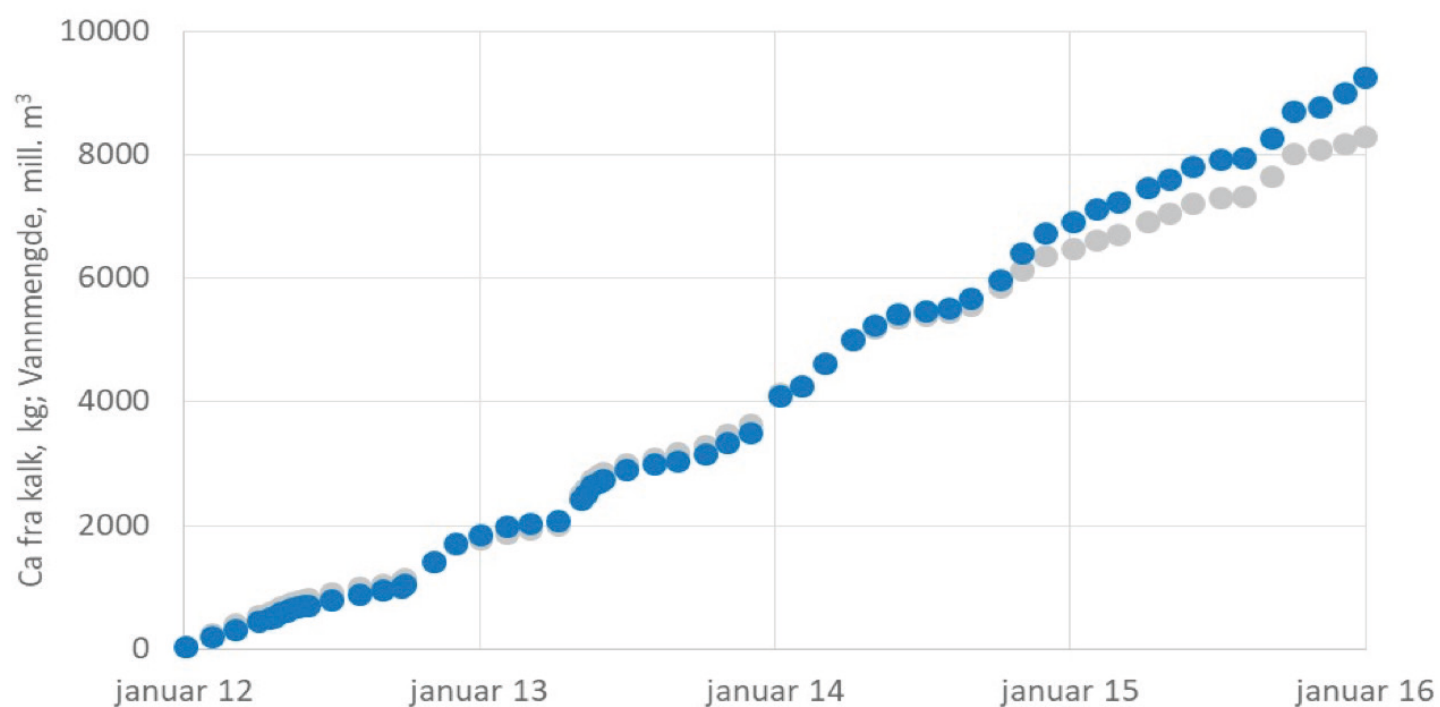


Kalkoppløsning ved dosering i lakseelver

Tovdalselva



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

Tittel Kalkoppløsning ved dosering i lakseelver	Løpenummer 7196-2017	Dato 18. oktober 2017
Forfatter(e) Atle Hindar og Liv Bente Skancke	Fagområde Kalking og forsuring	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Sør-Norge	Utgitt av NIVA Prosjektnr. 17170

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Oppdragsreferanse Anne Britt Storeng og Kjetil Lønborg Jensen
---------------------------------------	--

Sammendrag

Mens oppløsning av ulike kalkkvaliteter i innsjøer er målt og kan beregnes ved bruk av modeller, finnes det ikke tilsvarende dokumentasjon for elver. Det var bakgrunnen for foreliggende undersøkelse. Beregninger for seks kalkede laksevassdrag i 4-årsperioden 2012-2015 viste nær 100 % oppløsning av tilført vassdragskalk. Nær fullstendig oppløsning skyldes at sedimenterte kalkpartikler løses og resuspenderes. Kalkpartikler som transporteres med elva blir utsatt for mekanisk slitasje og løses videre opp. God turbulens minimerer også inaktivisering av kalkoverflatene pga utfellinger av humuskomplekser. I beregningene ble det lagt stor vekt på å finne fram til «riktige» bakgrunnskonsentrasjoner av kalsium i målområdet for kalking, slik at kalsium fra kalken kunne beregnes. I elver vil kalkingsstrategien avgjøre i hvilken grad en kan ta hensyn til den totale kalkoppløsningen. Styring etter nedstrøms-pH vil være av stor betydning fordi en kan ta hensyn til noe av den langtidsoppløsningen som bidrar til pH-effekten. Er det flere kalkdoserere i vassdraget og det nederste er pH-styrt, vil den automatiske doseberegningen ta hensyn til all kalkoppløsning oppstrøms. Ved økende vannføring vil resuspensjon og ytterligere oppløsning være en buffer mot raske pH-dropp. Ved valg av kalk, særlig i elver med kun en doserer, kan slike egenskaper være viktige å ta med i vurderingen.

Fire emneord	Four keywords
1. Laksevassdrag	1. Salmon rivers
2. Kalking	2. Liming
3. Kalkoppløsning	3. Limestone powder dissolution
4. Kalkingsstrategi	4. Liming strategy



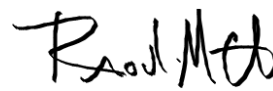
Atle Hindar

Prosjektleder



Kari Austnes

Kvalitetssikrer



Raoul-Marie Couture

Forskningsleder

Kalkoppløsning ved dosering i lakseelver

Forord

Mens oppløsning av ulike kalkprodukter ved innsjøkalking er godt kjent og kan modelleres, er dette ikke tilfellet for kalkdosering i elver. Av ulike grunner er dette uheldig, og Miljødirektoratet ønsket at dette ble utredet. Basert på forslag fra NIVA ble kalkoppløsning først beregnet for tre laksevassdrag og for årene 2014 og 2015. Anbefalingene i det notatet som ble utarbeidet var å utvide prosjektet med flere vassdrag og flere år, slik at blant annet år-til-år-variasjon og forskjeller mellom kalktyper kunne undersøkes. Slike beregninger er tidligere ikke foretatt, og det ble også anbefalt å utarbeide en NIVA-rapport for bedre dokumentasjon. I foreliggende rapport er kalkoppløsning beregnet for seks lakseelver i 4-årsperioden 2012-2015.

Liv Bente Skancke har hentet vannkjemiske data fra NIVAs database RESA2 og data om kalktyper fra tiltaksovervåkingen i kalkede laksevassdrag. Trine Fjeldstad ved hydrologisk avdeling i NVE har skaffet vannføringsdata fra de målestasjonene som er brukt. Kontaktpersoner i Miljødirektoratet har vært Anne Britt Storeng og Kjetil Lønborg Jensen. Alle takkes for godt samarbeid omkring denne problemstillingen. Kari Austnes har kvalitetssikret rapporten.

Grimstad, 18. oktober 2017

Atle Hindar

Innholdsfortegnelse

1 Bakgrunn	7
2 Metode og datagrunnlag	8
2.1 Datagrunnlag.....	8
2.2 Korreksjon for andre kalsiumkilder og endringer i tid og rom.....	9
2.3 Beregning av Ca fra kalken.....	13
3 Resultater	14
3.1 Kalkforbruk.....	14
3.2 Konsentrasjoner av Ca* i effektområdet.....	14
3.3 Nettotransport av Ca.....	17
3.4 Kalkopløsning	19
4 Diskusjon	20
5 Referanser	22

Sammendrag

Mens oppløsning av ulike kalkkvaliteter i innsjøer er målt og kan beregnes ved bruk av modeller, finnes det ikke tilsvarende dokumentasjon for elver. I elver er det tidligere antatt at kalkoppløsningen over året kan nærme seg 100 % for vanlig vassdragskalk (Hindar 1992; Hindar og Henriksen 1992). Enkelte undersøkelser i Sverige og Nord-Amerika støtter dette, men dokumentasjonen er begrenset og prøvetakingsstrategien lite tilfredsstillende.

Årsaken til høy kalkoppløsning over tid er at kalkpartikler sedimenterer, løses videre opp og resuspenderes. Kalkpartikler som transporteres nedover i vassdraget blir utsatt for mekanisk påvirkning som maler grovere partikler til finere, slik at kalken kan løses ytterligere. God turbulens og tidvis høy vannføring i norske elver minimerer også inaktivisering av kalkoverflatene pga utfelling av humuskomplekser.

I og med at kalkoppløsning i elver er dårlig dokumentert, foreslo NIVA i første omgang å gjøre noen beregninger i tre kalkede lakseelver for å skalere kalkoppløsningen. På bakgrunn av resultatene (svært høy oppløsning) ble det anbefalt å utvide prosjektet til nye elver og med data for flere år.

Vi hentet inn vannkjemiske data (kalsiumkonsentrasjon; Ca i mg/l) og kalkforbruk (omregnet til tonn Ca/år) fra seks lakseelver i fireårsperioden 2012-2015. Vannføringsdata (døgnmiddelvannføring) ble hentet fra samme vassdrag eller nabovassdrag for å kunne beregne Ca-transporten.

