLEGG II

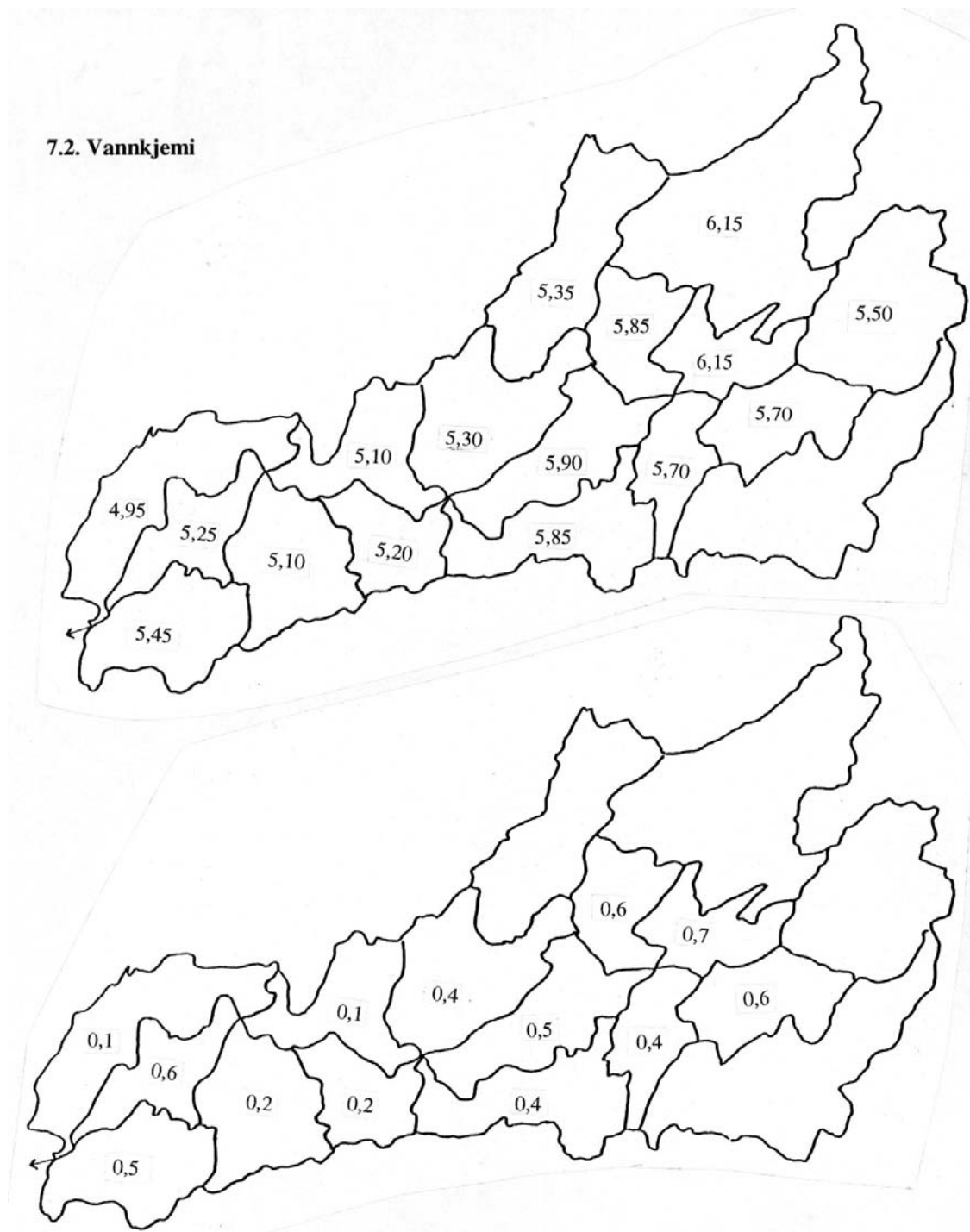
7.1. Hydrologi.



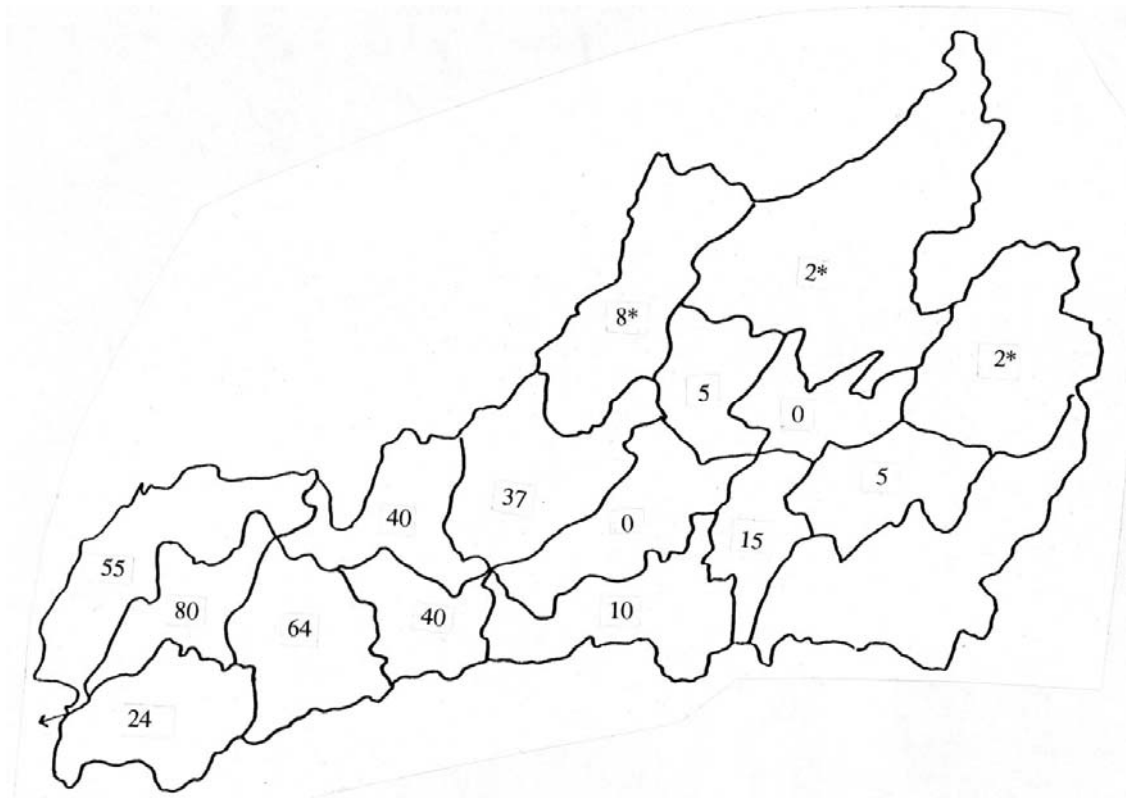
Figur 7.1. Oversikt over delfelter i Eksingedalsvassdraget

