

NORVAR
NORVAR

88
1998

Prosjektrapport

Vannglass som korrosjonsinhibitor

**Resultater fra pilotforsøk
i Orkdal kommune**

Norsk VA-verkforening

NORVAR-rapport

Norsk VA-verkforening

Postadresse: Vangsveien 143, 2300 Hamar
 Besøksadresse: Vangsveien 143, 2300 Hamar
 Telefon: 62 52 86 50
 Fax: 62 53 40 06

Rapportnummer:	88/98
Dato:	29.06.98
Antall sider (inkl. bilag)	38
Tilgjengelighet:	
Åpen:	X
Begrenset:	

Rapportens tittel:

Vannglass som korrosjonsinhibitor - resultater fra pilotforsøk i Orkdal kommune

Forfatter(e):

Stein W. Østerhus, SINTEF Bygg og miljøteknikk, avdeling for VA og vannrensing

Ekstrakt:

Det er gjennomført forsøk hvor formålet var å undersøke effekten av vannglass som korrosjonsinhibitor i typisk norsk drikkevannsystem, med hovedvekt på å dokumentere evt effekt på korrosjonshastighetene til de mest vanlige ledningsmaterialene i direkte sammenlignbare forsøk med tradisjonell korrosjonskontroll (karbonatisering).

Hovedkonklusjonene fra prosjektet er:

1. I pH området 7,5-8,5 gir vannglass og karbonatisering likeverdig beskyttelse av kobber forutsatt at vannet behandles til samme pH. Det betyr ikke at effekten av vannglass nødvendigvis er en ren pH-effekt, men at effekten er dominert av pH-effekten i dette pH-området.
2. Verken karbonatisering eller vannglassdosering fører til signifikant reduksjon i jernkorrosjonen når vannhastigheten er lav (0,015 m/s)
3. Ved høy vannhastighet reduserte karbonatisering jernkorrosjonen med ca 50%, mens vannglass doseringen førte til en reduksjon på 30%. Korrosjonsverdiene, spesielt der det doseres vannglass, hadde fortsatt ikke stabilisert seg. De angitte reduksjonene i korrosjonshastighet kan derfor endres hvis måleperioden forlenges.
4. Det dannes beskyttende belegg på støpejern ved en vannhastighet på 0,25 m/s både når det karbonatiseres og doseres vannglass. Ved karbonatisering er CaCO_3 og FeCO_3 viktige bestanddeler i dette belegget. Ved vannglassdosering dannes det ulike typer jernsilikater, FeCO_3 , samt noe kalsiumforbindelser. Begge beleggene er tynne og krystalline. I råvann ble det ikke dannet typisk beskyttende belegg på støpejern ved noen av vannhastighetene. Belegget bestod i hovedsak av FeOH og var svært voluminøst og amorf.
5. Det var ikke målbar nedbrytning av sementmørtelforingene (slaggsment) i noen av vannkvalitetene ved 0,015 m/s i vannhastighet. Ved karbonatisering var det imidlertid dannet et CaCO_3 belegg på toppen av sementpastaen. Ved vannglassdosering var det tydelig anriking av silikat i det øvre sjiktet av sementpastaen. En vil forvente at begge disse beleggtypene vil gi en beskyttelse av sementen.
6. Resultatene fra forsøkene viser at bruk av vannglass kan være et interessant alternativ til f.eks. karbonatisering. Det bør imidlertid gjennomføres en del undersøkelser og optimaliseringsarbeid (inkl. korrosjonsmålinger) både for å kartlegge effekten av vannglass bedre, og for å kunne tilpasse bruken til bl.a. ulike vannkvaliteter og driftssituasjoner.

Emneord, norske:
 VAR-teknikk
 Drikkevann
 Korrosjonskontroll
 Vannglass

Emneord, engelske:
 Sanitary Engineering
 Potable Water
 Corrosion Control
 Water glass

ISBN 82 - 414 - 0202 - 3

INNHOLDSFORTEGNELSE

1. INNLEDNING	4
2. TEORI	6
2.1 Hva er vannglass	6
2.2 Silikat kjemi og reaksjoner i drikkevannssystem.....	7
3. ERFARINGER MED BRUK AV VANGLASS	10
3.1 Internasjonale erfaringer.....	10
3.2 Norske erfaringer	12
3.3 Oppsummering av erfaringer med vannglass	12
4. FORSØKSBESKRIVELSE	13
4.1 Formål	13
4.2 Beskrivelse av forsøk og pilotanlegg	13
4.3 Målinger og analyser.....	15
5. PRESENTASJON OG DISKUSJON AV RESULTATER	17
5.1 Vannkvalitet under pilotforsøkene.....	17
5.2 Korrosjon av kobber.....	23
5.2.1 Analyse av henstandsvann	23
5.2.2 Måling av korrosjonshastighet	25
5.3 Korrosjon av jern	28
5.3.1 Måling av korrosjonshastighet	28
5.3.2 Analyse av belegg og korrosjonsprodukter.....	30
5.4 Nedbrytning av sementmørtelforing	32
6. KONKLUSJONER	34
7. FORSLAG TIL VIDERE ARBEID	36
8. REFERANSER	37

FORORD

Uten Orkdal kommune sin innsats både økonomisk og praktisk hadde dette prosjektet ikke vært mulig å gjennomføre. Etterhvert har OVA også vært en sentral bidragsyter. En rekke andre har også vært med på å finansiere prosjektet. I kapittel 1 i denne rapporten er det en oversikt over de som har bidratt til prosjektet.

Svært mange personer har vært involvert i prosjektet og det er umulig å nevne dem alle. Følgende sentrale personer har på forskjellige måter vært direkte involvert i pilotforsøkene og prosjektet:

Turid P. Ødegaard, SCC Prosjektering (prosjektledelse)
Eli Holen, Orkdal kommune (organisering av driften av pilotanlegget)
Arne Solem, Orkdal kommune (daglig tilsyn, vedlikehold og drift av pilotanlegget)
Stein W Østerhus, SINTEF (forsøksplanlegging, databearbeiding og rapportering)
Gøril Thorvaldsen, SINTEF (vannkvalitetsanalyser)
Berit Alstad, SINTEF (redigering og kvalitetssikring av rapport)
Bjørnar Eikebrokk, SINTEF (faglig kvalitetssikring)
Syverin Lierhagen, NINA-NIKU (vannkvalitetsanalyser)
Rolf Holsdal, NiO (vannkvalitetsanalyser)
Asle Aasen, NORVAR (organisering av prosjektfinansiering)
Tormod Spigseth, OVA (organisering av prosjektfinansiering)
Anders Haavik, AKZO PQ Silica (rådgivning, litteraturanskaffelser, osv)

1. INNLEDNING

I forbindelse med at Orkdal kommune skulle revidere hovedplan for vannforsyning (inklusive vurdering av evt vannbehandlingsprosess for humusfjerning og/eller korrosjonskontroll) foreslo SCC Prosjektering AS å vurdere bruk av vannglass (natriumsilikat) for korrosjonskontroll. Det ble derfor foreslått et forprosjekt med pilotforsøk der vannglass skulle sammenlignes med en konvensjonell metode for korrosjonskontroll. Pilotforsøkene skulle gjennomføres av SINTEF Bygg og miljøteknikk, Vannrensing og VA i samarbeid med Orkdal kommune og SCC Prosjektering. Prosjektet ble organisert slik at prosjektledelsen var hos SCC Prosjektering, SINTEF Bygg og miljøteknikk, Vannrensing og VA var ansvarlig for pilotforsøkene, bearbeiding av dataene og rapportering, mens Orkdal kommune var ansvarlig for prøvetaking, målinger og analyser som var av betydning for driften av anlegget og den daglige driften og vedlikeholdet av anlegget.

Planleggingen av prosjektet kom igang ved årsskiftet 1995/96. Interessen for prosjektet ble etter hvert svært stor, blant annet fordi bruk av vannglass er en svært enkel og rimelig måte å drive korrosjonskontroll på. Dessuten hevdes metoden å ha noen fordeler som tradisjonell korrosjonskontroll ikke har, f.eks. at den fjerner gamle rustknoller i støpejernsrørene og hindrer at det oppstår problemer med "rødt/brunt vann" (se kapittel 2 og 3). Det fantes imidlertid lite eller ingen dokumentasjon på hvor godt metoden virket på typisk norsk vannkvalitet, og det som fantes av internasjonal dokumentasjon var svært sprikende. Likevel var det mange mindre vannverk som tok i bruk vannglass, og enda flere både større og mindre vannverk som vurderte å ta i bruk vannglass, men ønsket å avvente situasjonen i påvente av at bedre dokumentasjon av effekten kunne fremskaffes.

Prosjektet i Orkdal ble derfor utvidet med tanke på å fremskaffe slik dokumentasjon. Utvidelsen ble muliggjort ved hjelp av økonomiske bidrag til prosjektet fra en rekke kommuner og vannverk. Følgende har vært med på å finansiere prosjektet i form av direkte økonomiske bidrag (der Orkdal kommune har vært den største bidragsyteren, og Oslo Vann og Avløpsverk (OVA) den nest største bidragsyteren):

- Orkdal kommune
- AKZO PQ Silica
- FREVAR Vannverk
- Glitrevann Vannverk
- Meldal kommune
- Nedre Romerike Vannverk (NRV)
- Surnadal kommune
- Tromsø kommune
- Tønsberg kommune
- NORVAR, i form av spleiselag mellom: Oslo Vann og Avløpsverk (OVA), Bærum kommune, Asker og Bærum vannverk, Glitrevann Vannverk, HIAS, AMI Industrier/VIODD, FREVAR Vannverk, Narvik kommune, Sarpsborg kommune, Skjervøy kommune, Surnadal kommune, Tromsø kommune, Ålesund kommune

I tillegg til de direkte økonomiske bidragene har følgende bidratt med utstyr, kjemikalier og/eller arbeid:

- Orkdal kommune (utstyr, analyser og drift av anlegg)
- AKZO PQ Silica (utstyr og vannglass)
- AGA (CO₂-gass)
- Hydrogas (marmor)
- NORVAR (trykking av rapport)

2. TEORI

Silikat er et av de vanligste mineralene på jorden, og reaksjoner mellom silikat, vann og en rekke andre forbindelser er svært viktig i geokjemiske reaksjoner (Brezonik 1994). Silikat inngår i en rekke vidt forskjellige mineraler og forbindelser, men silikat kjemien er både komplisert og dårlig forstått. Nedenfor vil en derfor kun gå igjennom noen av de viktigste kjente reaksjonene som involverer bruk av vannglass som korrosjonsinhibitor i drikkevannssystem. For mer omfattende informasjon om silikat kjemi og bruk av vannglass, vises det til f.eks. (Falcone 1982, Iler 1979).

2.1 Hva er vannglass

Vannglass (natriumsilikat) produseres ved å blande ren kvartssand med natriumkarbonat som varmes opp til ca 1400°C (Iler 1979):

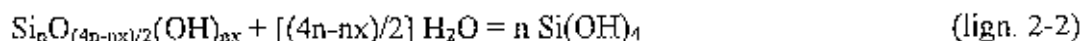


Blandingen avkjøles og det dannes amorf glass som løses i vann og gir vannglass. Natrium silikat kan også leveres i pulver/granulert form.

Flytende vannglass kan leveres med forskjellige $\text{SiO}_2 : \text{Na}_2\text{O}$ forhold fra 1.6 til 3.3, der det vanligste er 2.0-3.3 med et innhold på 25-30 % SiO_2 (The PQ Corporation). Væskens viskositet øker med økende $\text{SiO}_2 : \text{Na}_2\text{O}$ forhold og økende tørrstoff prosent (AKZO PQ Silica 1991). Det er viskositeten på væsken som begrenser hvor høyt $\text{SiO}_2 : \text{Na}_2\text{O}$ forhold en kan ha, og ved et høyt $\text{SiO}_2 : \text{Na}_2\text{O}$ forhold (f.eks. 3.2) må tørrstoff prosenten reduseres for at viskositeten ikke skal bli for høy. Det er også mulig å lage løsninger med mye høyere $\text{SiO}_2 : \text{Na}_2\text{O}$ forhold, men disse har helt andre fysiske og kjemiske egenskaper (Iler 1979).

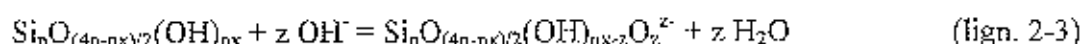
I Norge har man benyttet vannglass med $\text{SiO}_2 : \text{Na}_2\text{O}$ forhold på 3.2-3.3 med en tørrstoff prosent på ca 36-38 %. Løsningen er alkalisk (pga bidraget fra Na_2O) med en pH på ca 11-13. Hvis en ønsker større pH-økning ved dosering av vannglass (f.eks. i sure og/eller godt bufrede vann), kan det benyttes vannglass med lavere $\text{SiO}_2 : \text{Na}_2\text{O}$ forhold da disse vil gi kraftigere pH-økning pr mengde SiO_2 som doseres (Vik et al. 1996).