Det ble lagt stor vekt på å finne fram til «riktige» bakgrunnskonsentrasjoner av Ca i målområdet for kalking, slik at Ca fra kalken kunne beregnes. Det ble gjort ved å ta vekk den marine andelen av Ca, bruke konsentrasjoner fra referansestasjoner i samme vassdrag og korrigere for reduksjonen i Ca-konsentrasjon over tid. Reduksjonen er regional og er en konsekvens av redusert belastning med sur nedbør. Det var også nødvendig å ta hensyn til at Ca-konsentrasjonen generelt er større nederst i vassdrag enn øverst. For å finne ikke-marine Ca-konsentrasjoner (Ca*) ble det også brukt klorid-konsentrasjon og konduktivitet.

Beregningene viser ganske entydig at kalkoppløsningen er nær 100 % over året for kalkkvaliteter i både kategori 2 og kategori 3 i hht myndighetenes kalkregister. For den mest finmalte kalkkvaliteten (Biokalk 75 i kategori 2) antas det at kalkoppløsningen er forholdsvis momentan og lite avhengig av turbulens, resuspensjon av kalkpartikler og tilhørende maling og videre oppløsning av kalkpartikler nedover i elva. For kategori 3 -produktene antas det at forholdet kan være motsatt, at den fullstendige oppløsningen i stor grad skyldes slike forhold som er nevnt over.

Den største usikkerheten i beregningen er knyttet til faktoren for forholdet mellom Ca på referansestasjoner og Ca i målområdet. Faktorene kunne beregnes for Mandals- og Tovdalselva takket være lange dataserier, og viser at de valgte faktorene for de fire andre elvene kan betraktes som rimelige.

I elver vil kalkingsstrategien avgjøre i hvilken grad en kan ta hensyn til den totale kalkoppløsningen. Er det bare ett doseringsanlegg vil en ikke nødvendigvis klare å inkludere all kalkoppløsning i doseberegningen. Styring etter nedstrøms-pH vil imidlertid være av stor betydning fordi en kan ta hensyn til noe av den langtidsoppløsningen som bidrar til pH-effekten. Styring av kalkdosen basert på nedstrøms-pH ble derfor anbefalt på 1980-tallet og testet ut for første gang i Vikedalselva. Er det flere kalkdoserere i vassdraget, vil det nederste sannsynligvis være pH-styrt og dermed ta hensyn til all kalkoppløsning oppstrøms.

Mens kalk av svært finmalte partikler løses raskt, vil en andel av partiklene i de noe grovere kalkkvalitetene sedimentere ved lave vannføringer. Her vil de løses opp og tidvis gi en svært merkbar, men ofte unyttig pH-effekt (pH over pH-målet). Ved økende vannføring vil kalkpartikler imidlertid resuspenderes, løses ytterligere opp og på den måten representere en buffer mot raske pH-dropp. Ved valg av kalk, særlig i elver med kun en doserer, kan slike egenskaper være viktige å ta med i vurderingen.

Summary

Title: Dissolution of limestone powders in limed salmon rivers

Year: 2017

Author: Atle Hindar and Liv Bente Skancke

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-6931-4

Liming of salmon rivers became part of the operational liming programme in Norway around 1996-1997 with the onset of full-scale liming of the two rivers Tovdalselva and Mandalselva. At present about 20 salmon rivers are limed by use of continuous lime dosing from one or several lime dosers. Documentation of limestone powder dissolution in these and other limed rivers has been limited, but several indications from Scandinavia and North America pointed towards almost 100% dissolution over time. If this is the case, no significant differences may be expected between limestone powders of different particle size distributions used in these rivers.

In order to better document the limestone powder dissolution in rivers NIVA suggested to calculate annual limestone-related flux of calcium (Ca) in representative salmon rivers where different limestone powder products have been used. In this project we used water chemistry and water flow data from six rivers for the 4-year period 2012-2015 to estimate the annual limestone related Ca flux and compared these data with the annual consumption of Ca in the lime dosers. Ca data were collected from unlimed but also lime influenced reference stations and from the main station in the lowermost part of each river.

Emphasis was put on getting representative background Ca-concentrations. These were subtracted from the measured and sea salt corrected Ca concentrations in the target part of the river. Together with the sea salt correction, acid rain dependent time trends (decrease) in Ca and the general increase in Ca downstream in rivers were corrected for. The largest uncertainties are probably related to this last factor, but estimates based on long term data (from 1980 until onset of liming) for the two already mentioned rivers showed that the selected factors were sound.

All estimates showed annual dissolution rates of around 100 % of added Ca. This number applies both for the most finely ground limestone powder (0-0.02 mm; 50 % < 0.005 mm) and for the somewhat courser powders (0-0.1 mm; 50 % < 0.02 mm). The finely ground powder probably dissolves quickly, regardless of resuspension, mechanical tear and further dissolution, whereas the courser ground powders are dependent on these processes to become fully dissolved over time.

With only one lime doser and no pH regulation downstream there are limited possibilities to take long term dissolution into consideration. A pH regulated doser will adjust the doses based on the total limestone dissolution upstream. It may therefore be assumed that 100 % dissolution may be accounted for in large rivers with several dosers if the lowermost is pH regulated.

Particles of the somewhat courser powders sediment during low flow periods, dissolves and may produce higher than target pH. However, in periods of increasing flow resuspension and further dissolution may serve as a buffer and protect against rapid pH decrease. This should be considered when choosing limestone powder qualities for river liming.

1 Bakgrunn

Mens oppløsning av ulike kalkkvaliteter i innsjøer er målt og kan beregnes ved bruk av modeller, finnes det ikke tilsvarende dokumentasjon for elver.

Avgjørende for oppløsningen i innsjøer er mineraltype, kornfordeling, pH i vannet ved kalking og synkedyp (Sverdrup 1985). Blir kalkdosen forholdsvis høy kan det dessuten brukes en overdoseringsfaktor for å beregne den reduserte kalkoppløsningen. Totaloppløsningen for en innsjø er sammensatt av momentanoppløsningen, dvs. oppløsning mens partiklene synker ned på bunnen, og langtidsoppløsningen (Hindar og Wright 2005; Hindar mfl. 2013). Langtidsoppløsningen skjer fra kalk på innsjøbunnen. Den kan være av stor betydning for kalkeffekten og kan vare i flere år. Etter avsluttet kalking vises dette ved at kalkeffekten varer lenger enn vannets teoretiske oppholdstid (fortynningen) skulle tilsi (Hindar og Skancke 2015).

For elver antar vi at kalkoppløsningen arter seg på en annen måte, men dette er lite undersøkt. Momentanoppløsningen er vanskelig å definere og er kanskje ikke en hensiktsmessig betegnelse. Kalkoppløsningen er riktignok sammensatt av oppløsning av kalkpartikler når de doseres til elva og oppløsning av partikler som allerede har rukket å sedimentere (Hindar 1987; Zurbuch mfl. 1996). Zurbuch mfl. (1996) skriver: "Limestone particles deposited in the stream sediment continued over time to be dissolved. They were significant in the overall dissolution efficiency of the limestone treatment. This sediment calcite also provided supplementary neutralization when high flow requirements exceeded the drum station's dosing capability". Men i tillegg kommer oppløsning av partikler som resuspenderes, transporteres videre nedover med ellevannet og som er utsatt for mekanisk slitasje på veien (Tideström 1984; Hindar og Henriksen 1992; Menendez mfl. 2000). Også på grunn av den hydrologiske dynamikken i elver, med en veksling mellom lite vann og mye vann, har vi tidligere antatt at summen av disse prosessene kan gi en oppløsning over året som kan nærme seg 100 % for vanlig vassdragskalk (Hindar 1992; Hindar og Henriksen 1992).

En oversikt gitt av Menendez mfl. (2000) og deres egne målinger gir kalkoppløsning i området 80-100 %. I kalkingsplanene for Tovdalsvassdraget og Kvina ble det brukt hhv. 80 % og 70 % som et anslag for total kalkoppløsning over året (Hindar 1991; Hindar 1992), men faktisk oppløsning er aldri blitt verifisert.

Arbeidet Henrik Tideström gjorde for Naturvårdsverket i 1984 (Tideström 1984) tok for seg ulike doseringsmetoder for rennende vann, og inkluderte beregning av kalkoppløsning ved en rekke slike anlegg. Beregningene var basert på vannprøver i ulik avstand fra dosering, og både «løst» (vann filtrert gjennom filter med 0,8 µm porestørrelse) og total kalsiumkonsentrasjon ble målt ved et fåtall anledninger. Målingene viste 20-80 % kalkoppløsning ved ulike anlegg med innebygd oppslemming av partikler før dosering. Det ble antatt 40-60 % kalkoppløsning på årsbasis. Tideström skriver imidlertid at «Vår undersøkning viser at en betydende kalkoppløsning av sedimentert kalk forekommer spesielt i små vattendrag där stora mängder kalk lagrats på botten. Den långsiktiga betydelsen av denna påverkan kan dock inte fastställas på basis av denna undersökning». Ingen supplerende undersøkelser ble utført så vidt vi vet.

Harald U. Sverdrups arbeid med kalkoppløsning på 1980-tallet hadde hovedfokus på innsjøkalking. En artikkel i Vatten (Sverdrup mfl. 1985) tok imidlertid for seg kalkoppløsning ved bekkekalking, delvis på bakgrunn av Tideströms rapport. De viktigste faktorene etter deres mening var partikkelstørrelse, pH, kalkdose (i g/m³) og grad av oppslemming i vann før dosering. Dette gjelder åpenbart for innsjøkalking, men langtidsoppløsning i elva var ikke tatt med som en vesentlig faktor.