Tabell 7.1. Hydrologiske data for delfelter i Eksingedalsvassdraget.

Delfelt		Areal Sp. avrenning		Tilsig
		km ²	l/s/km ²	mill.m ³ /år
1	Mysterelva	22,5	88,1	62,5
2	Fitstølbekken, Selsteinelva, Tverrdalsbekken	26,6	79,8	66,9
3	Bekk fra Leifevatna	14,7	75,1	34,8
4	Sørdalselva	23,6	87,5	65,1
5	Skorsdalselva	18,4	79,4	46,1
6	Storebekken	14,3	80,3	36,2
7	Fagerdalselva	27,6	85,2	74,2
8	Mondalselva	23,6	80,6	60
9	Hundalselva	22	72,5	50,3
10	Loneelva	12,8	78,0	31,5
11	Nordalselva	15,3	74,8	36,1
12	Bekk fra Holmavatn, Kvanndalselva	14,3	71,6	32,3
13	Ekso v Gullbrå	18,1	67,1	38,3
14	Skjerjavatn	29,2	94,0	86,6
15	Vassøyane	58,1	89,6	164,2
16	Grøndalsvatn	32	84,5	85,3
17		40,3	86,0	109,3
SUM		413,4	82,8	1079,7



Figur 7.2. Vannkvalitet i ulike delfelter i Eksingedalsvassdraget. pH (øverst) og kalsium i mg/l (nederst).



*Figur 7.3 Labilt aluminium ($\mu\text{g/l}$) i ulike delfelter i Eksingedalsvassdraget. * Uorganisk monomert aluminium. Analysert etter egen metode ved NINA. Gir lavere verdier enn ordinære analysemetoder ved NIVA.*

Tabell 7.2. Vannkvalitetsdata fra ulike deler av Eksingedalsvassdraget innsamlet 10. oktober 1995.

	PH	K25 mS/m	ALK-E µekv/l	CL mg/l	SULF mg S/l	NO3N µg N/l	TOTN µg N/l	CA mg/l
Hundalselva	5,91	1,06	11	1,5	<1,0	70	120	0,46
Mondalselva	5,84	0,85	11	1,1	<1,0	20	85	0,42
Skorsdalselva	5,12	1,15	-3	1,8	<1,0	30	80	0,14
Storebekken	5,18	0,98	-4	1,3	<1,0	40	90	0,17
Selsteinelva	4,96	1,41	-7	2,2	<1,0	50	110	0,12
Tverrdalsbekken	4,98	1,58	-6	2,5	<1,0	10	90	0,17
Ekso v Gullbrå	5,70	0,98	10	1,1	<1,0	35	110	0,63
Nordalselva	5,85	1,28	10	1,8	<1,0	55	110	0,64
Bekk fra Holmavatn	6,16	1,10	23	1,5	<1,0	15	120	0,71
Loneelva	5,71	0,92	9	1,2	<1,0	15	110	0,38
Bekk fra Leifevatna	5,23	2,40	2	4,1	<1,0	25	145	0,62
Kvanndalselva	6,19	1,20	24	1,7	<1,0	35	125	0,72
Fitstølbekken	4,94	1,38	-8	2,0	<1,0	30	95	0,10
	MG mg/l	NA mg/l	K mg/l	RAL µg/l	ILAL µg/l	LAL µg/l	TOC mg/l	ANC µekv/l
Hundalselva	0,15	0,85	0,19	65	65		1,1	9
Mondalselva	0,12	0,64	0,14	70	60	10	1,3	9
Skorsdalselva	0,14	0,98	0,10	95	55	40	<1,0	-10
Storebekken	0,12	0,72	0,11	95	55	40	<1,0	-8
Selsteinelva	0,15	1,14	0,10	100	55	45	<1,0	-16
Tverrdalsbekken	0,19	1,34	0,17	135	75	60	1,2	-5
Ekso v Gullbrå	0,14	0,57	0,06	60	55	5	<1,0	15
Nordalselva	0,16	0,89	0,19	60	55	5	<1,0	13
Bekk fra Holmavatn	0,15	0,77	0,20	55	55		1,4	22
Loneelva	0,13	0,69	0,17	75	60	15	1,4	8
Bekk fra Leifevatna	0,30	2,34	0,21	210	130	80	3,2	25
Kvanndalselva	0,15	0,84	0,20	50	45	5	<1,0	19
Fitstølbekken	0,14	1,12	0,14	135	70	65	1,4	-11