Konsentrert vannglass består av både monomerer ($\text{Si}(\text{OH})_4$) og polymerer (ofte ringformede strukturer, f.eks $\text{Si}_4\text{O}_4(\text{OH})_8$, som danner større polymerer av forskjellig størrelse ved at Si bindes til OH) silikater som står i kjemisk likevekt med hverandre (The PQ Corporation), der evt også dimere silikater forekommer som mellomprodukt. Konsentrasjonen av monomere og polymere forbindelser er avhengig av $\text{SiO}_2 : \text{Na}_2\text{O}$ forholdet og hvor konsentrert løsningen er. Økning i $\text{SiO}_2 : \text{Na}_2\text{O}$ forholdet i løsningen medfører at både polymer konsentrasjonen og polymer størrelsen øker (Iler 1979). Likevekten mellom polymere og monomere forbindelser kan skrives som:



der: n = polymeriseringsgraden
 x = OH : Si forholdet i polymeren

I tillegg vil de polymere forbindelsene ioniseres ved høy pH (Iler 1979):

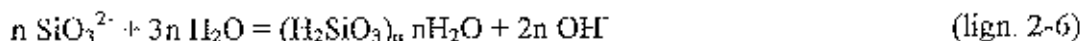


Videre er den monomere forbindelsen $\text{Si}(\text{OH})_4$ i likevekt med monomere silikat ion (Iler 1979):



Høy pH vil drive likevektene (ligning 2-3, 2-4 og 2-5) mot høyre. I en konsentrert vannglass løsning (dvs at pH er høy, -11-13) som har et $\text{SiO}_2 : \text{Na}_2\text{O}$ forhold på 1-2 er derfor de dominerende forbindelsene SiO_3^{2-} og HSiO^- , mens ved høyere $\text{SiO}_2 : \text{Na}_2\text{O}$ forhold vil de ioniserte polymere forbindelsene dominere.

Fra ligning 2-2 til 2-5 ser en at det eksisterer en likevekt mellom monomert silikat ion og polymert silikat som kan skrives som (Arpadia):



der SiO_3^{2-} er dehydratisert $(\text{HO})_2\text{SiO}_2^{2-}$.

Hvis konsentrert vannglass fortynnes, vil OH^- -konsentrasjonen og dermed pH reduseres. Dette medfører hydrolyse av silikat ion som fører til at silikat ion konverteres til høyere polymere forbindelser sammen med gjenværende silikat med lavere $\text{SiO}_2 : \text{Na}_2\text{O}$ forhold (Iler 1979). Graden av polymerisering øker med økende fortynning ned til en silikat konsentrasjon på ca 0,03 %. Hvis vannglass nøytraliseres med syre til $\text{pH} < 10,7$, omdannes silikat ion til $\text{Si}(\text{OH})_4$ som så polymeriseres og til slutt danner gel.

Vannglass har en rekke anvendelsesområder i tillegg til å være korrosjonsinhibitor. Eksempler på andre anvendelser er f.eks. industriell rengjøring/kompleksbinding (Iler 1979), reparasjon og beskyttelse av sement/betong, oppvaskemidler/vaskemidler, papir og tekstil bleking, hjelpekoagulant ved vannbehandling (AKZO PQ Silica 1991), offshore industrien (Haavik 1998a), avgiftning av aluminiumholdig vann i smoltanlegg (Åtland et al 1998), osv.

2.2 Silikat kjemi og reaksjoner i drikkevannssystem

Når vannglass benyttes som korrosjonsinhibitor i drikkevann, anbefales det som regel en høy startdose på ca 25-30 mg SiO_2/l over bakgrunnsverdien (The PQ Corporation, Vik et al. 1996) for å passivere røroverflaten. Man refererer til verdier over bakgrunnsverdien fordi silikaten i råvannet ofte allerede vil være kompleksbundet til andre forbindelser og dermed ikke vil være reaktiv. Deretter benyttes det en vedlikeholdsdose på typisk 10-15 mg SiO_2/l . Selv om silikat i hovedsak regnes som en anodisk inhibitor, er det en risiko for å få groptæring/pitting ved for lave doser (Vik et al. 1996). Dette til tross, i Norge anbefales det å starte med en lav dose på 4-12 mg SiO_2/l , og deretter en vedlikeholdsdose på 10-15 SiO_2/l eller lavere (Haavik 1997). (helsemyndighetene tillater maksimal start dose på 30 mg SiO_2/l og vedlikeholdsdose på 15 mg SiO_2/l). Det er to viktige grunner til at det benyttes såpass lave start doser i Norge: 1) De fleste norske vannkvalitetene har svært lav bufferevne, og en høy vannglassdose vil ofte kunne føre til at pH blir for høy, dvs høyere enn drikkevannsforskriftens krav på 8,5, og 2) For en typisk norsk vannkvalitet vil en høy startdose fort føre til at belegg og avsetninger i rørene løsner ukontrollert og gir vannkvalitetsproblemer i starten. Selv om det ikke er blitt undersøkt, antas det at de lave dosene som benyttes i Norge ikke medfører økt risiko for groptæring i typisk norsk drikkevann.

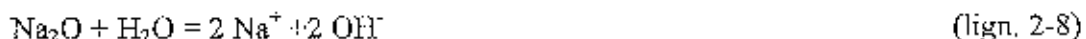
Ved dosering av vannglass til et drikkevannssystem (dvs der en har svært fortyunet løsning), depolymeriserer silikat, og monomerer som f.eks $\text{Si}(\text{OH})_4$ og HSiO_3^- vil være de dominerende silikatforbindelsene (Ifcr 1979). Depolymeriseringshastigheten øker med økende pH og avtar med økende silikat konsentrasjon (LaRosa-Thompson og Scheetz 1996). Hastigheten for svært fortyunede løsninger er blitt beskrevet ved hjelp av et empirisk uttrykk basert på en pseudo 2. ordens reaksjon (Dietzel og Usdowski 1995):

$$[T] / [P_t] = [T] k_D t + [T] / [P]_{t=0} \quad (\text{lign. 2-7})$$

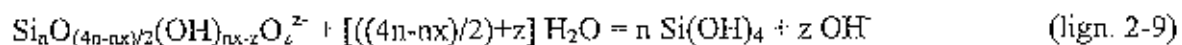
der: $[T]$ = total silikat konsentrasjon
 $[P_t]$ = konsentrasjon av polymer ved tiden lik t
 k_D = reaksjonshastighetskonstant for depolymeriseringen

For vannglass med $\text{SiO}_2 : \text{Na}_2\text{O}$ forhold på 1:3.15 og 25.2 wt % SiO_2 , som ble fortyunet til 23 mg SiO_2/l ved 20 °C og konstant pH = 5.74, er $k_D = 0.3428$ l/mol·sek og $[T] / [P]_{t=0} = 1.123$. For pH = 8.0 er $k_D = 17.29$ l/mol·sek ($k_D = \text{pH}^{11.61} \cdot (5.662 \cdot 10^{-10})$). Det vil da ta 22.4 min for løsningen å depolymerisere 90 % og 4.2 timer å depolymerisere 99 %. Det betyr altså at når vannglass doseres til drikkevann, vil den depolymerisere relativt hurtig. Forholdet mellom monomere og polymere silikater vil derfor forandre seg kraftig de første minuttene og timene etter at vannglass er dosert. Graden av depolymerisering, depolymeriseringshastigheten og hvilke silikatforbindelser som dannes, vil imidlertid være avhengig av både doseringsløsningen, dosen og vannkvaliteten.

Når vannglass doseres økes vannets pH både fordi vannglass inneholder base (Na_2O):



og fordi vannglassløsningen domineres av ioniserte polymere silikater (og en del SiO_3^{2-}) fordi pH i løsningen er høy. Disse vil depolymerisere i drikkevannet og deretter danne HSiO_3^- og $\text{Si}(\text{OH})_4$ som igjen vil gi en pH-økning. Dette kan skrives som:



Ligning 2-9 viser depolymeriseringsreaksjonen direkte til $\text{Si}(\text{OH})_4$. Hvis depolymeriseringen derimot går til HSiO_3^- , dannes det mindre OH^- (dvs $[z-n] \text{OH}^-$). Den totale mengden OH^- som dannes i drikkevannet (og dermed pH-økningen) vil være avhengig av graden av polymerisering, størrelsen på polymerene og ioniseringsgraden til polymerene i doseringsløsningen, samt graden av depolymerisering etter dosering.

Det tilføres ikke karbonat ved dosering av vannglass. $\text{Si}(\text{OH})_4$ er imidlertid en svak syre som vil gi bufferkapasitet (AKZO PQ Silica 1991, Haavik 1998b). I en konsentrert vannglassløsning er derfor bufferkapasiteten stor (evnen til å stå i mot pH-endring). $\text{Si}(\text{OH})_4$ har imidlertid en pK_1 verdi på 9.8. Dette innebærer at ved en vanlig drikkevanns-pH vil silikatbidraget til bufferevnen være svært beskjedent ved dosering av vannglass, både pga forholdet mellom pH- og pK -verdi og fordi dosen av silikat er liten. Dosering av vannglass vil derfor ikke øke vannets alkalitet i nevneverdig grad, bortsett fra den økningen som skjer pga pH-økningen.

Vannglass er kjent for å kunne reagere med en del divalente kation og kompleksbinde disse. Eksempler er reaksjoner med Fe^{2+} og Mn^{2+} (Haavik 1998b, The PQ Corporation, Vik et al. 1996).

Reaksjonene er sure og vil redusere vannets pH. De reduserer imidlertid ikke korrosjonen, men kan løse eventuelle vannkvalitetsproblemer knyttet til korrosjon eller høyt innhold av Fe^{2+} og Mn^{2+} i råvannet, ved at det dannes løselige og fargeløse Fe(II) - eller Mn(II) -kompleks. Jern og mangan vil da ikke oksyderes videre, og en unngår utfelling av tungtløselig jernhydroksyd eller manganoksyd som vil misfarge vannet og tilslamme ledningene. En har lite kunnskap om disse reaksjonsmekanismene. Reaksjonen kan illustreres ved hjelp av ligning 2-12 og 2-13 (disse illustrerer kun hva som kan skje, men forklarer ikke selve reaksjonene og mekanismene):



På tilsvarende måte kan silikat også reagere med å kompleksbinde f.eks. rust, Fe(III) , Mn(IV) , en del organiske forbindelser, osv, og dermed løse opp og fjerne belegg og avsetninger i ledningsnettet (Haavik 1998b, Iler 1979, The PQ Corporation, Vik et al. 1996). Dette vil kunne gi renere ledninger med mindre behov for spyling, større kapasitet, lettere manøvrerbare ventiler, osv (Haavik 1998b).

Silikat vil også kunne reagere med korrosjonsprodukter i f.eks. jern- og kobberrør, og danne belegg av silikat og jern eller silikat og kobber (LaRosa-Thompson 1996, Montgomery 1985, The PQ Corporation). Belegget dannes på toppen av metall/korrosjonsprodukter og er selvbegrensende, dvs at belegget ikke bygges opp til tykke lag og at det vil forsvinne hvis vannglassdoseringen opphører (LaRosa-Thompson 1996, Vik et al. 1996). Det er imidlertid lite kunnskap om hvordan et evt belegg dannes. Enkelte hevder at en har en direkte reaksjon mellom silikat og korrosjonsprodukter. Det er imidlertid mer sannsynlig at det skjer en adsorpsjon av silikat til overflaten, som vil polymeriseres og omdannes til en gel som etterhvert vil gi en Cu- eller Fe-silikatfilm på overflaten av korrosjonsproduktene. Det er uenighet om hvordan og i hvilken grad dette belegget beskytter mot videre korrosjon. Enkelte hevder at korrosjonsbeskyttelse oppnås ved å begrense anodereaksjonen (The PQ Corporation), andre hevder at belegget begrenser katodereaksjonen (Montgomery 1985). Det blir også hevdet at effektiv korrosjonsbeskyttelse kun oppnås for et svært begrenset antall typer materialer og vannkvaliteter (Benjamin et al. 1990), og at best effekt oppnås på kobber (Vik et al. 1996). Andre hevder at god effekt oppnås på alle de mest aktuelle ledningsmaterialene (LaRosa-Thompson 1996, The PQ Corporation).

Det er stort sett generell enighet i litteraturen om at silikat reagerer med sementbaserte materialer, og danner forbindelser som vil gi en beskyttelse av sementen (Vik et al. 1996). Noen hevder dette beskyttende belegget i hovedsak består av ikke løselige Ca-silikatforbindelser (The PQ Corporation), mens andre hevder at en får en overflatekatalysert omdanning av silikat til beskyttende kvarts i sementoverflaten (Benjamin et al. 1990).

Silikatkjemien er imidlertid svært kompleks, og en har relativt lite kunnskap om hvilke reaksjonsmekanismer som råder, og hvilke effekter en kan forvente å oppnå for de mest aktuelle ledningsmaterialene under ulike betingelser når vannglass doseres.

3. ERFARINGER MED BRUK AV VANGLASS

Vannglass har vært i bruk som korrosjonsinhibitor i drikkevannssystemer siden 1920-tallet. Likevel finnes det lite godt dokumenterte undersøkelser i litteraturen omkring effekten av vannglass på ulike materialer i ledningsnettet. Det finnes noe mere data på effekten av vannglass på vannkvalitetsendringer i ledningsnettet.

Nedenfor er det kort oppsummert de viktigste rapporterte internasjonale (kapittel 3.1) og norske (kapittel 3.2) erfaringene med bruk av vannglass som korrosjonsinhibitor i drikkevannssystem. En har kun sett på de vanligste ledningsmaterialene i Norge, dvs jern, kobber og sementbaserte materialer. Til slutt i kapittel 3.3 har en forsøkt å si noe om hvor vi står i dag (hva vi vet og ikke vet) basert på kapittel 3.1 og 3.2.

3.1 Internasjonale erfaringer

Mye av de internasjonale erfaringene med bruk av vannglass har vært med vannglass i kombinasjon med en annen inhibitor, f.eks. en fosfat- eller zink inhibitor. Det kan da oppnås helt andre, og ofte bedre, resultater enn når silikat brukes alene (Vik et al. 1996). I Norge har slike kombinasjoner ikke vært aktuelle, og i oppsummeringen nedenfor har en derfor bare inkludert undersøkelser der silikat er benyttet som eneste korrosjonsinhibitor.