Som bakgrunn for foreliggende undersøkelse ble det antatt at forskjellen i kalkoppløsning mellom ulike kalktyper er mindre i elver enn i innsjøer fordi kalkoppløsningen er langt bedre i elver. I tillegg til forskjell som skyldes elvenes mekaniske krefter, vil sedimenterte kalkpartikler i innsjøer pakkes inn i sedimentene.

Det vil medføre at kalkpartiklene i større grad inaktiveres pga utfellinger av jern-aluminium-humuskomplekser. Inaktivering kan også skje i elver, enten temporært ved lav vannføring eller permanent i stilleflytende elver. Men i store laksevassdrag i Norge, med god turbulens og tidvis høy vannføring, antas det at inaktivering er av liten betydning for kalkoppløsningen.

I elver vil kalkingsstrategien avgjøre i hvilken grad en kan ta hensyn til den totale kalkoppløsningen. Er det bare ett doseringsanlegg vil en ikke nødvendigvis klare å inkludere all kalkoppløsning i doseberegningen. Styring etter nedstrøms-pH vil imidlertid være av stor betydning fordi en kan ta hensyn til noe av den langtidsoppløsningen som bidrar til pH-effekten (Hindar 1987). Styring av kalkdosen basert på nedstrøms-pH ble derfor anbefalt på 1980-tallet (Hindar 1987) og testet ut for første gang i Vikedalselva (Hindar og Henriksen 1992).

I og med at kalkoppløsning i elver er dårlig dokumentert, foreslo NIVA i første omgang å gjøre noen beregninger i to-tre kalkede lakseelver for å skalere kalkoppløsningen. På bakgrunn av resultatene (svært høy oppløsning) ble det anbefalt å utvide prosjektet til nye elver og med data for flere år. I foreliggende rapport er metoden for beregninger dokumentert og beregninger for seks laksevassdrag i 4-årsperioden 2012-2015 er sammenfattet og vurdert.

2 Metode og datagrunnlag

Beregningsmetoden går i korthet ut på å bruke en av hovedbestanddelene i kalk, nemlig kalsium (Ca), som grunnlag for å beregne hvor mye kalk som løses opp i elvene. Brukte mengder kalk er kjent og likeledes andelen Ca i kalken via den oppgitte andelen CaCO_3 (kalsitt) for de ulike kalktypene som er brukt.

I elvene måles Ca-konsentrasjonen og en del andre parametere, men utfordringen er å finne fram til den Ca-konsentrasjonen som hører til kalkingen. Det er to andre vesentlige kilder til Ca, nemlig berggrunn og jordsmonn, samt sjøsalter. I hvilken grad tilført kalk i jordbruksområder er en viktig kilde er uklart, men det er mulig å korrigere for den økningen i Ca-konsentrasjon som normalt skjer nedover i vassdraget, og her vil et bidrag fra denne kilden inngå. Bidraget fra sjøsalter kan korrigeres, se under.

Kalsiumkonsentrasjonen i forsurede vann og vassdrag er redusert betydelig de siste 20-30 årene som følge av redusert syrenedfall. Dette tas det hensyn til i enkelte av de beregningene som inngår her.

2.1 Datagrunnlag

Vi har brukt tilgjengelige data for kalsiumkonsentrasjoner og andre vannkjemiske data fra målestasjoner i tiltaksovervåkingen i kalkede laksevassdrag (*Tabell 1*), samt data for kalkforbruk fra samme kilde. Seks elver er inkludert; Tovdalsvassdraget, Mandalsvassdraget, Lygna, Audna, Kvina og Vikedalselva. Vannføringsdata på døgnbasis er hentet fra NVEs målestasjoner (*Tabell 1*). Beregningene er gjennomført for fire år (2012-2015).

Tabell 1. Stasjoner for måling av vannkjemi og vannføring i vassdragene. Vannkjemistasjoner er hhv. referansestasjoner (Ref) og effektstasjoner. Vannføringsdata er hentet fra NVEs målestasjoner.

Vassdrag	Vannkjemi	Vannføring
Tovdalselva	Ref: Tveitvatn Effekt: Boen	20.3.0 Flaksvann
Mandalselva	Ref: Monn Effekt: Marnardal	22.4.0 Kjølemo
Audna	Ref: Oppstrøms Stedjan Effekt: Melhusfossen	23.8.0 Gaupefossen
Lygna	Ref: Utløp Lygne + Tovdal Effekt: Vegge	Gaupefossen i Audna
Kvina	Ref: Stegemoen i hovedelva og Mygland i Litleåna Effekt: nedstr. Trælandsfoss	25.30.0 Stegemoen
Vikedalselva	Ref: Låkofossen oppstrøms Effekt: Nedstr. Låkofossen og Litleelva	38.1.0 Holmen

Referansestasjoner for vannkjemi er av to kategorier. Den ene kategorien er målestasjoner uten kalking oppstrøms, mens den andre er kalkpåvirkede referansestasjoner. Den siste kategorien egner seg for å beregne nettoeffekten av dosererkalking nedstrøms, men effekten av pågående eller tidligere kalking oppstrøms må beregnes. I Tovdalsvassdraget, Mandalsvassdraget, Kvina og Vikedalselva har vi brukt «ukalkede» referanser, mens de er kalkpåvirket i Audna og Lygna.

Effektstasjoner kan vi kalle de vannkjemiske stasjonene som ligger nedstrøms kalkdosererne. Det er data herfra som er brukt for å måle effekten av kalkingen. Som regel er parameterutvalget så bra at netto kalkeffekt kan beregnes om en trekker fra bakgrunns-bidraget. For noen, dvs. utløp Lygne, Trælandsfoss i Kvina og nedstrøms dosering i Vikedal, er parameterutvalget imidlertid generelt begrenset, og det måtte gjøres et grep for å kunne beregne ikke-marine Ca-konsentrasjoner, se under.

2.2 Korreksjon for andre kalsiumkilder og endringer i tid og rom

Bidraget av Ca med marint opphav er ekskludert i beregningene ved at vi har brukt ikke-marine Ca-konsentrasjoner (Ca^{*}). De ikke-marine Ca-konsentrasjonene kan beregnes for alle prøver hvor det også er analysert på klorid (Cl) eller hvor Cl-konsentrasjonen kan beregnes. Beregningen av Ca^{*} er som følger:

$$Ca^* = Ca - (Ca/Cl)_{\text{sjøvann}} * Cl, \text{ der } Ca/Cl \text{ i sjøvann er } 400/18980 \text{ på vektbasis (konsentrasjoner i mg/L)}$$

I alle vassdrag var den marine Ca-andelen under 10 %, så usikkerheter i beregningen av Ca^{*} er av forholdsvis liten betydning. En viktig grunn til denne lave andelen er at det er en liten andel Ca i sjøvann, kun 400 mg/L i forhold til 18980 mg/L for klorid. I målområdet for kalking bidrar også Ca fra kalken til at den marine andelen blir lav. Det er et større marint innslag i målområdet for kalking, dvs. den lakseførende strekningen nærmere kysten, enn på referansestasjonene.

Referansestasjonene er ofte høyt oppe i vassdraget, og vannet er som regel «tynnere» der pga mindre og fattigere løsavsetninger og mindre menneskelig aktivitet. Som allerede antydnet, kan tilført kalk i landbruket bidra nedover i vassdraget. Det er derfor viktig å finne en bakgrunnsverdi for Ca^{*} som tilhører målområdet på anadrom strekning, dvs. det området der effektstasjonen ligger. Her følger en redegjørelse for hvordan dette er gjort.

I Tovdalsvassdraget har vi brukt Ca^{*} - forholdet mellom målområdet (Boenfossen) og referansestasjonen (Tveitvatn) fra perioden før kalking ble igangsatt. I perioden 1980-1995 var det ingen endring i Ca^{*}-konsentrasjon ved Boen, og middelkonsentrasjonen for Ca^{*} var 0,89 mg/L. Ved Tveitvatn ble Ca^{*}-

konsentrasjonen redusert med 0,011 mg/L/år, totalt 34 %, i perioden 1995-2015 (lineær regresjon). Regresjonslinjen gir $Ca^* = 0,64$ mg/L i 1996. Den midlere Ca-konsentrasjonen var dermed en faktor 1,39 høyere ved Boenfossen enn på referansestasjonen før kalkstart. Bakgrunns-konsentrasjonen for Boenfossen for årene 2012-2015 ($Ca^*=0,62$ mg/L) er beregnet fra konsentrasjonen ved Boen før kalking og den prosentvise endringen over tid ved Tveitvatn.