Fra lang tid tilbake (Stericker 1945) mente man at silikat dannet en korrosjonsbeskyttende film på bl.a. jern. Det ble da konkludert med at større konsentrasjoner av silikat hurtig bygger opp en korrosjonsbeskyttende film, men det øker også sjansen for at akkumulerte korrosjonsprodukter skal løse. Videre mente man at silikat primært ville vandre mot anodeområdene fordi den har negativ ladning. Hvis bare deler av overflaten blir beskyttet, øker dette risikoen for groptæring. Høye kloridkonsentrasjoner øker nødvendig silikat dose.

LaRosa-Thompson og Scheetz har summert resultater fra en rekke amerikanske undersøkelser hvor effekten av vannglass dosering er sammenlignet med andre korrosjonskontroll tiltak (LaRosa-Thompson og Scheetz 1996). De fleste av undersøkelsene er utført i laboratorie- og pilot-skala med mange forskjellige råvannskvaliteter. Svært mange av undersøkelsene fokuserte imidlertid på reduksjon av bly i drikkevannet, der dosering av vannglass i de fleste tilfellene var svært effektivt. Disse er lite relevante for norske forhold. De viktigste resultatene relevante for norske forhold er (LaRosa-Thompson og Scheetz 1996):

- I pilotforsøk med svært surt ($\text{pH} < 6$) og bløtt vann (Great Vancouver Water District) ble korrosjonshastigheten til både bløtt stål og kobber (vekttapsmålinger) redusert mer ved bruk av vannglass ($12 \text{ mg SiO}_2/\text{l}$) ved $\text{pH} = 8.0$ enn bare ved å øke pH til 8.0 . Konsentrasjonen av kobber i kobberrør var imidlertid lavere når pH ble øket til 8.0 enn når vannglass og pH -økning til 8.0 ble kombinert.
- I pilotforsøk med surt ($\text{pH} = 6.8$) og bløtt vann (City of Portland) ble kobberkonsentrasjonen i kobberrør redusert med ca 87 % når pH økte til 9.2 , mens reduksjonen var ca 95 % ved vannglass dosering ($10 \text{ mg SiO}_2/\text{l}$) og $\text{pH} = 9.2$.
- Fullskala forsøk (York Water District) med vannglass dosering ($9\text{-}16 \text{ mg SiO}_2/\text{l}$) til et bløtt vann som etter koagulering, klorering og pH -justering hadde en pH på $8.3\text{-}8.8$, resulterte i at alle problemene med "rødt/brunt vann" ble løst. Det var imidlertid kun en svak reduksjon i målte jernkonsentrasjoner og ingen endring i målte kobberkonsentrasjoner.

- Pilotforsøk med vann med $pH = 7.5$, alkalitet $= 0.3$ mmol/l og 6 mg Ca/l (New England Unfiltered Surface Supply) resulterte i en reduksjon av korrosjonshastigheten til kobber (vekttapsmålinger) på 94 %, 92 % og 80 % ved dosering av henholdsvis 18, 12 og 5 mg/l (med) natriumsilikat.
- I pilotforsøk (City of Rochester Water Bureau) med alkalisk ($pH = 7.5-8.5$ og alkalitet $= 1.2$ mmol/l) og hardt vann (ca 30 mg Ca/l), ble kobberkonsentrasjonen redusert ved dosering av 12 mg SiO_2/l . Analyse av kobberbelegget med X-ray Photoelectron Spectroscopy (XPS) viste at prøven fra råvannet inneholdt 22.1 % Cu og 76.1 % O, og etter vannglass dosering 18.0 % Cu, 66.5 % O og 15.0 % Si. Korrosjonshastigheten (vekttapsmåling) til bløtt stål økte derimot noe ved dosering av vannglass.

Det konkluderes med at vannglass har en positiv effekt på korrosjon av bl.a. kobber og jern, og at denne effekten skyldes mer enn økning i pH, f.eks. at det dannes et beskyttende silikat belegg (LaRosa-Thompson og Scheetz 1996).

Flere undersøkelser tyder på at pH påvirker effekten av vannglass, og at det er behov for høyere doser ved $pH < 8.5$ (Montgomery 1985). De samme undersøkelsene viser også at bl.a. kalsium, magnesium og klorid påvirker optimal silikatdose. Kalsium synes å bidra positivt med å danne beskyttende belegg, mens magnesium reduserer effekten. Det konkluderes med at silikat dosering er beste måten å redusere korrosjonen av galvanisert stål og kobber i varmt vann, spesielt i resirkuleringsystem. For en bestemt vanntype er det nødvendig med utstrakt testing for å bestemme optimal silikatdose, fordi en for lav dose i en del tilfeller kan øke korrosjonshastigheten, mens en for høy dose kan gi smaksproblemer og misfarget vann (Montgomery 1985).

De fleste er enige om at silikat virker korrosjonshemmende (reduserer nedbrytingen) på asbestsement rør (Benjamin et al. 1990). Dette skjer antagelig ved en overflatekatalysert omdannelse av silikat til kvarts (Schock og Buelow 1981). Det er rimelig å anta at tilsvarende reaksjoner kan skje på andre sementbaserte materialer.

Undersøkelser har vist at korrosjonsbeskyttelse av kobber og jern ved dosering av vannglass skjer ved en kombinasjon av at pH øker og at det dannes et tynt amorf silikat belegg over eksisterende korrosjonsprodukter (Vik et al. 1996). Nødvendig silikat dose øker når vannets hardhet, klorid innhold og innhold av oppløst stoff øker, samt ved høy temperatur.

Flere hevder imidlertid at vannglass sin positive effekt på korrosjonen av kobber og jern kun skyldes at pH øker ved dosering av vannglass, og at andre baser derfor vil være bedre alternativ (Benjamin et al. 1990). Enkelt mener at dette kanskje kan være tilfellet for $pH > 8$ som vanligvis benyttes, men at en med fordel kan benytte en lavere pH sammen med vannglass. Det hevdes til og med at vannglass har bedre effekt ved $pH = 7$ enn ved $pH > 8$. Uavhengig av hva som er riktig, konkluderes det med at silikat har liten eller ingen positiv effekt på korrosjonen av kobber og jern under de forholdene det vanligvis er benyttet (Benjamin et al. 1990).

Ved undersøkelser i Canada og deler av USA er det imidlertid oppnådd utmerket beskyttelse av kobber og jern ved bruk av vannglass (Vik et al. 1996). Det er ikke tatt stilling om dette kan skyldes økning i pH. Det er imidlertid enighet om at vannglass er en effektiv kompleksbinder som både vil redusere "rødt/brunt vann" problemer og fjerne korrosjonsprodukter (Vik et al. 1996).

3.2 Norske erfaringer

Vannglass ble introdusert i Norge i 1992, og pr i dag er det ca 60 vannverk som har tatt i bruk vannglass (Haavik 1998a). De fleste av disse er svært små vannverk. Det benyttes typisk doser på 5-12 mg SiO₂/l, og behandlingskostnadene ligger typisk på 3-9 øre/m³. Det er imidlertid i liten grad utført grundige undersøkelser av disse vannverkene for å dokumentere effekten av vannglassdoseringen, bortsett fra analyser av vannkvaliteten ute på nettet. Felles for de fleste av vannverkene er at vannkvaliteten ute på nettet er blitt mer stabil, og at det er blitt mindre akkumulerte korrosjonsprodukter i ledningsnett (Haavik 1995, Haavik 1998b, Norby og Mikaelson 1997, Mikaelson 1997, Pettersen et al. 1997). Dette betyr mindre problemer med "rødt/brunt vann", lavere turbiditet, lavere konsentrasjoner av jern, kobber og aluminium, samt mer stabil pH. I tillegg blir det mindre friksjonstap i ledningene, lavere pumpkostnader, enklere å manøvrere ventiler og mindre behov for spyling og rengjøring av nettet. I noen få tilfeller har det vært problemer med at større mengder korrosjonsprodukter løsner samtidig og gir vannkvalitetsproblemer pga for høye vannglass doser. Der en har hatt svært lang oppholdstid i enkelte ledninger (lav vannhastighet eller stagnasjon), har det vært vanskelig å oppnå god vannkvalitet.

I Inderøy kommune, som var først ute med å ta i bruk vannglass i fullskala, ble det også gjennomført pilotforsøk og noe mer grundige undersøkelser av effekten av vannglass (Haavik 1995). Resultatene viste det samme som referert ovenfor, dvs en gradvis bedring i vannkvaliteten og at rustbelegget nesten forsvant. Det ble også gjort analyse av asbestsement rør som viste en tydelig anrikning av silikat i overflaten av røret. Et slikt silikatbelegg vil kunne stabilisere asbestsementen. Det ble ikke utført noen målinger av korrosjonshastighet.

3.3 Oppsummering av erfaringer med vannglass

Det finnes lite dokumentasjon på effekten av vannglass for norske forhold. Rapportene fra internasjonale erfaringer er imidlertid svært sprikende. Disse varierer fra å fungere utmerket for alle de aktuelle materialene til ikke å fungere i det hele tatt. Noc av grunnen til den store spriken i resultatene er antagelig manglende kontroll på forsøksbetingelsene, og evt unøyaktige eller mangelfulle målinger og analyser. Det synes imidlertid sikkert at råvannskvaliteten er viktig for hvor god effekt en får av vannglass dosering og for hvilken vannglass dose som bør benyttes.

En har alt for lite kunnskap om hvordan vannglass virker, hvilke forbindelser i vannglass som gjør hva, hvordan ulike vannkvalitetsparametere påvirker effekten, hvordan ulike materialer påvirkes av vannglass, osv. Det er svært viktig å få svar på noen av disse spørsmålene både for å kunne klarlegge om vannglass er et alternativ til f.eks. karbonatisering, og for evt å kunne optimalisere doseringen av vannglass eller evt unngå doser som vil kunne forverre korrosjonssituasjonen.

4. FORSØKSBESKRIVELSE

Formålet med prosjektet (kapittel 4.1), samt nærmere beskrivelse av forsøkene og pilotanlegget (kapittel 4.2) og av målinger og analyser som er utført (kapittel 4.3), er gjennomgått i kapittelet nedenfor.

4.1 Formål

Det antas at effekten av vannglass som korrosjonsinhibitor, samt optimalisering av vannglass dosering bl.a. er svært avhengig av råvannskvaliteten. Det medfører at mye av de internasjonale erfaringene ikke er overførbare til norske forhold, dessuten er den internasjonale litteraturen svært sprikende. Siden det er utført få undersøkelser av effekt og optimalisering av vannglassdosering under norske forhold, er det ønskelig å fremskaffe slike data for typiske norske vannkvaliteter. Det var derfor ønskelig gjennom dette prosjektet å fremskaffe generell kunnskap om bruk av vannglass for korrosjonskontroll.

Formålet med pilotforsøkene har vært å undersøke effekten av vannglass som korrosjonsinhibitor i typisk norske drikkevannssystemer, med hovedvekt på å dokumentere evt effekt på korrosjonshastighetene til de mest vanlige ledningsmaterialene i direkte sammenlignbare forsøk med tradisjonell korrosjonskontroll (karbonatisering).

I dette prosjektet var det ansett som viktig å få frem data for korrosjonshastighet. For å få til dette på best mulig måte, under kontrollerbare og sammenlignbare betingelser, ble det bestemt å gjennomføre prosjektet ved hjelp av pilotforsøk.

4.2 Beskrivelse av forsøk og pilotanlegg

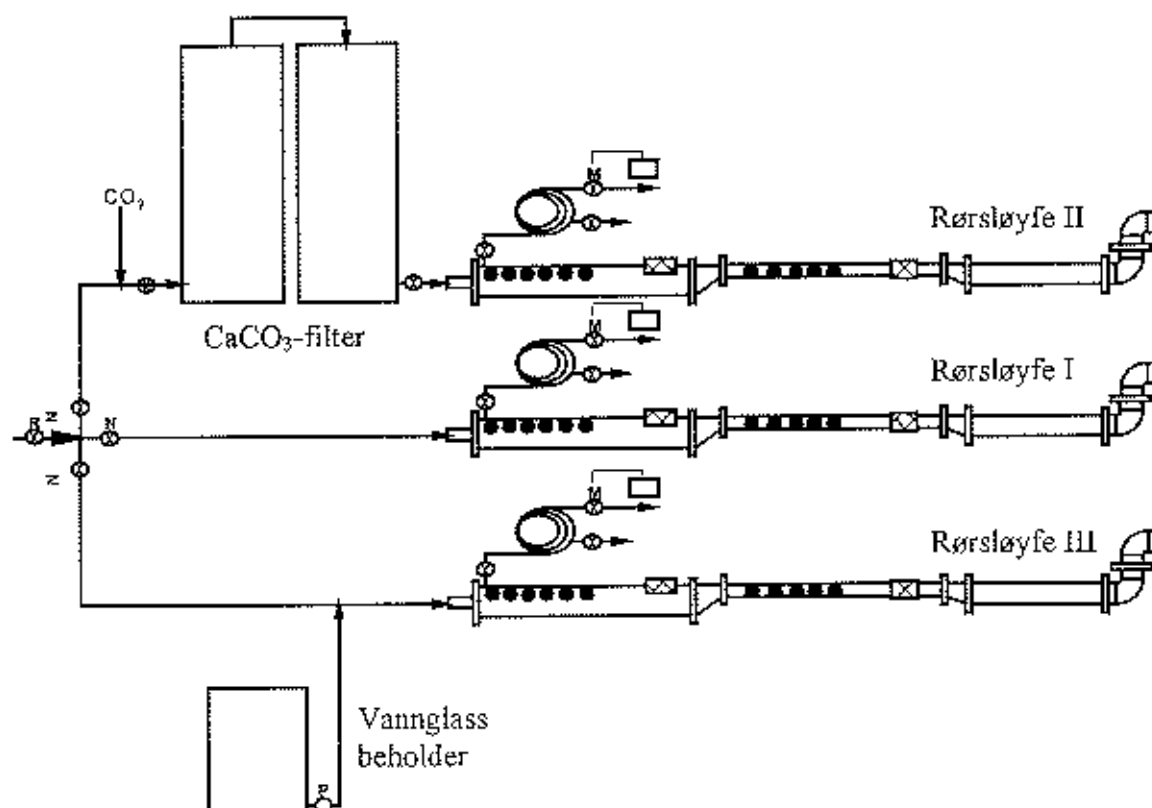
Forsøkene ble utført i pilotanlegg bestående av tre parallelle rørsøyfer I, II, III, med henholdsvis; 1) råvann, 2) karbonatisert vann og 3) vann tilsatt vannglass. Alle tre rørsøyfene var like, bestående av et 200 mm og et 50 mm pleksiglassrør i serie etterfulgt av et 50 mm eldre korrodert støpejernsrør. I de to pleksiglassrørene var det plassert vekttafskupper for måling av korrosjonshastighet på duktilt støpejern og sonder for elektrokjemisk måling av korrosjonshastigheten til kobber. Dette ga muligheten for korrosjonsmålinger ved to vannhastigheter. I 200 mm rørene var det også plassert prøver av gamle asbestsementrør og av ulike typer sementmørtelforinger på støpejernsrør (slaggsement, flygeaske sement og aluminatsement). I tillegg var det montert en kobberrørsøyfe til hver vannkvalitet for måling av konsentrasjonen av kobber i henstandsvann. Kobberrørsøyfene var utstyrt med magnetventil som var kontrollert av tidsur for å simulere tapping i husinstallasjoner. En skisse av pilotanlegget er vist i figur 1.

Råvann fra ledningsnett ble tilført rørsøyfe I uten noen form for forbehandling. Karbonatisert vann ble tilført rørsøyfe II etter dosering av CO₂ til råvann foran marmorfilter med en kontaktid i marmorfilteret på ca 30-40 min. Før rørsøyfe III ble det dosert vannglass til råvann som deretter ble gitt en reaksjonstid på ca 30 min og ført inn på rørsøyfen. Det meste av tiden ble følgende vannkvalitet opprettholdt i rørsøyfene:

I.	Råvann	pH ~ 6.0	alkalitet < 0.05 mmol/l	< 2 mg Ca/l
II.	Karbonatisert vann	pH ~ 8.0-8.3	alkalitet ~ 0.6 mmol/l	~ 15 mg Ca/l

III. Vannglass dosering pH ~ 7.8-8.3 alkalitet ~ 0.15 mmol/l ~ 10-15 mg SiO₂/l

Periodevis avvek imidlertid vannkvaliteten noe i forhold til det som er angitt ovenfor. Dette er nærmere diskutert i kapittel 5.1, sammen med presentasjon av vannkvaliteten i hele prosjektperioden.



Figur 1. Skisse av pilotanlegg. Rørsøyfe I med råvann, rørsøyfe II med karbonatisert vann og rørsøyfe III med vannglass dosering (reaksjonstank etter vannglass doseringen er ikke angitt på figuren).

Anlegget ble satt i drift den 12. juni 1996. Fram til den 8. oktober 1996 ble alle tre rørsøyfene tilført råvann. Den 8. oktober 1996 ble karbonatiseringsanlegget (rørsøyfe II) satt i drift. Samtidig ble vannglass doseringen (rørsøyfe III) igangsatt. På grunn av problemer med for høy vannglass dosering ble imidlertid doseringen av vannglass stanset 11. desember 1996. For å restituere belegget på korrosjonsprøvene og fjerne evt silikat avsetninger ble det dosert lut til pH > 8 (rørsøyfe III) fram til 13. januar 1997, og deretter ble rørsøyfen kun tilført råvann. Den 6. februar 1997 ble dosering av ønskede vannglass mengder igangsatt (rørsøyfe III). Korrosjonsmålinger (kapittel 4.3) har pågått fram til 23. mars 1998 i alle tre rørsøyfene. Dvs at resultatene som er presentert i denne rapporten har framkommet etter følgende eksponeringstider (pr 23. mars 1998):

- Rørsøyfe I
⇒ Eksponert til råvann i 649 dager.
- Rørsøyfe II
⇒ Prekorrodert i råvann i 118 dager.
⇒ Deretter eksponert til karbonatisert vann i 531 dager.

- Rørsøyfe III
 - ⇒ Prekorrodert i råvann i 118 dager.
 - ⇒ Deretter eksponert med for høy vannglass dose i 64 dager.
 - ⇒ Etterfulgt av 32 dagers eksponering til vann med fult dosering til $\text{pH} > 8$ og deretter 25 dagers eksponering til råvann.
 - ⇒ Til slutt eksponert til vann med tilfredsstillende vannglass dosering i 410 dager.

Pilotanlegget var plassert i et industrianlegg nær Orkanger sentrum. Den 16. desember 1997 ble anlegget flyttet til vannverket på Songmoen. I begge tilfeller ble imidlertid anlegget tilført samme vannkvalitet, dvs klorert råvann fra ledningsnettet i Orkanger. Det var ikke restklor i vannet i noen av tilfellene når det ble tilført pilotanlegget.

Pilotanlegget ble totalt tilført ca $5 \text{ m}^3/\text{time}$ med vann som ble likt fordelt mellom de tre rørsøyfene. Dette ga en vannhastighet i rørsøyfene på ca $0.013\text{-}0.015 \text{ m/s}$ i rørene med 200 mm diameter og ca $0.21\text{-}0.25 \text{ m/s}$ i rørene med 50 mm diameter. Kobber rørsøyfene ble drevet med 10 timers gjennomstrømning og 14 timers henstand. Prøvetaking ble imidlertid utført etter 12 timers henstand. Ved gjennomstrømning var vannhastigheten i kobber rørsøyfene ca 1.2 m/s .

Orkdal kommune var ansvarlig for den daglige driften av anlegget, dvs vedlikehold, etterfylling av kjemikalier, spyling av marmorfiltre, målinger, justeringer, osv som var nødvendig for å opprettholde en stabil drift av anlegget. De var også ansvarlig for uttak av vannprøver og levering av disse til analyse, mens SINTEF var ansvarlig for korrosjonsmålingene.

4.3 Målinger og analyser

For å kunne opprettholde stabil drift av anlegget ble det utført målinger i felt (dvs på pilotanlegget) av Orkdal kommune 1-2 ganger pr uke. Disse målingene inkluderte bl.a. måling av vannmengde ut av hver rørsøyfe og ut av kobbersøyfene, samt måling av temperatur i vann og luft, pH i hver av de tre vannkvalitetene og konsentrasjonen av silikat (som $\text{mg SiO}_2/\text{l}$) etter dosering av vannglass.

Hver 14. dag tok Orkdal kommune ut vannprøver som ble sendt til Næringsmiddeltilsynet i Orkdalsregionen og SINTEF Bygg og miljøteknikk, Vannrensing og VA for analyse. Det ble tatt prøver av utløpet av rørsøyfe I, II og III, samt fra innløpet til rørsøyfe III (etter vannglassdoseringen). I tillegg ble det tatt prøver fra alle tre kobbersøyfene etter 12 timers henstand. Ved Næringsmiddelkontrollen ble prøvene analysert mhp pH , alkalitet, kalsium, silikat, ledningsevne, tubiditet og farge. Prøvene som ble sendt SINTEF ble preparert og deretter videresendt til NINA-NIKU (Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning) for analyse av metallinnhold (kobber, aluminium, jern, mangan og silikat). Enkelte av råvannsprøvene ble analysert av SINTEF mhp TOC.

Måling av korrosjonshastighet på duktilt støpejern ble utført av SINTEF Bygg og miljøteknikk, Vannrensing og VA ved hjelp av vekttapskupper. Kupperne var sirkulære med et areal på totalt 16.8 cm^2 , og de ble tilvirket fra en bolt av duktilt støpejern (SS0272-02). Før kupperne ble satt inn i rørsøyfene ble de slipt med smergelpapir nr 100, avfettet med etanol, skylt i destillert vann, tørket og veid. Totalt 150 vekttapskupper ble satt inn i pilotanlegget. Ca hver 4. mnd ble det tatt ut 3 stk kupper fra hver forsøksbetingelse (dvs fra 2 vannhastigheter i 3 forskjellige vannkvaliteter, totalt 6 betingelser). Korrosjonsproduktene ble fjernet fra disse ved en standard prosedyre og bruk av Clark's løsning (Østerhus 1997), og deretter tørket og veid. Gjennomsnittlig

akkumulert vekttap ble plottet mot eksponeringstid, og korrosjonshastigheten til enhver tid ble beregnet fra helningen på denne kurven dividert på vekttapskupongenes overflate areal.

Målingene av korrosjonshastighet på kobber ble gjort elektrokjemisk. Det ble laget flush monterte målesonder bestående av tre like store kobber elektroder. Sondene i rørene med diameter på 200 mm bestod av tre sirkulære flush monterte elektroder plassert på en linje. Hver elektrode hadde en diameter på 3 cm (elektrode areal = 7.07 cm^2). Sondene i rørene med diameter på 50 mm bestod av tre stk 10 mm kobberrørbitar med diameter 50 mm plassert etter hverandre, men elektrisk isolert fra hverandre (elektrode areal = 15.71 cm^2). Før sondene ble satt inn i rørsøyfene ble elektrodene slipt med smergelpapir nr 100, avfettet med etanol og skylt i destillert vann. Det ble utført korrosjonsmålinger med LPR-metoden og ved hjelp av potensiodynamisk sveip i non-tafel området. For nærmere beskrivelse av disse måle metodene vises det til (Østerhus 1997). Målingene ble kompensert for vannets lave ledningsevne (IR-kompensering) ved "current interruptor" teknikk.

Kobber rørsøyfene for analyse av henstandsvann ble før montering vasket innvendig med 0.1 M HCl for fjerning av oksyd belegg, etanol for avfetting og deretter skylt med destillert vann.

Ett prøvestykke (ca $10 \times 10 \text{ cm}^2$) av slagg sementmørtelforing på støpejernsrør fra hver av de tre vannkvalitetene ble analysert for evt nedbryting (etter 475 dagers eksponering). Analysene ble utført ved hjelp av polarisasjonsmikroskop (tynnslipanalyse), sveip elektronmikroskop (SEM) i "Back Scatter Electron mode" (BSE), elementanalyse og mikrosonde analyse / "X-ray mapping". Ved preparering for tynnslipanalysen ble en prøve av mørtelforingen løsnet fra støpejernsrøret, impregnert med fluorescerende epoxy, slipt ned til en tykkelse på ca 0.025 mm og undersøkt visuelt (i foringens tverrsnitt) i polarisasjonsmikroskop påmontert UV-filter. Ved preparering for de øvrige sementanalysene ble en mørtelprøve med ca 20 mm diameter ganger foringens tykkelse støpt inn i epoxy og deretter polerslipt. Ved tynnslipanalysen vurderes forandringer i mørtelens struktur som tetthet, karbonatisering, riss, kapillærporøsitet, luftporer, o.l. Ved SEM (BSE) analysen vurderes bl.a. utfluting fra sementen. Begge disse analysene dokumenteres med foto. Elementanalysen gir element sammensetningen på små områder i mørtelforingens pastafase. Resultatene dokumenteres i XY-diagram der X angir elementet og Y angir den relative mengden. "X-ray mapping" angir den relative mengden av ulike elementer i mørtelforingens tverrsnitt. Resultatene bearbeides i et billedprogram der tre og tre element kombineres for å gi en indikasjon på hvilke kjemiske forbindelser elementene utgjør. Resultatene dokumenteres med farge foto. Alle sementanalysene ble utført ved SINTEF Bygg og miljøteknikk, Sement og betong.

En kupong med duktilt støpejern fra hver vannkvalitet ble tatt ut fra røret med 50 mm diameter etter totalt 593 dagers eksponering (hvorav 475 dager med karbonatisering og 354 dager med vannglassdosering) for analyse av sammensetningen av korrosjonsprodukter. Analysene ble utført ved hjelp av SEM (BSE) og "X-ray mapping". Preparering av prøvene ble utført som ovenfor. Det ble også laget kombinasjonsbilder av resultatene fra X-ray mappingen som beskrevet ovenfor. Alle resultatene ble dokumentert med fargefoto. Analysene ble utført ved SINTEF Materialteknologi.