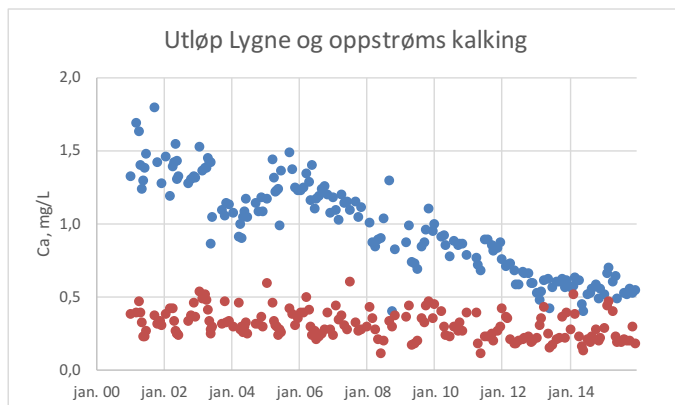
I Mandalsvassdraget ligger referansestasjonen oppstrøms all kalking, og langt unna effektstasjonen, slik som i Tovdalsvassdraget. Og som i Tovdalsvassdraget finnes det før-kalkingsdata fra effektstasjonen (Marnardal). I perioden 1980-1995 var det en lineær reduksjon i Ca^* -konsentrasjon fra 0,64 til 0,56 mg/L. Referansestasjonen i Mandalsvassdraget er i virkeligheten to, og skiftet mellom Skjerka og Monn skjedde i 2008. Beklageligvis må disse holdes fra hverandre pga ulike Ca^* -nivåer, men det har vært en tydelig Ca^* -reduksjon begge steder. Ved Skjerka var det en lineær reduksjon i Ca^* -konsentrasjon fra 0,38 til 0,30 mg/L i perioden 1996-2008. Forholdet i Ca^* -konsentrasjon mellom Marnardal og Skjerka omkring 1996 var dermed 1,47, dvs. noe større enn i Tovdalsvassdraget. Ved å bruke dette forholdet og en lineær framskrivning av den prosentvise reduksjonen ved Skjerka fram til perioden 2012-2015, får vi en bakgrunns- Ca^* ved Marnardal på 0,40 mg/L.

I Audna er det ingen ukalkede referansestasjoner i tiltaksovervåkingen, og vi har derfor brukt data fra oppstrøms Stedjan som referanse, dvs. oppstrøms det øverste kalkdoseringsanlegget. Det foregår kalking oppstrøms denne stasjonen, slik at disse verdiene ikke representerer en «ukalket» situasjon. Konsentrasjonen av Ca^* ved Stedjan er endret fra 1,0 mg/L til 0,8 mg/L (lineær regresjon) i perioden 2006-2015, men reduksjonen er størst i siste halvdel. Vi har derfor tatt utgangspunkt i årsmiddelverdiene for de fire årene 2012-2015, hhv. 0,92, 0,90, 0,78 og 0,78 mg/L. For å komme ned til ca. 100 % kalkoppløsning i Audna, måtte disse årsmidlene multipliseres med faktoren 1,3 for å komme fram til den u-kalkede bakgrunnskonsentrasjonen ved effektstasjonen Melhusfossen, se under resultater og diskusjon.

I Lygna blir det feil å bruke data fra det som faktisk er en ukalket referansestasjon, nemlig oppstrøms den nedlagte Rossevatn-dosereren. Rossevatn-dosereren står oppstrøms innsjøen Lygne, og det er fortsatt en kalkeffekt ut av Lygne etter den tidligere kalkingen fra dosereren, se figur 1. For å unngå at denne kalken inngår i beregningen av kalkoppløsning fra dosering i 2012-2015, har vi derfor brukt data fra utløp Lygne som et utgangspunkt. Her er det imidlertid et begrenset parameterutvalg (ikke kloridmålinger). Så for å kunne korrigere for sjøsaltbidraget til de målte Ca-konsentrasjonene (finne Ca^* -konsentrasjonene), har vi brukt sammenhengen mellom konduktivitet og klorid på den ukalkede referansestasjonen, og deretter beregnet kloridkonsentrasjoner for utløp Lygne basert på målt konduktivitet og dette forholdet. Beregningen er som følger (lineær regresjon):

$$Cl = 2,07 * kond - 1,32 \quad (r^2 = 0,96)$$

Målt Ca-konsentrasjon for utløp Lygne avtok markant i perioden 2012-2015 pga avtakende effekt av tidligere kalking, se *Figur 1*. Det var derfor også her nødvendig å splitte beregnede Ca^* -konsentrasjoner opp i årsmidlene 0,60, 0,52, 0,48 og 0,50 mg/L. Figuren viser at Ca-trenden flater ut, og det skyldes at kalkeffekten fra tidligere avtar mot null. For å komme ned til ca. 100 % kalkoppløsning i Lygna, måtte disse årsmidlene multipliseres med faktoren 1,3 for å komme fram til den u-kalkede bakgrunnskonsentrasjonen ved effektstasjonen Vegge, se under resultater og diskusjon.



Figur 1. Kalsiumkonsentrasjonen i utløp Lygne (blå) og på ukalket referansestasjon oppstrøms Rossevatn (rød) i perioden 2001-2015.

I Kvina er det en mulig referansestasjon oppstrøms kalkdosereren ved Nyland (Stakkeland), men vi har bare hatt tilgang på data fra 2016 (via Vannmiljø-databasen). Det ble derfor vurdert om stasjonen oppstrøms kalking i sidevassdraget Litleåna (Figur 2) kunne benyttes som referansestasjon. Konsentrasjonen av Ca^* øverst i Litleåna avtok fra 0,36 til 0,28 mg/L i perioden 1996-2015. For perioden 2012-2015 har vi benyttet verdien 0,29 mg/L. Selv med en faktor 1,4 kommer vi imidlertid ikke opp mot årsmiddelet i 2016 ved Stakkeland (0,49 mg/L) eller ned til en kalkutnyttelse ved Nylanddosereren på 100 %, se resultater og diskusjon.

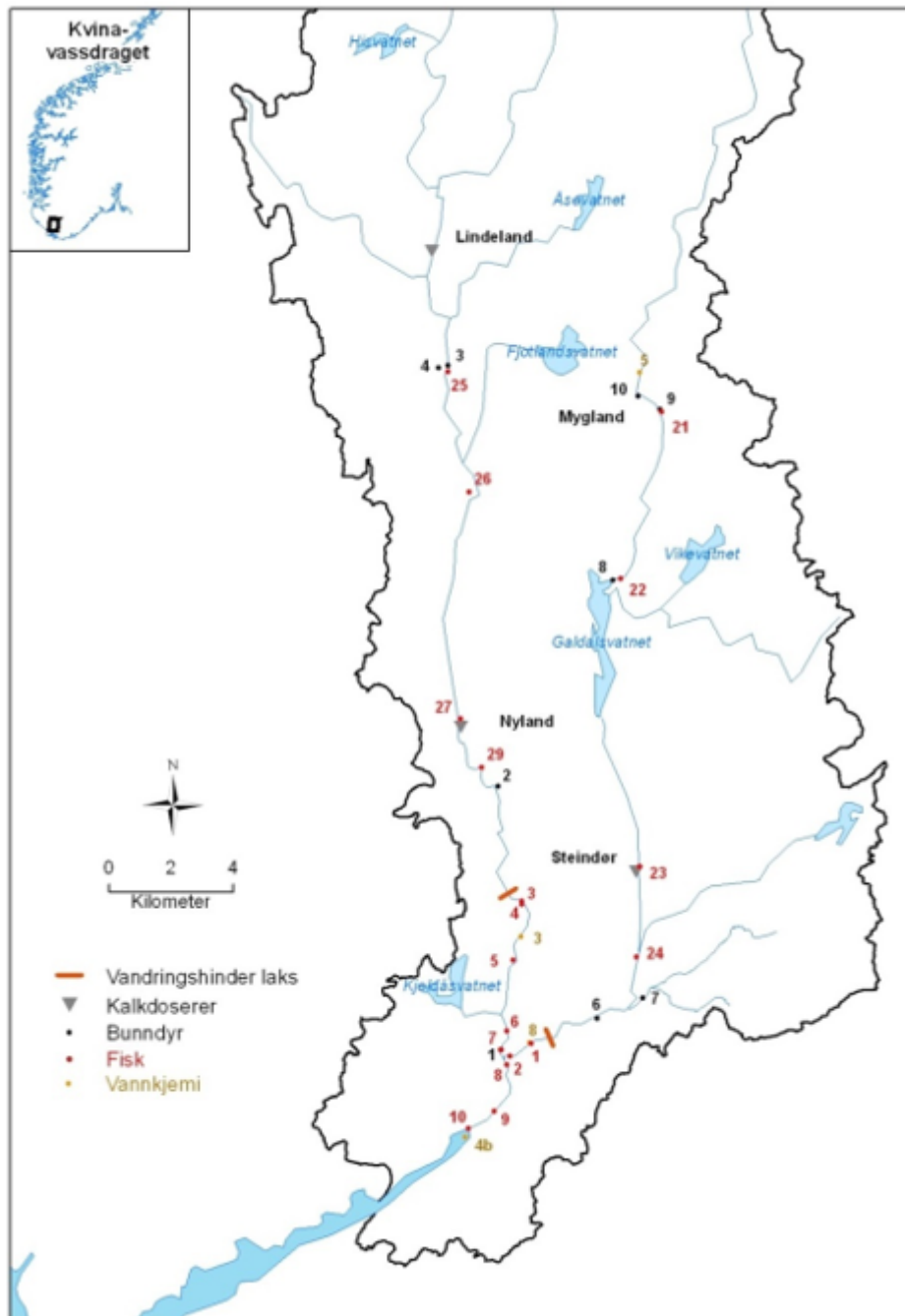
Øvre del av Kvinas nedbørfelt, på høyde med det nedlagte gruveområdet Knaben, er regulert vekk. Forholdsvis høyt opp i det resterende feltet (Lindelund), oppstrøms Stakkeland, var det i perioden 1994-2008 kalkdosering (Figur 2). Det kan tenkes at det i perioden 2012-2015 fortsatt har vært en effekt av kalkrester nedstrøms dette anlegget. Data i Vannmiljø viser også at avrenningen fra Knaben har forholdsvis høye Ca-konsentrasjoner. I motsetning til øverst i Lygna, er det ingen nedstrøms beliggende innsjøer her, slik at eventuelle kalkrester kun ligger i elvestrengen. Vi har derfor valgt å bruke årsmiddelkonsentrasjonen for 2016 ved Stakkeland (data fra Vannmiljø) som bakgrunnsverdi (kalket referanse), selv om data bare finnes for dette ene året.