5. PRESENTASJON OG DISKUSJON AV RESULTATER

5.1 Vanukvalitet under pilotforsøkene

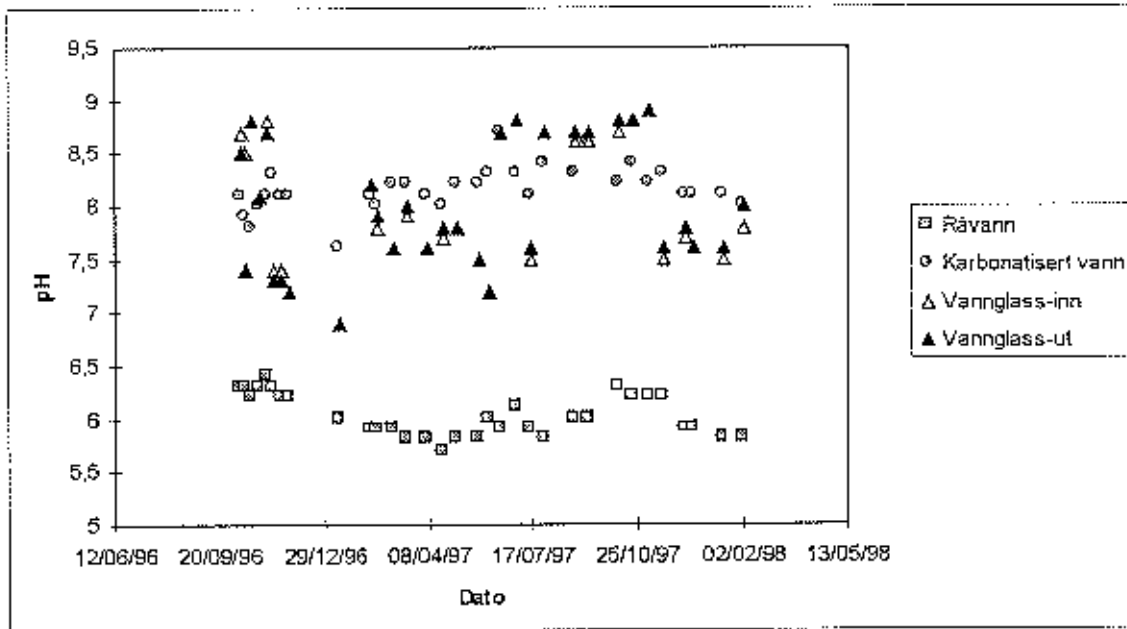
Selv om vannkvaliteten i hver av rørsøyfene i hovedsak var som angitt i kapittel 4.2, var det periodevis en del variasjoner utover det som er angitt kapittel 4.2. Pilotanlegget hadde jevnlig tilsyn 1-2 ganger pr uke, i tillegg til ekstra tilsyn ved driftsproblemer o.l. Likevel var det nunn-gåelig at det oppstod perioder der vannkvaliteten varierte en del pga av endringer i vannføring, problemer med kjemikaliedosering, osv. Variasjonene i vannkvaliteten for de tre rørsøyfene i fra oktober 1996 til mars 1998 er presentert i figurene 2 til og med 5 for henholdsvis pH, alkalitet, kalsium og silikat. I perioden fra juni 1996 til oktober 1996 er det ikke angitt analysedata i figurene. I denne perioden ble alle tre rørsøyfene tilført råvann, og som det framgår av figurene 2 til og med 5, er råvannskvaliteten relativt konstant. I den første perioden fra juni 1996 til oktober 1996 har derfor alle tre rørsøyfene blitt tilført lik vannkvalitet med pH~6, alkalitet~0.03 mmol/l, ~1.5 mg Ca/l og ~2 mg SiO₂/l.

Figurene 2 til og med 5 viser at verdiene for pH, alkalitet, kalsium og silikat i råvannet var stabile i hele testperioden. Temperaturen på vannet i alle tre rørsøyfene var på 5-6°C og kunne stige til ca 8°C på enkelte varme sommerdager.

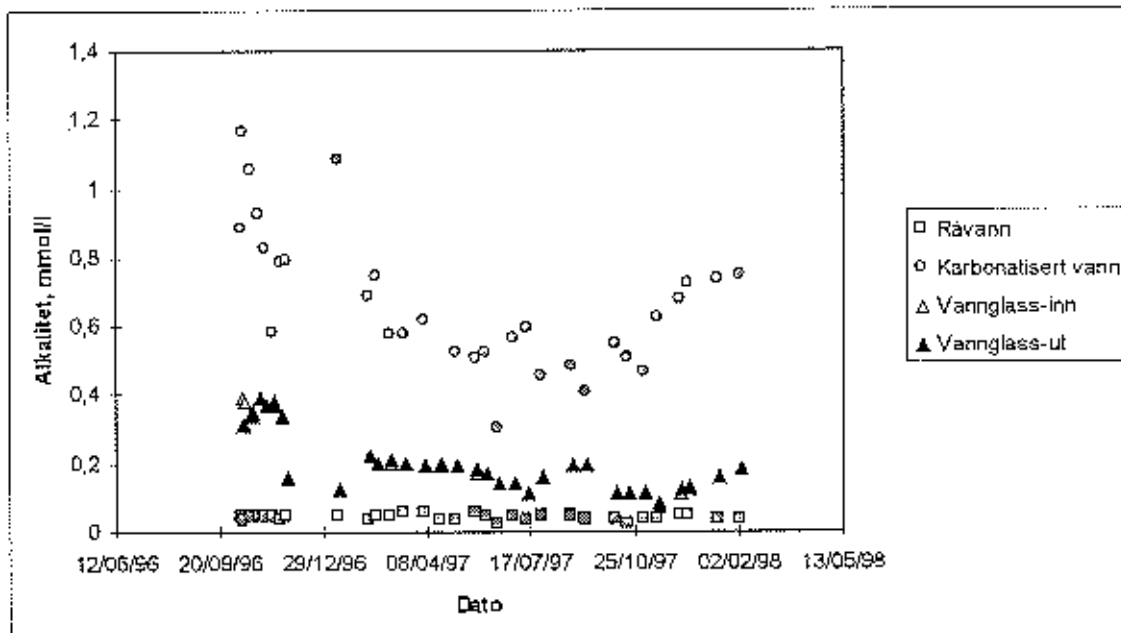
I figur 5 ser en tydelig problemene med for høy vannglass dose (rørsøyfe III) den første tiden etter at doseringen ble igangsatt og etterfølgende stans i doseringen (oktober 1996 til februar 1997). Fra 6. februar har vannglassdoseringen fungert tilfredsstillende. Figur 5 viser at det etter den 6. februar likevel har vært en del variasjoner i vannglassdosen, fra ca 20 mg SiO₂/l til i underkant av 10 mg SiO₂/l.

I karbonatisert vann (rørsøyfe II) viser figur 3 og 4 at alkalitet og Ca-konsentrasjonen også var relativt høy i den første tiden etter at karbonatiseringen startet (oktober 1996 til februar 1997), dvs alkalitet = 0.8-1.2 mmol/l og 18-25 mg Ca/l. Etter februar 1997 var verdiene lavere og driften mer stabil, likevel varierte alkalitet fra 0.5 til 0.8 mmol/l og kalsium fra 10 til 18 mg Ca/l. Dette skulle tilsi at hverken vannglass doseringen eller karbonatiseringen nødvendigvis har vært optimal mhp korrosjonskontroll.

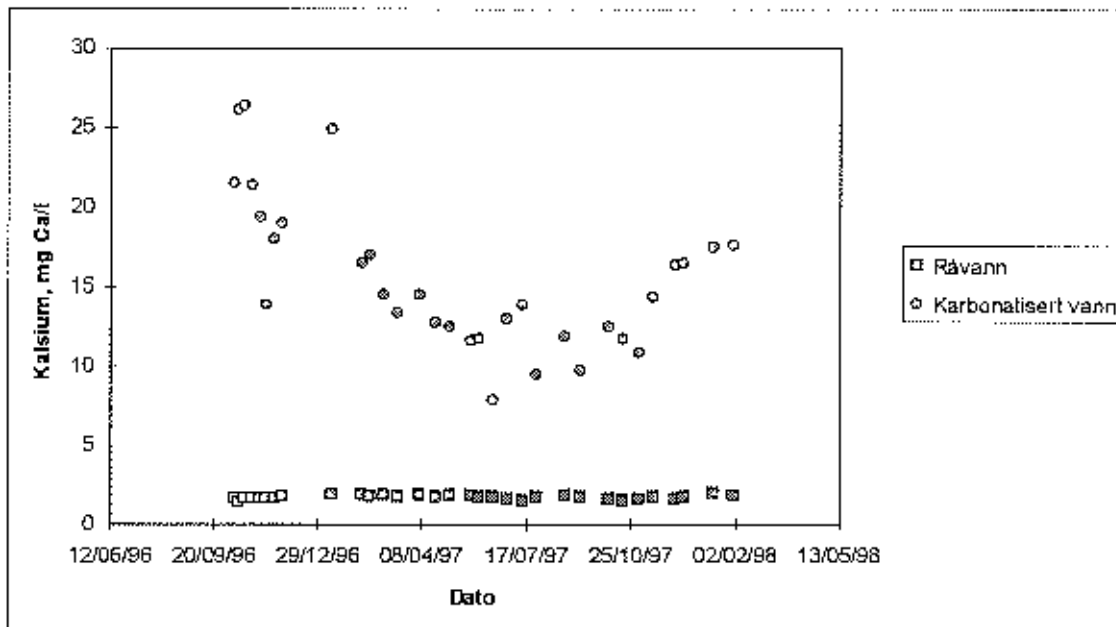
Figur 2 viser at pH i karbonatisert vann (rørsøyfe II) har vært svært stabil i hele test perioden, med pH-verdier i overkant av 8. I rørsøyfen med vannglass dosering (rørsøyfe III) har pH generelt vært noe lavere (pH = 7.5-8.0) bortsett fra en periode fra juni 1997 til november 1997 hvor pH var i overkant av 8.5. Årsaken til pH-variasjonene i rørsøyfe III er antagelig i hovedsak variasjoner i jern konsentrasjonen i råvannet i tillegg til variasjoner i vannglass dosen. Når det er jern i vannet, vil vannglass kunne reagere med jernet og danne jern-silikat kompleks og syre på tilsvarende måte som ligning 2-12. Dette er antagelig også årsaken her, fordi økningen i pH fra juni 1997 (figur 2) sammenfaller i tid med en tilsvarende reduksjon av jern konsentrasjonen i råvannet (figur 7).



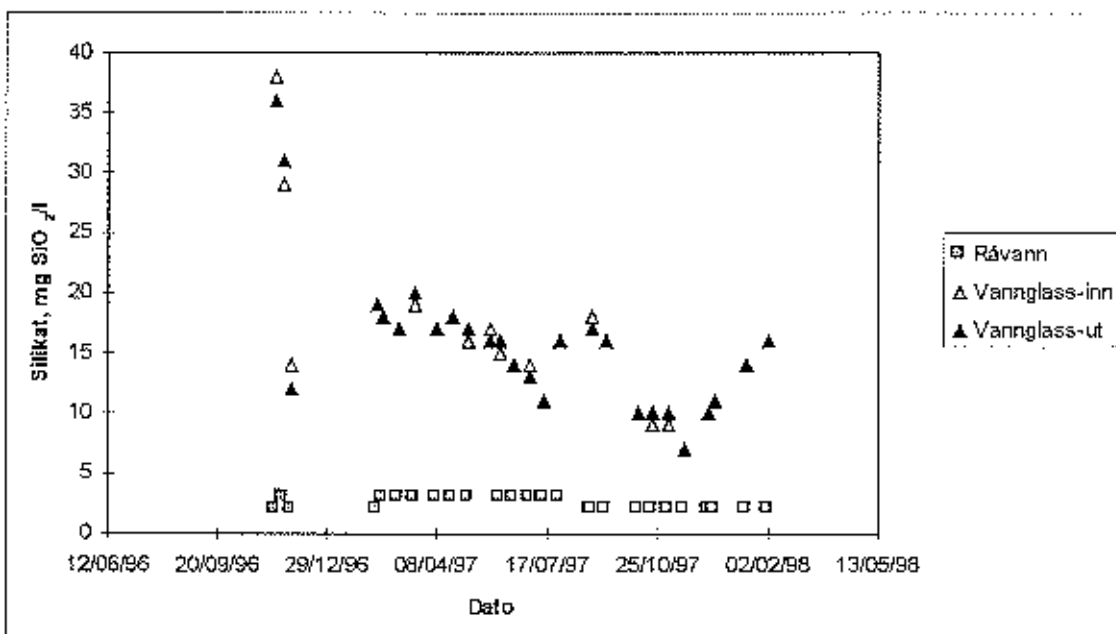
Figur 2. pH i rørsløyfene i prosjektperioden.



Figur 3. Alkalitet i rørsløyfene i prosjektperioden.



Figur 4. Konsentrasjonen av kalsium i rørsøyfene i prosjektperioden.



Figur 5. Konsentrasjonen av silikat i rørsøyfene i prosjektperioden.

I tabell 1 er råvannskvaliteten for hele test perioden summert. Verdiene var relativt stabile bortsett fra konsentrasjonene av mangan, aluminium og spesielt jern som kunne variere en del. Pilotanlegget var plassert ute på ledningsnettet etter bl.a. mye gamle ubeskyttede støpejernsrør. Det medførte at det, avhengig av vannforbruk og vannhastigheter ute på nettet, periodevis kunne være høye jernkonsentrasjoner fra rust og korrosjonsprodukter som løst og ble ført inn på pilotanlegget. Selv om det ikke ble målt høyere jernkonsentrasjoner enn 190 µg Fe/l under vanlig drift (i henstandsvann ble det målt høyere verdier), var konsentrasjonen opplagt betydelig høyere i en del tilfeller.

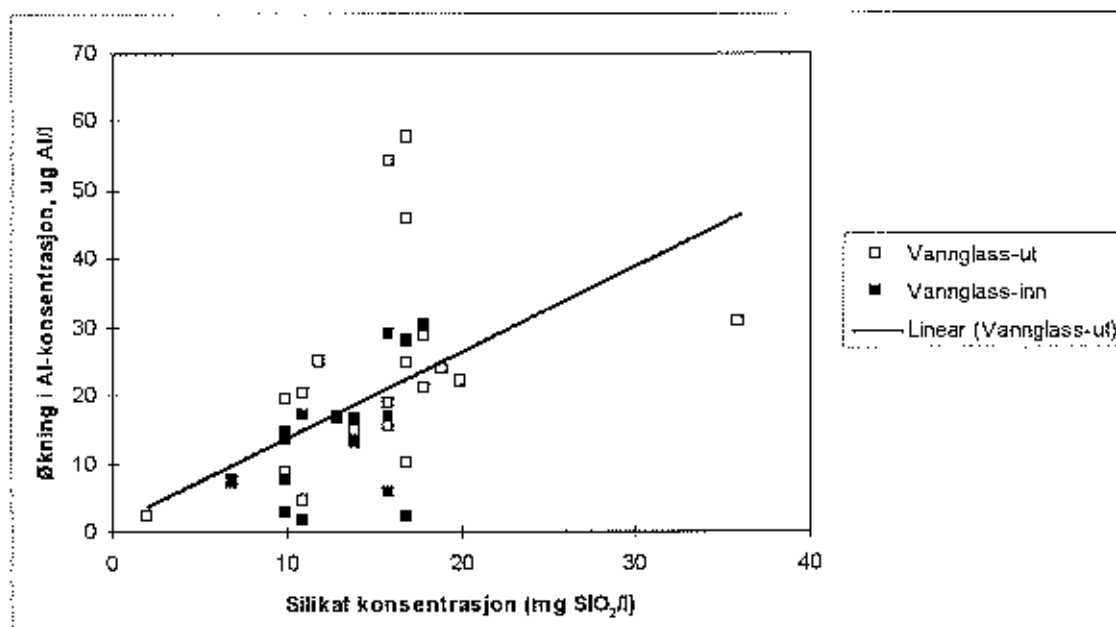
I figur 6 er variasjonen i ledningsevne i de tre rørsøyfene presentert for hele forsøksperioden. Variasjonene i ledningsevne skyldes utelukkende vannbehandlingen. Fra figuren ser en at karbonatiseringen (rørsøyfe II) øker vannets ledningsevne vesentlig mer enn vannglassdoseringen (rørsøyfe III).

Prosjektets målsetning var å undersøke effekten av karbonatisering og vannglassdosering på korrosjonshastigheten, og forsøkene ble tilrettelagt for dette. Det ble derfor ikke tilrettelagt for å måle effekten på evt vannkvalitetsendringer. Det ble likevel utført jevnlig vannkvalitetsanalyser av en del parametre (f.eks. Fe, Al og Mn) som kunne være av betydning for å forklare resultatene. Figur 7 angir konsentrasjonen av jern i råvann (rørsøyfe I) og etter rørsøyfen med vannglass dosering (rørsøyfe III). Det er ingen klare forskjeller mellom disse, og en kan konkludere med at det er ingen signifikant økning i jern konsentrasjonen etter vannglass doseringen (pga at rust/korrosjonsprodukter kompleksbindes og dermed løses ut til vannfasen). Dette var da heller ikke å forvente siden overflaten med jern og rust/korrosjonsprodukter var for liten i forhold til den totale vannmengden som gikk gjennom rørsøyfene til at evt kompleksdannelse og oppløsning av korrosjonsprodukter ville kunne føre til målbare endringer i jernkonsentrasjonen. Det er imidlertid store variasjoner i jernkonsentrasjonen i råvannet. Fra januar 1997 til juni 1997 var det spesielt høye jernkonsentrasjoner i råvannet. Dette skyldes antagelig stort vannforbruk (og dermed løsrivelse av rust fra ledningsnettet) av nærliggende industri. Økning i råvannets jernkonsentrasjon påvirker silikatkjemien og dermed effekten av vannglass doseringen ved at det dannes løslige jern-silikat komplekser som gir sure reaksjoner og dermed reduserer pH (se kommentarene til figur 2 ovenfor). Konsentrasjonen av jern i karbonatisert vann (rørsøyfe II) er ikke angitt i figur 7 fordi en stor del av jernet i råvannet ble fjernet i marmorfilteret slik at konsentrasjonen av jern inn på rørsøyfe II var betydelig lavere enn i råvannet.

Tabell 1. Råvannskvalitet i test perioden (juni 1996 til mars 1998).

Parameter	Verdi
pH	5.7 - 6.4 ¹⁾
Alkalitet, mmol/l	0.02 - 0.05 ¹⁾
Kalsium, mg Ca/l	1.2 - 1.9 ¹⁾
Silikat, mg SiO ₂ /l	2 - 3 ¹⁾
Temperatur, °C	4 - 10
Farge, mg Pt/l	16 - 21
TOC, mg/l	2.0 - 2.4
Turbiditet, NTU	0.13 - 0.39
Ledningsevne, mS/m	2.5 - 3.2 ¹⁾
Jern, µg Fe/l	30 - 190 ¹⁾
Mangan, µg Mn/l	1 - 20
Aluminium, µg Al/l	50 - 95 ¹⁾

¹⁾ Dataene er presentert i egne figurer.



Figur 9. Økning i aluminium konsentrasjonen som funksjon av silikat konsentrasjonen før og etter rørsøyfe III. Heltrukken kurve er trend-linje basert på dataene for "Vannglass-ut".

Konsentrasjonen av mangan var generelt lav, og de variasjonene som forekom var i hovedsak i råvannet som ble tilført pilotanlegget. Det skjedde lite med Mn-konsentrasjonen ved dosering av vannglass (rørsøyfe III), mens det ble fjernet noe Mn i marmorfilteret før rørsøyfe II.

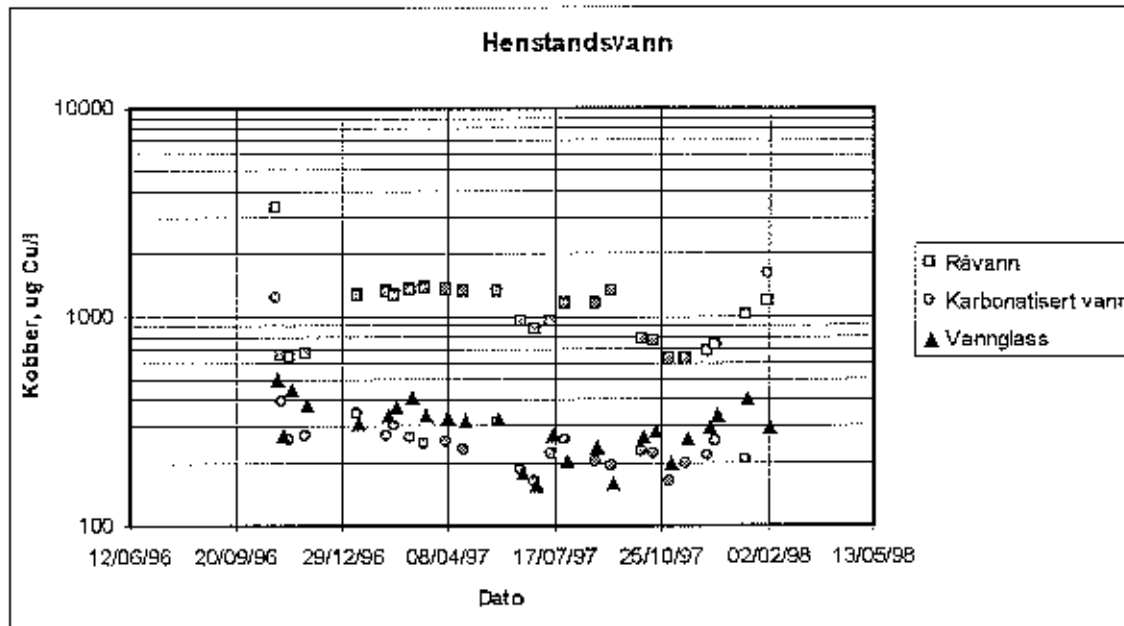
5.2 Korrosjon av kobber

Kobberkorrosjonen ble evaluert basert på elektrokjemiske målinger av korrosjonshastigheten, samt analyse av kobberkonsentrasjonen i vannet etter 12 timers henstand i kobber rørsøyfe. Disse resultatene er presentert i kapittel 5.2.1 og 5.2.2.

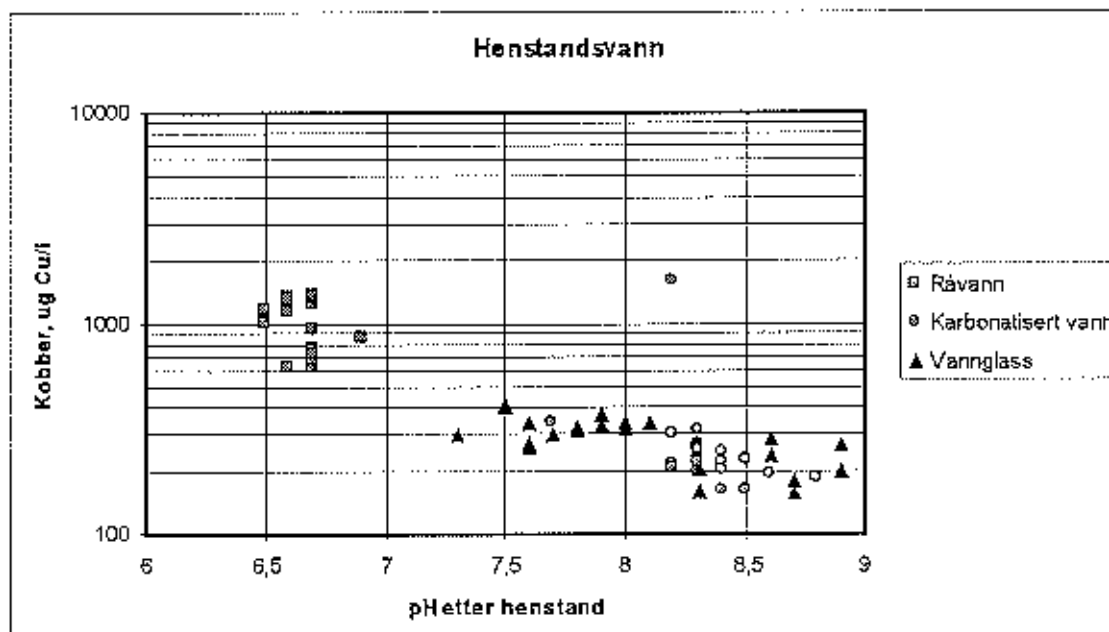
5.2.1 Analyse av henstandsvann

Målingene av kobberkonsentrasjonen etter 12 timers henstandstid i de tre vannkvalitetene (råvann, karbonatisert vann og etter vannglassdosering, dvs rørsøyfe I, II og III) er vist i figur 10. Fra figuren ser en at konsentrasjonen av kobber reduseres fra ca 0.6-1.5 mg Cu/l til ca 0.05-0.4 mg Cu/l når vannet behandles, enten ved karbonatisering eller vannglassdosering. Videre kan det synes som om karbonatisering gir noe lavere kobber konsentrasjon enn vannglassdosering. Hvis kobber konsentrasjonen derimot plottes som funksjon av pH i henstandsvannet, og dataene fra den første tiden etter oppstart av anlegget utelates (figur 11), ser en at kobberkonsentrasjonen er en funksjon av pH og at behandlingsformen har liten eller ingen betydning. Grunnen til at kobberkonsentrasjonen i figur 10 er noe høyere etter vannglassdosering enn etter karbonatisering, er at rørsøyfen med vannglassdosering generelt har gått med noe lavere pH enn sløyfen med karbonatisert vann.

Ved pH-verdier over 7.5 oppnås det altså tilsvarende reduksjoner i kobberkonsentrasjonen i henstandsvann ved dosering av vannglass som ved karbonatisering, forutsatt at vannet behandles til samme pH-verdi og at det karbonatiseres slik at vannets innhold av fri CO₂ er lavt (høyt innhold av fri CO₂ vil gi høyere kobberkonsentrasjoner selv om pH > 7.5). Det er ikke gjort målinger som sammenligner vannglassdosering med karbonatisering ved pH < 7.5.



Figur 10. Konsentrasjonen av kobber etter 12 timers henstand i kobberrør for hver av de tre vannkvalitetene.



Figur 11. Konsentrasjonen av kobber etter 12 timers henstand i kobberrør for hver av de tre vannkvalitetene plottet som funksjon av pH.

Med råvannet i Orkdal som utgangspunkt ble konsentrasjonen av kobber i henstandsvann (12 timers henstandstid) redusert med ca 60-80 % avhengig av pH i behandlet vann, både ved karbonatisering og vannglassdosering. Den største reduksjonen ble oppnådd når pH var høy.

5.2.2 Måling av korrosjonshastighet

Korrosjonsmålingene er gjort elektrokjemisk og derfor er korrosjonshastigheten for kobber rapportert som mA/cm² (strømtetthet). Korrosjonshastigheten kan konverteres til andre benevninger ved hjelp av Faraday's lov, ekvivalent vekt og materialets tetthet. For kobber blir sammenhengen mellom strømtetthet (mA/cm²), penetreringshastighet (mm/år) og vekttap ([mg/dm²]/dag) følgende: 1.0 mA/cm² = 11.7 mm/år = 2.87 [mg/cm²]/dag.