I Vikedalsvassdraget er referanse- og effektstasjon lokalisert forholdsvis nær hverandre (2 km i luftlinje), hhv. oppstrøms og nedstrøms Lå kafossen, der kalkdoseringsanlegget står. Men nedstrømsstasjonen mottar trolig et bidrag av Ca^* fra landbruksarealer, som utgjør 1,8 % av nedbørfeltet. Kalkingen her har pågått i 30 år, og i 1999 ble det satt opp et doseringsanlegg også i Litleelva. Litleelva kommer inn i vassdraget rett nedstrøms Lå kafossen, men oppstrøms effektstasjonen. Vannkvaliteten oppstrøms kalking i Litleelva er surere enn oppstrøms Lå kafossen, og Ca^* -konsentrasjonen noe lavere. Men som navnet tilsier er dette sidevassdraget atskillig mindre (6,4 km²) enn feltet oppstrøms Lå kafossen (88,4 km²). Vi har derfor ikke forsøkt å justere bakgrunnskonsentrasjonen ved effektstasjonen etter Litleelva.

For Vikedalselva finnes det gode data fra før kalkingsstart. Middelkonsentrasjonen av Ca^* ved Lå kafossen for perioden 1982-1986 (før kalking) var 0,65 mg/L. Fram til perioden 2012-2015 ble Ca^* -konsentrasjonen redusert med 22 % til 0,51 mg/L. For å komme ned til ca. 100 % kalkoppløsning i Vikedalselva, måtte imidlertid denne middelkonsentrasjonen multipliseres med faktoren 1,2 for å komme fram til den ukalkede bakgrunns-konsentrasjonen ved effektstasjonen nedstrøms Lå kafossen, se under resultater og diskusjon. Faktoren er mindre enn for de andre elvene fordi avstanden mellom referanse- og effektstasjon er forholdsvis kort. Samtidig øker innslaget av landbruksarealer raskt i dette området.

For noen effektstasjoner, dvs. Trælandsfoss i Kvina og nedstrøms dosering i Vikedal, er parameterutvalget generelt begrenset, og Ca^* er beregnet ved å bruke målt konduktivitet på stasjonene og forholdet mellom

konduktivitet og Cl på de ukalkede referansestasjonene (hhv. oppstrøms doseringen i Litleelv og oppstrøms Låakafossen i Vikedal), som beskrevet over for utløp Lygne i Lygna.



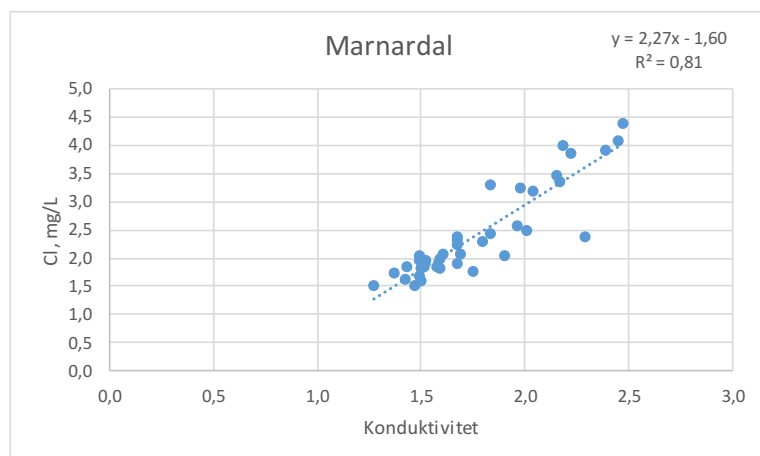
Figur 2. Referansestasjoner i Kvina er oppstrøms doseren i Litleåna ved Mygland (vannkjemi, st. 5) og Stakkeland i hovedelva, mens effektstasjonen er nedstrøms Nylanddoseren i hovedelva (vannkjemi, st. 3). Stakkeland er ved st. 3 for bunndyr. Kart fra tiltaksøvervåkingen i kalkede laksevasdrag (produksjon: NINA).

For de andre effektstasjonene varierer parameterutvalget i den forstand at det månedlig er analysert på tilstrekkelig mange parametere, mens det i april-mai i tillegg er tatt prøver som er analysert på færre parametere, bl.a. ikke Cl. Cl-konsentrasjonen i tilleggsprøvene er da beregnet fra forholdet mellom konduktivitet og Cl fra de månedlige målingene og konduktivitet i tilleggsprøvene. Følgende eksempel er

fra Marnardal i Mandalselva. Data for konduktivitet og Cl er først plottet, og den lineære regresjonslikningen er brukt for å beregne Cl-konsentrasjon fra konduktivitet i de tilfellene der det kun er målt konduktivitet. For Marnardal (Figur 3) er likningen:

$$\text{Cl} = 2,27 * \text{konduktivitet} - 1,60 \text{ (mg/L)}, r^2 = 0,81$$

Korrelasjonskoeffisienten r^2 for disse sammenhengene lå i området 0,6-0,95. De laveste r^2 - verdiene ser ut til å skyldes større bidrag fra Ca fra kalk til konduktiviteten, se under. I og med at andelen marint Ca er lavt i disse prøvene, f.eks. 4 % i Marnardal, vil usikkerheten i beregningen av Ca^* som også tidligere nevnt ikke være avgjørende. Det er langt bedre å ha med disse dataene til tross for usikkerheten enn å ikke kunne bruke dem.



Figur 3. Konduktivitet og Cl-konsentrasjon ved Marnardal-stasjonen i Mandalselva. Likningen for den lineære regresjonen er gitt sammen med korrelasjonskoeffisienten r^2 .

For de stasjonene dette gjelder er datagrunnlaget dermed økt betydelig, typisk fra 48 datasett (månedlig i fire år; 4*12) til 70-80 datasett.

Beregningen av Cl basert på konduktivitet er forbundet med stor usikkerhet på enkelte stasjoner fordi høye Ca-konsentrasjoner (fra kalk, som nevnt over) bidrar betydelig (inntil en tredel) til konduktiviteten. Det ble derfor gjort et fratrukk av store Ca-bidrag fra kalk til konduktivitet, slik at denne usikkerheten i beregningen av Cl basert på konduktivitet ble sterkt redusert. Beregningen er som følger:

$$\text{Kond}_{\text{korrr}} = \text{Kond} - \text{Ca} * 49,9 * 0,0543 * 0,11 \text{ (mS/m)},$$

der faktoren 49,9 er $\mu\text{ekv/mg}$ for Ca og faktorene 0,0543 og 0,11 gir Ca-bidraget til konduktiviteten.

Kriteriet for korreksjon ble satt til 1,5 mg Ca/L for Trælandsfoss i Kvina og nedstrøms Låka fossen i Vikedal og 2 mg Ca/L for Melhusfossen i Audna. For de to første ble Ca-konsentrasjoner over 1 mg Ca/L trukket fra den målte konduktiviteten hvis kriteriet var oppfylt, mens det for Melhusfossen var Ca-konsentrasjoner over 1,5 mg/L som ble trukket fra. For de andre effektstasjonene ble det ikke gjort denne typen korreksjoner fordi Ca-konsentrasjonene var forholdsvis lave eller stabile.

2.3 Beregning av Ca fra kalken

Netto Ca-konsentrasjon, dvs. Ca fra kalken, er differansen mellom beregnede Ca^* -konsentrasjoner i målområdet og de beregnede bakgrunnskonsentrasjonene i målområdet. For å beregne Ca fra kalken må vi

kople netto-konsentrasjoner og vannføring. Sum døgnvannføring mellom to vannprøvetakinger og netto Ca-konsentrasjon fra den siste av de to prøvetakingene er brukt til å beregne netto Ca-transport for hver enkelt periode. Disse Ca-mengdene er deretter summert for hvert år og sammenholdt med brukt kalkmengde (dvs. Ca-delen av kalken) dette året. Forholdet mellom disse størrelsene gir kalkopløsningen hvis vi antar at all målt Ca er på løst form og ikke uopløste kalkpartikler. I kraftig flom kan det tenkes at denne forutsetningen ikke gjelder fullt ut for effektstasjoner som er forholdsvis nær kalkdoserer, slik som i Vikedalselva og Audna. I Kvina er det kort avstand, men brukt svært finmalt Biokalk 75, som trolig løses temmelig fullstendig allerede ved innblanding i elva.

3 Resultater

3.1 Kalkforbruk

I Tovdal- og Mandalsvassdraget var det seks operative doserere i 2015, mens det i de andre var 1-2. Andelen innsjøkalking var 10 % i Tovdalsvassdraget og Audna, men lav (1-3 %) i de fire andre vassdragene.

Kalkforbruket og de ulike kalktypene som er brukt i de seks vassdragene for perioden 2012-2015 er gitt i *Tabell 2* og *Tabell 3*. I alt er det brukt fire forskjellige kalktyper, og det har vært endringer over tid i fire vassdrag. Nyland-dosereren i Kvina har hele tiden dosert Biokalk 75, mens anleggene i Vikedal hele tiden har dosert VK3. De tre siste årene er det disse to kalktypene som dominerer.

Biokalk 75 er en kategori 2 kalk med kornfordeling som følger: 90 % < 0,015 mm; 50 % < 0,005 mm og 20 % < 0,002 mm. De tre andre kalktypene er kategori 3 kalk. VK3 har følgende kornfordeling: 90 % < 0,071 mm; 50 % < 0,019 mm og 20 % < 0,004 mm. Alt ifølge Miljødirektoratets kalkregister (Miljødirektoratet 2015).

3.2 Konsentrasjoner av Ca* i effektområdet

Variasjonen i Ca*- konsentrasjon på effektstasjonene har litt ulik karakter. Mens det er forholdsvis liten variasjon mellom årene i Tovdals- og Mandalsvassdraget, samt Lygna, er det noe større variasjon i de tre andre (*Figur 4*). Kun i Audna og Vikedalselva i 2013 er det tidvis forholdsvis høye Ca*-konsentrasjoner. I Audna skyldes det langtidsopløsning av kalk fra elvebunnen i kombinasjon med lav vannføring, se seinere i rapporten. I Vikedal er årsaken ikke undersøkt.

Figuren viser også at oppnådde Ca*-konsentrasjoner i all hovedsak ligger mellom 1 og 2 mg/L. Unntaket er Vikedalselva, der de fleste målinger er under 1 mg/L. Det skyldes at det tilføres mindre kalk i Vikedalselva fordi forsuringssituasjonen er mindre utpreget, og i all hovedsak styrt av sjøsaltepisoder.

Tabell 2. Kalkforbruket i de seks elvene i perioden 2012-2015. Kilde: Årsrapporter i Miljødirektoratets tiltaksoppfølging i kalkede laksevasdrag.

Brukte kalkmengder

	tonn CaCO ₃	tonn CaCO ₃	tonn CaCO ₃	tonn CaCO ₃
	2012	2013	2014	2015
Tovdalselva				
Skjeggedal doserer	552	695	232	348
Bås doserer	2128	2016	3308	2367
Vatnedal doserer	211	127	180	209
Skåre doserer	509	753	835	903
Søre Herefoss doserer	1037	831	1838	1147
Kateråsåna doserer		32	31	37
Innsjøer	593	583	559	538
Sum kalkforbruk	5030	5037	6983	5549
Mandalselva				
Bjelland	819	706	1380	647
Håverstad	3009	2708	4901	4548
Smeland (stopp sommer 2013)	610	225	0	0
Bjørndalen	682	841	1151	793
Hesså	127	63	74	52
Høyeåna	208	248	363	172
Innsjøer	39	67	51	77
Sum kalkforbruk	5494	4858	7920	6289
Audna				
Stedjan	652	628	757	653
Tryland	520	352	528	590
Innsjøer	136	138	116	131
Sum kalkforbruk	1308	1118	1401	1374
Lygna				
Birkeland	958	938	1474	1633
Gysland	734	801	530	370
Innsjøer	11	20	14	20
Sum kalkforbruk	1703	1759	2018	2023
Kvina				
Nyland	1289	1001	1974	2094
Innsjøer*	55	48	36	44
Sum kalkforbruk	1344	1049	2010	2138
*i hele vassdraget				
Vikedal				
Låkafossen	132	210	187	180
Litleelv	103	75	15	63
Innsjøer	0	0	0	0
Sum kalkforbruk	235	285	202	243

Tabell 3. Kalktyper som er brukt. Kilde: Årsrapporter i Miljødirektoratets tiltaksoppfølging i kalkede laksevassdrag.

Vassdrag	2012	2013	2014	2015
Tovdal	NK3 jan-jun (57%), HO3 jul-des (43%)	HO3 (41%),VK3 fra mai (59%)	VK3 (80%), HO3 (20%)	VK3
Mandal-Bjelland	NK3 jan-jun (74%), VK3 jul-des (26%)	VK3	VK3	VK3
Audna	NK3 jan-jun (60%), VK3 jul-des (40%),	VK3	VK3	VK3
Lygna	Biokalk75 (57%), NK3 jan-jun (23%), VK3 jul-des (20%)	Biokalk75 (54%), VK3 (46%)	Biokalk75 (74%), VK3 (26%)	Biokalk75 (82%), VK3 (18%)
Kvina-Nyland	Biokalk75	Biokalk75	Biokalk75	Biokalk75
Vikedal	VK3	VK3	VK3	VK3

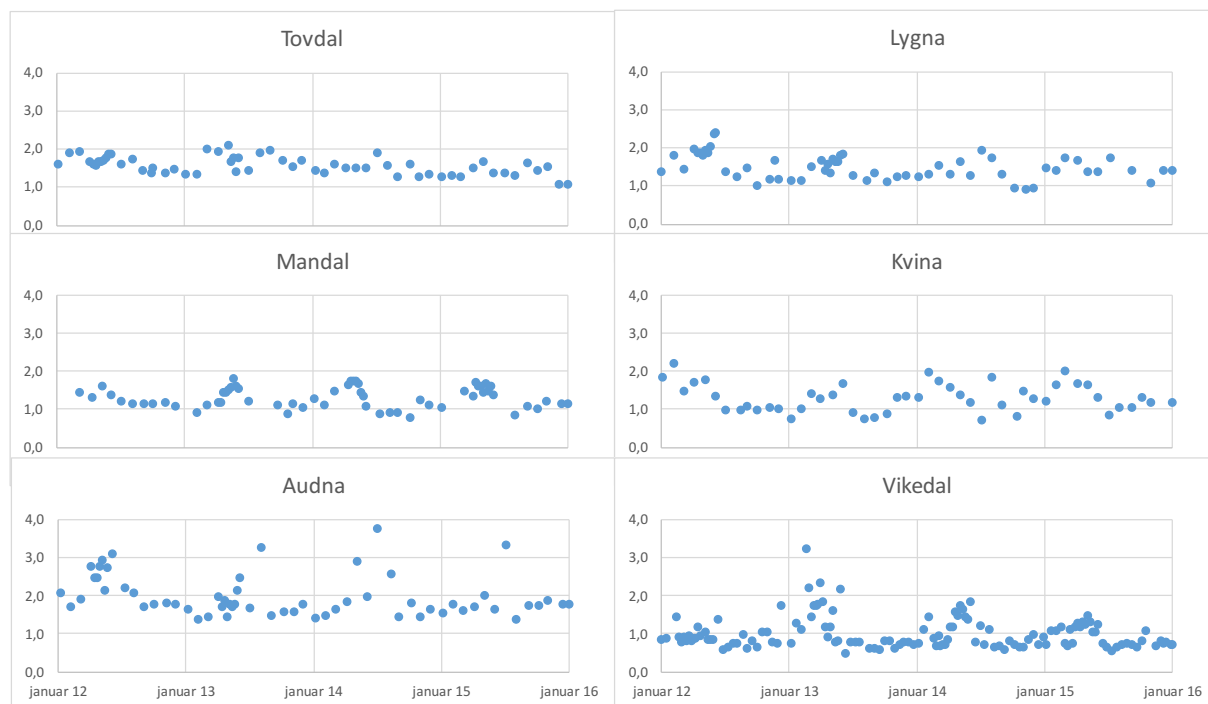
VK3 er oppgitt med 99 % CaCO_3 -innhold.

NK3 er oppgitt med 89 % CaCO_3 -innhold i Tovdal 2012, 82 % i Audna, Lygna, Mandal i 2012

HO3 er oppgitt med 92 % CaCO_3 -innhold i 2012, 87% i 2013, 2014 (alle år gjelder Tovdal)

Biokalk 75 er oppgitt med 67 % CaCO_3 -innhold i slurry, mens CaCO_3 -innholdet i tørrstoffet er 99 %.