Det er utført LPR-målinger (Linear Polarization Resistance), som er den mest benyttede elektrokjemiske metoden for korrosjonsmåling i drikkevann fordi den er relativt enkel. Målingen gir en polarisasjonsmotstand, R_p (ohm), som er omvendt proporsjonal med korrosjonshastigheten og gitt ved (Østerhus 1997):

$$\text{Korr.hast. (mA/cm}^2\text{)} = K / R_p \quad (\text{fign. 5-1})$$

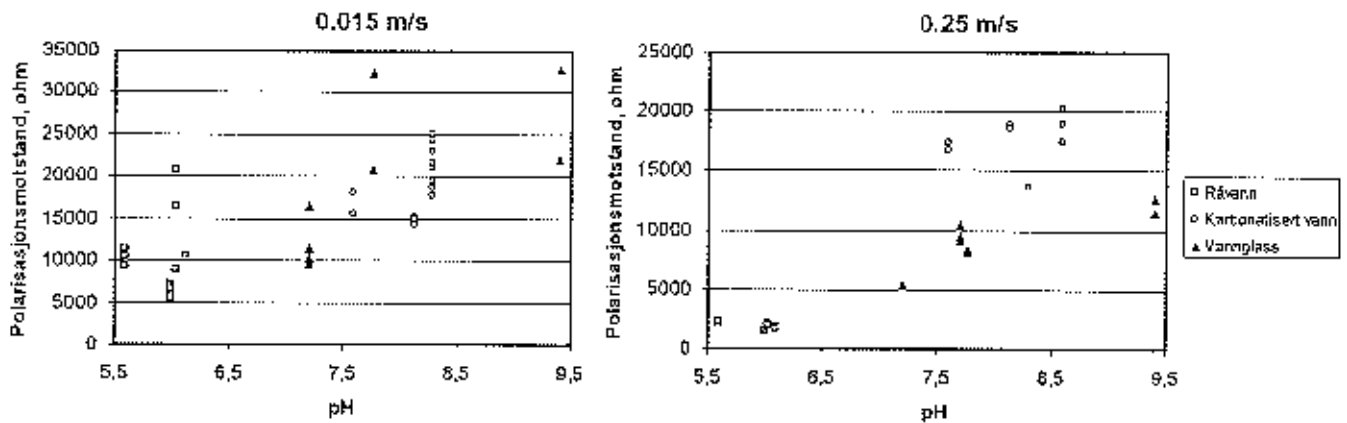
der K er en konstant som er gitt ved:

$$K = [b_a \cdot b_c / 2.3 \cdot (b_a + b_c)] / A \quad (\text{fign. 5-2})$$

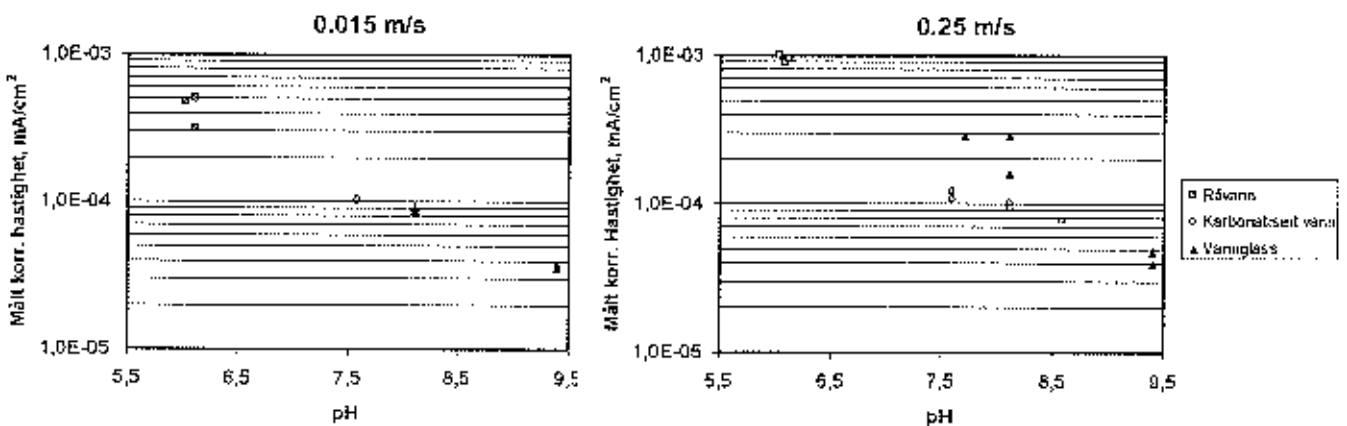
A = prøvens areal (cm²) og b_a og b_c (mV) er henholdsvis anodisk og katodisk tafel-konstant som må antas eller bestemmes i egne målinger.

I tillegg ble det utført potensiodynamisk sveip i non-tafel-området som ved hjelp av datasimulering gir korrosjonshastigheten og de anodiske og katodiske tafel-konstantene direkte (Østerhus 1997). Tafelkonstantene vil kunne være forskjellige i ulike korrosjonsmiljø. Resultatene fra begge disse type målinger er presentert nedenfor.

I figur 12 har en plottet målt polarisasjonsmotstand for kobber som funksjon av pH i råvann (rørsløyfe I), etter karbonatisering (rørsløyfe II) og etter vannglassdosering (rørsløyfe III) for en vannhastighet på henholdsvis 0.015 og 0.25 m/s. Det er en del spredning i dataene, men figuren viser tydelig at R_p øker med økende pH, dvs at korrosjonshastigheten synker med økende pH. Ved en vannhastighet på 0.015 m/s er det ingen antydning til forskjell i R_p ved karbonatisering og dosering av vannglass forutsatt at pH er den samme i begge tilfeller. Ved 0.25 m/s kan det imidlertid synes som at karbonatisering gir litt høyere R_p enn vannglassdosering (figur 12), dvs at korrosjonshastigheten er noe lavere. R_p er imidlertid kun et relativt mål på korrosjonshastighet, og en skal være svært forsiktig med å direkte sammenligne R_p fra to forskjellige korrosjonssystem fordi b_a og b_c som inngår i omregningen fra R_p til korrosjonshastighet (se ligning ovenfor) kan være forskjellige i de ulike korrosjonssystemene. I figur 13 er derfor korrosjonshastigheten målt direkte ved hjelp av potensiodynamisk sveip i non-tafel-området plottet på samme måte som i figur 12.



Figur 12. Polarisasjonsmotstand, R_p , for kobber som funksjon av pH i råvann, etter karbonatisering og etter vannglassdosering for en vannhastighet på henholdsvis 0.015 og 0.25 m/s.

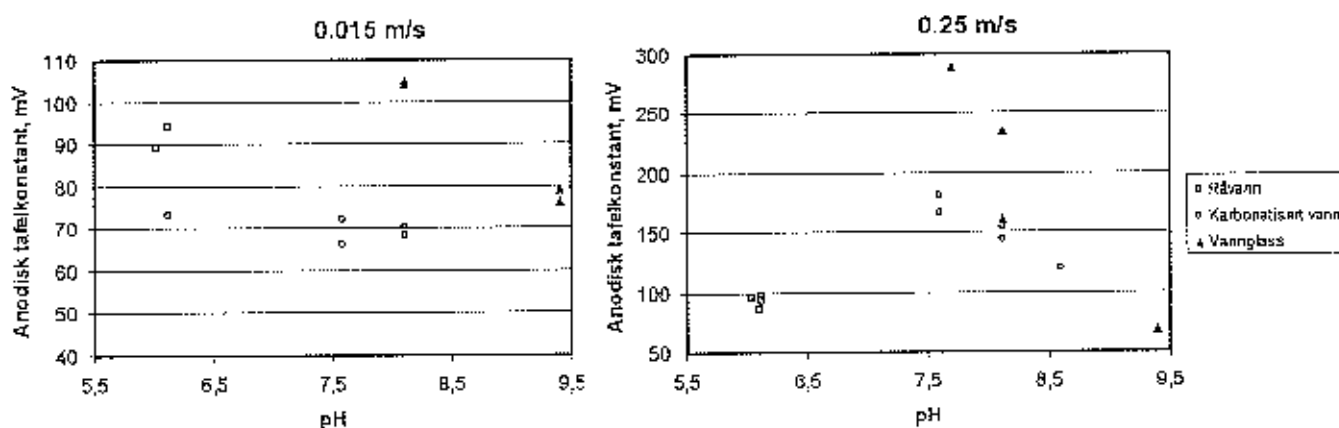


Figur 13. Korrosjonshastighet for kobber (målt med potensiodynamisk sveip i non-tafelområdet) som funksjon av pH i råvann, etter karbonatisering og etter vannglassdosering for en vannhastighet på henholdsvis 0.015 og 0.25 m/s.

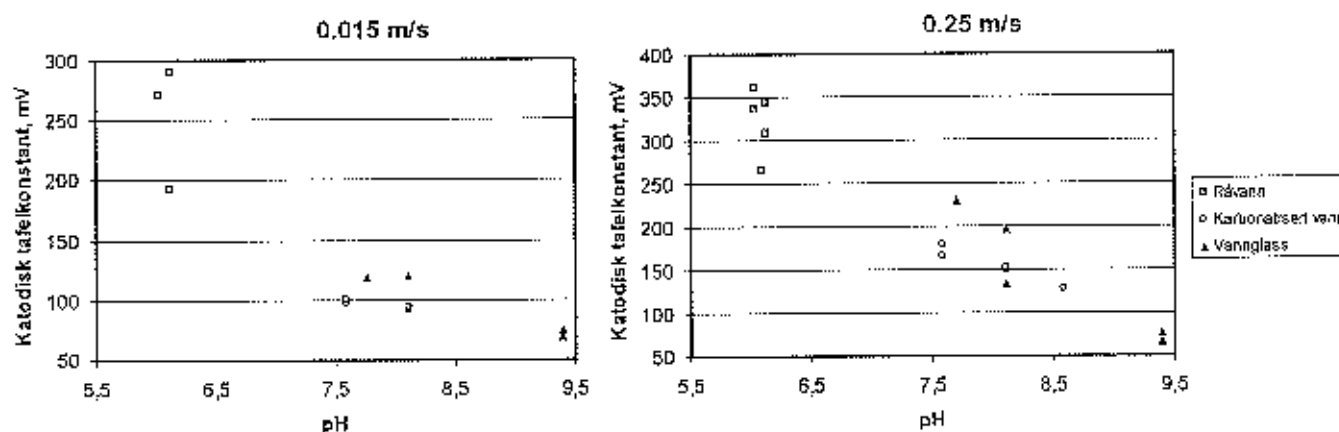
Figur 13 bekrefter at korrosjonshastigheten til kobber i hovedsak er en funksjon av pH (forutsatt at vannets innhold av fri CO_2 er lavt) der korrosjonshastigheten avtar med økende pH, uavhengig av om det doseres vannglass eller karbonatiseres for å nå denne pH-verdien. Fra figur 13, når vannhastigheten er 0.25 m/s, ser en at forskjellen i korrosjonshastighet ved vannglassdosering og karbonatisering er vesentlig mindre enn hva figur 12 antyder, og selv om det også ut fra figur 13 kan se ut som korrosjonshastigheten er litt høyere (når $\text{pH} \sim 7.5$) ved dosering av vannglass enn ved karbonatisering, kan en ut fra de tilgjengelige dataene ikke si at det er forskjell i korrosjonshastigheten ved de to behandlingsformene.

I figur 14 og 15 er henholdsvis den anodiske- og den katodiske tafelkonstanten for kobber (fra målingene med potensiodynamisk sveip i non-tafelområdet) plottet som funksjon av pH i råvann, etter karbonatisering og etter vannglassdosering for en vannhastighet på henholdsvis 0.015 og 0.25 m/s. I tillegg til at tafelkonstantene er nødvendig for omregning fra R_p til korrosjonshastighet (som angitt ovenfor i ligning 5-1 og 5-2), gir de også informasjon om korrosjonsmekanismene som foregår. Begrensninger i anodereaksjonen (f.eks. pga anodisk korrosjonsinhibitor) eller i katodereaksjonen (f.eks. massetransportbegrensninger av oksygen til metalloverflaten) vil gi

økning i beregnet verdi for henholdsvis den anodiske og den katodiske tafelkonstanten. Figur 14 indikerer at både karbonatisering og vannglassdosering gir høyere anodiske tafelkonstanter enn i råvann, og at størrelsen på konstanten avtar raskt med økende pH. Dette er kun tydelig ved høy vannhastighet (0.25 m/s). Det kan også synes som om dosering av vannglass både gir høyere anodisk tafelkonstant enn karbonatisering ved $\text{pH} < 7.5-8.0$, og at den avtar raskere med økende pH. Det er derfor mulig at beskyttelsesmekanismene er forskjellige ved dosering av vannglass enn ved karbonatisering når $\text{pH} < 7.5-8.0$. Datagrunnlaget her er imidlertid for lite til å kunne trekke pålitelige konklusjoner. Den katodiske tafelkonstanten øker med avtagende pH uavhengig av behandlingsmetode, og økningen er størst ved høy vannhastighet (figur 15). Dette er naturlig siden korrosjonshastigheten også øker med avtagende pH, og det er mest sannsynlig at masse-transportbegrensninger for katode reaksjonen oppstår når korrosjonshastigheten er høy.



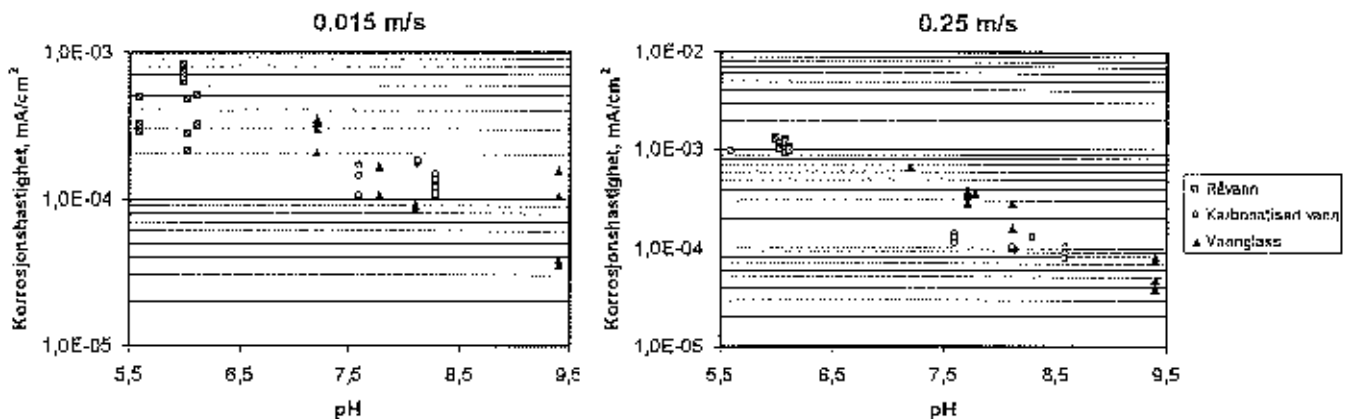
Figur 14. Anodisk tafelkonstant for kobber (målt med potensiodynamisk sveip i non-tafelområdet) som funksjon av pH i råvann, etter karbonatisering og etter vannglassdosering, for en vannhastighet på henholdsvis 0.015 og 0.25 m/s.