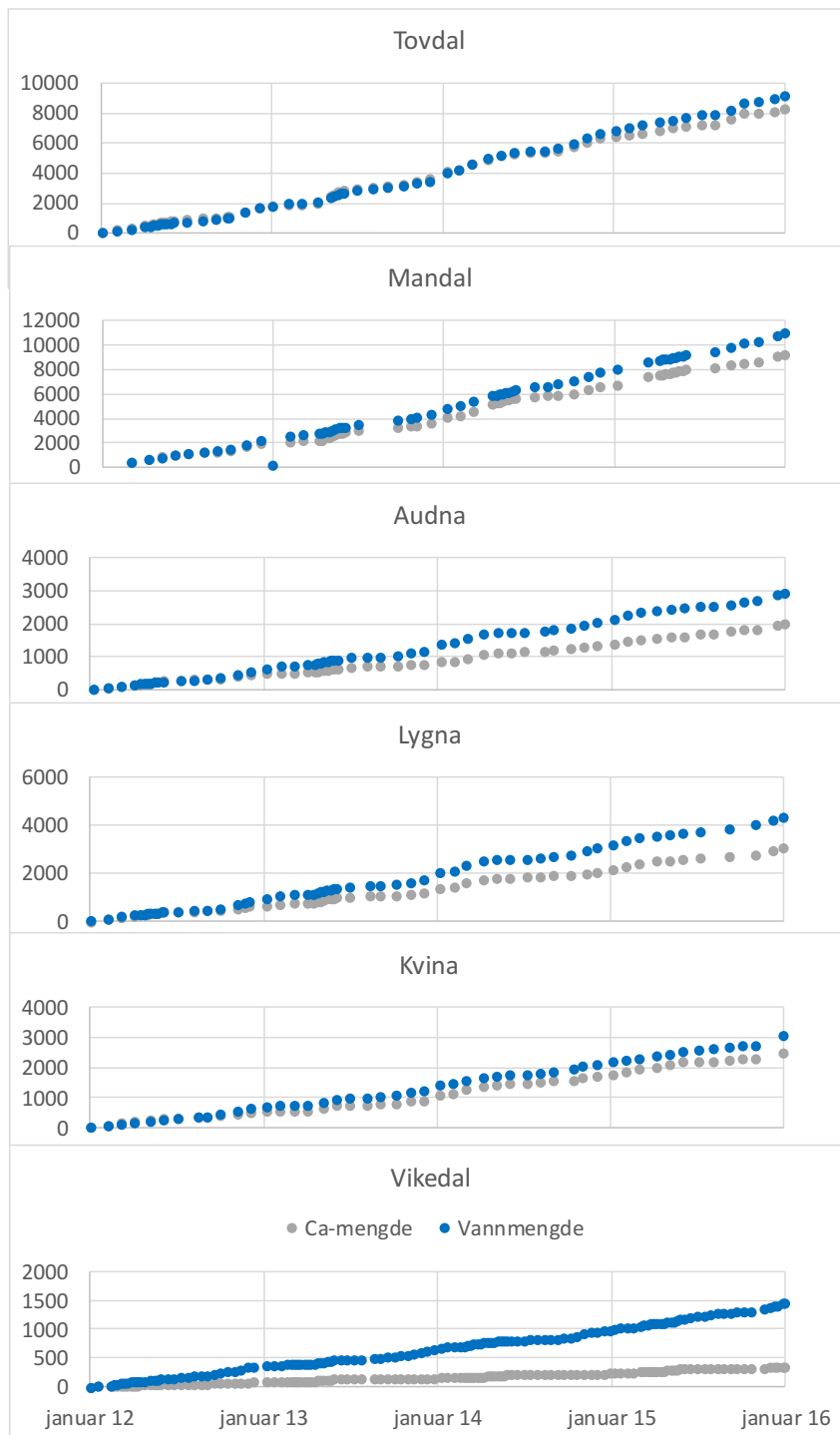
%-tall i parentes er andel CaCO_3 av total dosert mengde det året.



Figur 4. Konsentrasjonen av ikke-marin Ca (Ca^* i mg/L) ved effektstasjonene i hvert vassdrag i 4-års-perioden 2012-2015.

3.3 Nettotransport av Ca

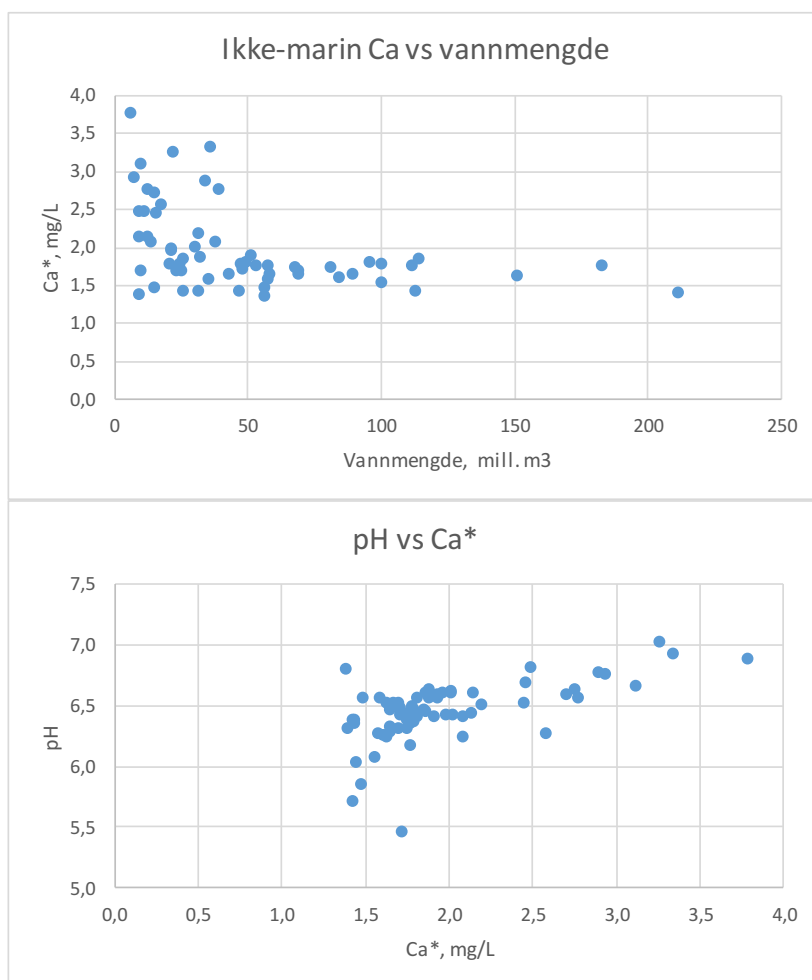
Transporten av Ca fra kalken og vannmengde er regnet ut for hver periode mellom to prøvetakinger og deretter summert og akkumulert. Resultatene er vist i *Figur 5*. Det kalkes mest i Mandalselva og Tovdalselva (8-9 tonn Ca i hele perioden) og minst i Vikedalselva (under 0,5 tonn).



Figur 5. Akkumulerte Ca – og vannmengder i vassdragene i perioden 2012-2015. Benevningen på y-aksene er kg Ca fra kalk og millioner kubikkmeter vann. Fargekoden er gitt i nederste figur.

Denne typen datasammenstilling gir også grunnlag for å beregne netto tilført Ca i forhold til vannmengde over tid, dvs. gjennomsnittlig volumveid Ca-konsentrasjon fra kalken for hele perioden. Når de to kurvene i *Figur 5* ligger oppå hverandre er denne konsentrasjonen 1 mg/L. Som man kan se, blir konsentrasjonen under 1 mg/L for alle vassdragene, høyest i Tovdalselva. Vikedalselva peker seg ut ved at konsentrasjonen er 0,24 mg/L. Som nevnt avspeiler det en mindre utpreget forsuringssituasjon. Plottet viser også at datagrunnlaget er desidert størst i dette vassdraget.

I tørre perioder, slik som mai-september i alle vassdrag, transporteres det lite kalk, og kurven får et platå. I slike perioder kan imidlertid Ca-konsentrasjonene og pH være spesielt høye til tross for at det ikke kalkes eller kalkes svært lite. Det kan skyldes langtidsoppløsning av kalk som blir liggende på elvebunnen, og ser ut til å prege data fra Audna (*Figur 6*), jfr. også *Figur 4*. Sammenholdes denne typen informasjon med driftsdata fra doseringen, vil en langt på veg kunne verifisere dette. En mer systematisk undersøkelse av årsaken til høye Ca-konsentrasjoner og høy pH har vært etterlyst i tiltaksovervåkingen.



Figur 6. Konsentrasjonen av ikke-marin Ca (Ca) i forhold til vannmengden i perioden forut for prøvetakingen i Audna (øverst) i perioden 2012-2015, og pH i forhold til Ca* i samme elv (nederst). Høy pH og Ca*-konsentrasjon inntreffer ved lave vannmengder.*

3.4 Kalkoppløsning

Beregnet kalkoppløsning var svært høy i alle elvene, i praksis omkring fullstendig oppløsning av kalken, se *Tabell 4*. Det er imidlertid betydelig variasjon mellom år, og denne variasjonen ser ikke ut til å være systematisk. En kunne tenke seg variasjon i forhold til kalktype, årlig vannmengde eller elveutforming. Men så lenge oppløsningen er omkring 100 %, ser ikke slike variabler ut til å spille noen rolle.

Tabell 4. Beregnet kalsiumtransport, brukt kalkmengde (som Ca) og beregnet kalkoppløsning i de seks elvene i perioden 2012-2015.

Beregnet fra målinger		tonn Ca	tonn Ca	tonn Ca	tonn Ca	tonn Ca		
Elv		2012	2013	2014	2015	SUM		
Tovdalselva		1772	2356	2356	1803	8287		
Mandalselva		2019	2059	2714	2480	9273		
Audna		513	337	545	633	2028		
Lygna		668	707	767	926	3068		
Kvina		550	536	698	731	2514		
Vikedalselva		86	70	80	112	347		
Brukt		tonn Ca	tonn Ca	tonn Ca	tonn Ca	tonn Ca		
Elv		2012	2013	2014	2015	SUM		
Tovdalselva		2012	2015	2793	2220	9040		
Mandalselva		2198	1943	3168	2516	9824		
Audna		523	447	560	550	2080		
Lygna		681	704	807	809	3001		
Kvina		538	420	804	855	2616		
Vikedalselva		94	114	81	97	386		
Kalkoppløsning, %		%	%	%	%	%		
Elv		2012	2013	2014	2015	Middel	St.dev	Rel. stdev
Tovdalselva		88	117	84	81	93	16	0,18
Mandalselva		92	106	86	99	96	9	0,09
Audna		98	75	97	115	96	16	0,17
Lygna		98	100	95	114	102	9	0,08
Kvina		102	128	87	85	101	20	0,20
Vikedalselva		91	62	99	115	92	22	0,25

Mens datagrunnlaget for brukte kalkmengder er svært godt, er det flere forhold ved beregningen av Ca-bidraget fra kalken det er knyttet usikkerhet til. Beregningen av ikke-marin Ca-konsentrasjon (Ca*) er forholdsvis robust, også i de tilfeller der Cl-konsentrasjon er beregnet basert på konduktivitet. Det er fordi Cl forklarer størstedelen av variasjonen i konduktivitet og fordi andelen marin Ca er forholdsvis lav (<10 % av målt Ca). Endringen i Ca* over tid er også godt dokumentert på referansestasjonene.

Det knytter seg størst usikkerhet til det mer eller mindre naturgitte Ca*-forholdet mellom effektstasjon og referansestasjon. I Tovdals- og Mandalsvassdraget foreligger data fra 1980 og fram til kalkingsstart ved effektstasjonene, og data for referansestasjonene fra kalkingsstart. Beregningen av bakgrunnskonsentrasjonen på effektstasjonene for perioden 2012-2015 er dermed robust. For disse to vassdragene var Ca*-forholdet mellom effektstasjon og referansestasjon hhv. 1,39 og 1,49, dvs. høyere Ca* nederst i vassdraget. Det ga en midlere kalkoppløsning på hhv. 93 og 96 % for de fire årene i disse to vassdragene. For tre av de andre vassdragene (Audna, Lygna og Vikedalselva) viste første runde med beregninger en kalkoppløsning på langt over 100 % hvis det ikke ble lagt inn en slik faktor. For Kvina ga direkte bruk av 2016-data fra Stakkeland en kalkoppløsning på 101 %. Her ble det ikke lagt inn en slik faktor fordi datagrunnlaget i utgangspunktet var noe svakt (data kun fra 2016 på denne referansestasjonen) og fordi Biokalk 75

temmelig sikkert løses 100 % når de grovere kalktypene ligger nær 100 % oppløsning i Tovdals- og Mandalselva.

For de tre andre elvene ble det brukt en faktor 1,2-1,3 for å få kalkoppløsningen ned til om lag 100 %. I alle disse vassdragene kan en faktor i denne størrelsesorden forklares med innslaget av jordsmonn, løsmasser og jordbruksarealer mellom de to stasjonene. Det synes også rimelig at faktorene skal være lavere enn i Tovdals- og Mandalsvassdraget i og med at avstanden mellom referanse- og effektstasjon er mindre. Men usikkerheten i beregnet kalkoppløsning blir da også størst for disse vassdragene.

En usikkerhet som vi har betraktet som uvesentlig er at brukte kalkmengder (data fra fylkesmannen) kan være basert på veiesedler for kalkleveranser, og at kalk levert det ene året blir dosert ut året etter. Kalkforbruket er imidlertid så stort at dette kun vil gi marginale utslag.

4 Diskusjon

Kalkoppløsningen over året ser ut til å være i det nivået som ble antatt, dvs. nærmere 100 % av tilført mengde vassdragskalk i store laksevassdrag i Norge (Hindar og Henriksen 1992). Det ble ikke funnet systematiske år-til-år variasjoner, forskjeller mellom vassdrag eller effekter av ulike kalkkvaliteter.

Det er så vidt vi vet første gangen det foreligger denne typen beregninger, som inkluderer effekten av alle faktorer av betydning for kalkoppløsning. Men enkelte tidligere undersøkelser av kalkoppløsning har gitt resultater i samme størrelsesorden.

Funnet har noen implikasjoner som bør nevnes. For det første gjelder konklusjonen store vassdrag der det er brukt kalkkvaliteter av CaCO_3 med partikler innenfor 0-0,1 mm i partikkelstørrelse. Trolig ville resultatet kunne blitt det samme med enda noe grovere kalk, iallfall 0-0,2 mm i partikkelstørrelse. Dette betyr, som også antatt, at kalkkvaliteten (kornfordeling) er mindre viktig for effektoppnåelse i elver enn i innsjøer.

I motsetning til Tideströms konklusjon om at kalkslurry med finmalt kalk har fordelene av høy kalkoppløsning i forhold til andre kalktyper (Tideström 1984), er konklusjonen her at dette ikke uten videre bør brukes i kalkingsplanleggingen.

Mens det antas at kalkslurry av Biokalk 75 (90 % av partiklene $< 0,015$ mm) løses 100 % forholdsvis umiddelbart uansett forhold (nær momentant løst), antas det at resuspensjon og oppløsning videre nedover i elva utgjør en viktig andel for de kalktypene som har en noe grovere partikkelsammensetning (90 % av partiklene $< 0,07$ - $0,09$ mm). Andelen kommer ikke fram i beregningene her, men sammenliknet med modellresultater for innsjøer må denne formen for langtidsoppløsning i elver utgjøre langt mer enn 50 % av den totale kalkoppløsningen for disse kategori 3-produktene.

I beregningen av kostnad ved dosererkalking må en gjøre en vurdering av om en kan legge 100 % kalkoppløsning til grunn. For Biokalk 75 kan en det, men for de noe grovere kalktypene er bildet mer nyansert. I store vassdrag med flere anlegg og der det nederste er pH-styrt kan en helt klart gjøre det. I vassdrag med kun ett anlegg og der dette ikke er pH-styrt vil kalkdosen (g/m^3) i prinsippet være fast. Da vil en i utgangspunktet ikke kunne ta hensyn til langtidsoppløsningen nedstrøms, iallfall ikke fullt ut. Er dette ene anlegget pH-styrt fra nedstrøms pH vil en del av langtidsoppløsningen inngå i doseberegningen. Måles pH på en overvåkingstasjon lengre nede, kan en bruke data herfra og erfaring til å styre doseringen. Da vil en kunne oppnå noe av den samme effekten.

Som også Tideström noterte, vil en tidvis måle høyere pH nedstrøms kalkdosering enn det målet som er satt, jfr. også de presenterte data fra Audna. Den delen av langtidsoppløsningen som forårsaker så høy pH er på sett og vis bortkastet. På den annen side kommer slik oppløsning og resuspensjon, transport og oppløsning videre nedover i vassdraget til nytte ved brå endringer i vannføring som doseringen ikke holder tritt med. Også ved hydrologiske forsinkelser, f.eks. at vannføringen ut av en innsjø i hovedelva ikke øker mens lokale nedbørfelt bidrar med mye vann, kan en slik buffereffekt være ønskelig.

Nær fullstendig kalkoppløsning over tid og en betydelig andel forårsaket av resuspensjon og videre kalkoppløsning nedover i vassdraget har betydning for tolkningen av data i tidligere undersøkelser. Hvis beregnet kalkoppløsning baseres på forskjellen i Ca-konsentrasjon målt oppstrøms og noen hundre meter nedstrøms kalkdosering, vil resuspenderte kalkpartikler og oppløsning av tidligere dosert kalk kunne inngå i beregningen. En kan dermed oppleve at beregnet kalkoppløsning blir langt over 100 %, slik Tideström tidvis gjorde i sin undersøkelse. Data fra Fosstølbekken på Vegårshei (Hindar 1987) viser også at Ca-konsentrasjonen under gitte forhold kan øke nedover i vassdraget pga slik langtidsoppløsning.

5 Referanser

- Hindar, A. 1987. Long-term dissolution of sedimented lime-stone powder in running water. Consequences for liming strategy and interpretation of liming efficiency data. *Vatten* 43: 54-58.
- Hindar, A. 1991. Kalkingsplan for Tovdalsvassdraget. NIVA-rapport 2653. 31 s.
- Hindar, A. 1992. Kalkingsplan for Kvina-vassdraget og Litleåna. NIVA-rapport 2775. 34 s.
- Hindar, A. og Skancke, L.B. 2015. Vannkjemisk utvikling i innsjøer i Buskerud, Telemark og Aust-Agder de 9-12 første årene etter avsluttet kalking. NIVA-rapport 6874. 33 s.
- Hindar, A. and Henriksen, A. 1992. Acidification trends, liming strategy and effects of liming for Vikedalselva, a Norwegian salmon river. *Vatten* 48: 54-58.
- Hindar, A., Rognerud, S. og Eriksen, T.E. 2013. Kvantifisering av kalkrester og metaller i sedimentet etter flere års kalking av 17 innsjøer. NIVA-rapport 6526. 46 s.
- Hindar, A. and Wright, R.F. 2005. Long-term records and modeling of acidification, recovery and liming at Lake Hovvatn, Norway. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 2620-2631.
- Menendez, R., Clayton, J.L., Zurbuch, P.E., et al. 2000. Sand-sized limestone treatment of streams impacted by acid mine drainage. *Water, Air and Soil Pollut.* 124: 411-428.
- Miljødirektoratet 2015. Register over leverandører av kalk, utstyr og tenester for kalking av vatn og vassdrag 2015. Rapport M.463. 26 s.
- Sverdrup, H.U. 1985. Calcite Dissolution Kinetics and Lake Neutralization, Thesis, Lund Institute of Technology. LUTKDH/TKKT/1002/1-169/1985. 170 p.
- Sverdrup, H.U. 1986. The dissolution efficiency for different stream liming methods. *Water, Air and Soil Pollut.* 31: 827-837.
- Sverdrup, H.U. Warfvinge, P.G., and Fraser, J. 1985. The dissolution efficiency for different stream liming methods and technologies. *Vatten* 41: 155-163.
- Tideström, H. 1984. Kalkning av rinnande vatten. Utvärdering av kalkdoseringsanläggningar. Statens naturvårdsverk, rapport snv pm 1873. 149 s. <http://hdl.handle.net/2077/48981>.
- Zurbuch, P.E., Menendez, R. and Clayton, J.L. 1996. Limestone neutralization of Dogway Fork, West Virginia, by means of a rotary-drum system. *Restor. Ecol.* 4: 206-219.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no