Figur 15. Katodisk tafelkonstant for kobber (målt med potensiodynamisk sveip i non-tafelområdet) som funksjon av pH i råvann, etter karbonatisering og etter vannglassdosering, for en vannhastighet på henholdsvis 0.015 og 0.25 m/s.

I figur 16 er korrosjonshastigheten for kobber (både beregnet fra LPR-målinger, b_a - og b_c -verdiene og målt med potensiodynamisk sveip i non-tafelområdet) plottet som funksjon av pH i råvann, etter karbonatisering og etter vannglassdosering for en vannhastighet på henholdsvis 0.015 og 0.25 m/s. En kan konkludere med at korrosjonshastigheten for kobber er en funksjon av

pH (forutsatt at vannets innhold av fri CO_2 er lavt) der korrosjonshastigheten avtar med økende pH. I pH-området 7.5-9.5 måles det likeverdige korrosjonshastigheter ved både karbonatisering og vannglass dosering forutsatt at vannet behandles til samme pH i begge tilfeller. Det kan imidlertid synes som om "beskyttelses mekanismene" kan være forskjellige ved de to behandlingsformene når $\text{pH} < 7.5-8.0$. Med råvannet i Orkdal som utgangspunkt ble korrosjonshastigheten for kobber redusert med ca 50-90 % avhengig av pH i behandlet vann og vannhastigheten, både ved karbonatisering og vannglassdosering. Den største reduksjonen ble oppnådd ved høy vannhastighet når pH var høy.



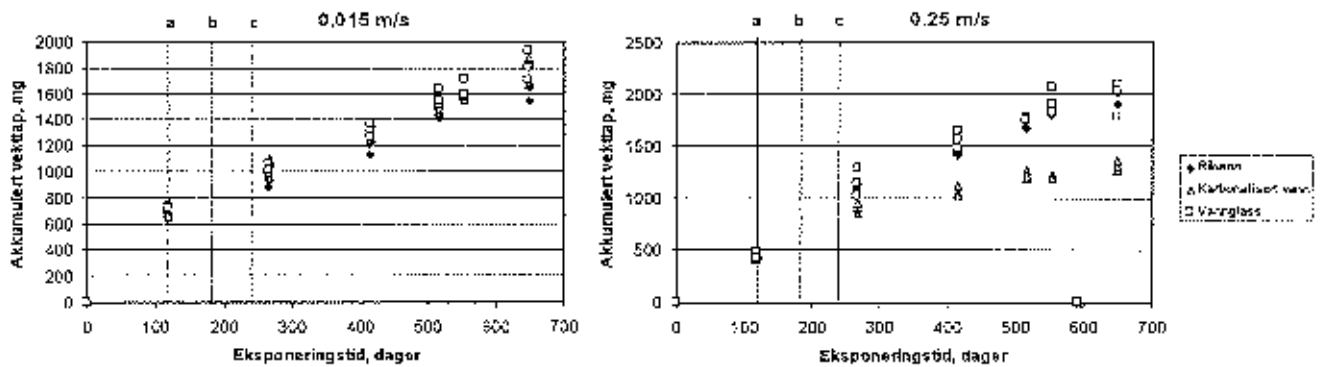
Figur 16. Korrosjonshastighet for kobber (både LPR-måling og målt med potensiodynamisk sveip i non-tafel-området) som funksjon av pH i råvann, etter karbonatisering og etter vannglassdosering for en vannhastighet på henholdsvis 0.015 og 0.25 m/s.

5.3 Korrosjon av jern

Jernkorrosjonen ble evaluert basert på målinger av korrosjonshastigheten ved hjelp av vekttapskuponger, samt en analyse av sammensetningen av belegg og korrosjonsprodukter som ble dannet på vekttapskupongene. Disse resultatene er presentert i kapittel 5.3.1 og 5.3.2.

5.3.1 Måling av korrosjonshastighet

Måling av korrosjonshastighet på duktilt støpejern ble utført med vekttapskuponger. Figur 17 angir akkumulert vekt tap ved hvert uttak av kuponger etter at korrosjonsproduktene ble fjernet for kuponger i råvann, etter karbonatisering og etter vannglassdosering for en vannhastighet på henholdsvis 0.015 og 0.25 m/s. Korrosjonshastigheten til enhver tid vil være helningen på kurvene i figur 17 dividert på kupongenes areal. Det er imidlertid mindre interessant hvilken korrosjonshastighet en har etter f.eks. 400 dager, hvis denne endrer seg over tid. En ønsker derimot å finne hvilken korrosjonshastighet en vil ha flere år fram i tid. For å få best mulig svar på dette bør målingene pågå inntil helningen på kurvene i figur 17 er konstant over tid, eller til en har tilstrekkelig med data til å kunne ekstrapolere kurven tilstrekkelig langt fram i tid.



Figur 17. Akkumulert vekt tap for duktilt støpejern i råvann, etter karbonatisering og etter vannglassdosering for en vannhastighet på henholdsvis 0.015 og 0.25 m/s. a) 118 dagers eksponering: start karbonatisering, b) 182 dagers eksponering og c) 239 dagers eksponering: start med ønsket vannglass dose.

Basert på figur 17, og beregning av endringer i helningen på kurvene i figuren, er det beregnet en korrosjonshastighet for duktilt støpejern i de seks aktuelle eksponeringsmiljøene. Disse beregningene er presentert i tabell 2. Det må imidlertid bemerkes til beregningene at helningen på kurvene i figur 17 fortsatt endres over tid, og at disse endringene ikke er "stabile". Dette gjelder alle tre vannkvalitetene ved 0.015 m/s i vannhastighet, men spesielt i rørsøyfen med vannglassdosering (både for 0.015 og 0.25 m/s i vannhastighet). Ved en vannhastighet på 0.25 m/s i råvann og karbonatisert vann er endringene mer stabile. Disse har også hatt lengre eksponeringstid med relativt konstante betingelser enn der det doseres vannglass. Dette medfører også at en må forvente endringer i de angitte korrosjonshastighetene i tabell 2, spesielt der det doseres vannglass, hvis måleperioden forlenges. For å få bedre verdier på korrosjonshastigheten til duktilt støpejern bør derfor prosjektperioden forlenges.

Tabell 2. Målt korrosjonshastighet for duktilt støpejern etter totalt 649 dagers prosjektperiode.

Vannhastighet	Korrosjonshastighet, mg/cm ² år ¹⁾		
	Råvann	Karbonatisert vann	Vannglassdosering
0.015 m/s	ca 44	ca 41	ca 41
0.25 m/s	ca 50	ca 23	ca 35

¹⁾ 1.0 mg / cm² dag = 365 mg / cm² år

Resultatene i tabell 2 viser at det er liten, eller ingen effekt, på korrosjonshastigheten til duktilt støpejern av hverken karbonatisering eller vannglassdosering når vannhastigheten er lav (0.015 m/s). Korrosjonshastigheten i råvannet er ca 44 mg/cm²·år, mens den ved karbonatisering og vannglassdosering i begge tilfeller er ca 41 mg/cm²·år. Selv om disse verdiene ikke har stabilisert seg enda, er dette ikke uventet da tidligere erfaringer også tilsier at det generelt er vanskelig å få tilfredsstillende effekt på støpejern av vannbehandling for korrosjonskontroll når en har svært lav vannhastighet og/eller stillstand i ledningsnettet. Ved 0.25 m/s i vannhastighet er korrosjonshastigheten i råvannet ca 50 mg/cm²·år. Etter 531 dagers eksponering i karbonatisert vann er korrosjonshastigheten redusert til ca 23 mg/cm²·år, mens den etter 410 dagers eksponering i vann med vannglassdosering er redusert til ca 35 mg/cm²·år. Dvs ca 50 % reduksjon ved karbonatisering og

ca 30 % reduksjon ved vannglassdosering. Korrosjonshastighetene, spesielt der det doseres vannglass, var fortsatt ikke stabil, og det er sannsynlig at denne fortsatt vil endre seg.

5.3.2 Analyse av belegg og korrosjonsprodukter

Det ble kun gjort observasjoner av korrosjonsprodukter på duktilt støpejern fra vekttafskupongene. Det ble imidlertid ikke gjort noen undersøkelser eller observasjoner av evt endringer i belegg og korrosjonsprodukter i gamle støpejernsrør som var inkludert i pilotanlegget.

Visuelle observasjoner av korrosjonsproduktene på vekttafskupongene viste at allerede etter prekorroderingsperioden på ca 4 mnd (dvs når alle tre rørsøyfene ble tilført kun råvann), var kupongene dekket med et tykt og ujevnt lag med svært løstsittende korrosjonsprodukter (i hovedsak jernhydroksyd). Ved en vannhastighet på 0.015 m/s hadde belegget da en tykkelse på ca 2-5 mm, og ved 0.25 m/s i vannhastighet var belegget litt tynnere (ca 1-4 mm) og litt mindre løst.

Observasjoner av belegg og korrosjonsprodukter på støpejern er spesielt interessant pga vannglass sin påståtte og dokumenterte (Vik et al. 1996) evne til å kompleksbinde og løse opp bl.a. rust, slik at gammel rust fjernes før det evt avsettes et beskyttende silikatbelegg på overflaten. Ved karbonatisering hevdes det derimot at evt beskyttende belegg stort sett dannes over eksisterende rustbelegg.

Etter at anlegget hadde vært i drift totalt ca 20 mnd, hvorav ca 16 mnd med karbonatisering (rørsøyfe II) og ca 12 mnd med vannglassdosering (rørsøyfe III), kunne belegget av korrosjonsprodukter basert på visuelle observasjoner beskrives som følger:

- Rørsøyfe I (råvann), 0.015 m/s i vannhastighet.
 - ⇒ Svært tykt, ujevnt og løstsittende belegg. Belegget var ca 10-15 mm tykt, men med store variasjoner i tykkelsen.
 - ⇒ Store mengde lysebrunt og svært løst og voluminøst belegg ytterst (antagelig Fe(III)-hydroksyd). Nærmere metalloverflaten er belegget mørkere (mindre oksydert), og nær metallet er det helt svart, men fortsatt løstsittende.
 - ⇒ Metalloverflaten var svært ujevnt angrepet, med mange groper.
- Rørsøyfe I (råvann), 0.25 m/s i vannhastighet.
 - ⇒ Tykt, ujevnt og løstsittende belegg. Belegget var ca 10 mm tykt, men med store variasjoner i tykkelsen.
 - ⇒ Belegget var stort sett som ved 0.015 m/s (rørsøyfe I), men litt mindre voluminøst og løstsittende.
 - ⇒ Metalloverflaten var ujevnt angrepet, med mange groper.
- Rørsøyfe II (karbonatisert vann), 0.015 m/s i vannhastighet.
 - ⇒ Tykt, ujevnt og løstsittende belegg. Belegget var ca 10 mm tykt, men med store variasjoner i tykkelsen.
 - ⇒ Relativt store mengder med blanding av lysebrunt, og en del mørkere belegg som var ganske løstsittende. Nærmere metalloverflaten er belegget mørkere (mindre oksydert) og noe fastere, og nær metallet er det helt svart.
 - ⇒ Metalloverflaten var ujevnt angrepet, med relativt mange groper.
- Rørsøyfe II (karbonatisert vann), 0.25 m/s i vannhastighet.
 - ⇒ Svært tynt og svært hardt belegg. Belegget var ikke mer enn ca 1 mm tykt med enkelte tuberkler hvor belegget på mindre området var ca 3-5 mm tykt.
 - ⇒ Belegget var mørkebrunt, med litt lysere farge over tuberklene.

- ⇒ Metalloverflaten var generelt lite angrepet, men med antydning til groper under tuberklene.
- Rørsløyfe III (vannglassdosering), 0.015 m/s i vannhastighet.
 - ⇒ Svært tykt, ujevnt og løstsittende belegg. Belegget var stort sett over 10 mm tykt, men med store variasjoner i tykkelsen.
 - ⇒ Store mengder svært lyst (stedvis nesten gråhvitt) belegg som løsnet lett. Enkelte steder noe mørkere belegg. Nærmere metalloverflaten er belegget mørkere og noe fastere, og nær metallet er det helt svart.
 - ⇒ Metalloverflaten var ujevnt angrepet, med relativt mange groper.
- Rørsløyfe III (vannglassdosering), 0.25 m/s i vannhastighet.
 - ⇒ Svært tynt og middels hardt belegg. Belegget var ikke mer enn ca 1 mm tykt, men med en del tuberkler hvor belegget var ca 3-7 mm tykt.
 - ⇒ Belegget var lysebrunt, med enda lysere farge (nesten gråhvitt) over tuberklene.
 - ⇒ Metalloverflaten var generelt lite angrepet, men med antydning til groper under tuberklene. Det var flere tuberkler enn ved karbonatisering.

Vannglass sin evne til å kompleksbinde og løse opp rust har en observert relativt lite av i pilotanlegget. Selv om rustbelegget er blitt ganske løst ved lav vannhastighet, og en betydelig del av det opprinnelige rustbelegget er forsvunnet ved høy vannhastighet, har dette tatt lang tid. Dette kan skyldes en kombinasjon av at disse prosessene tar/kan ta lang tid (avhengig av f.eks. det opprinnelige beleggets sammensetning, vannkvaliteten og driftsforholdene), og at vannhastigheten er konstant i pilotanlegget, i motsetning til i et ledningsnett. Ved karbonatisering og høy vannhastighet har imidlertid minst like stor andel av det opprinnelige rustbelegget forsvunnet, som ved vannglassdosering. Ved høy vannhastighet synes det derfor som om karbonatisering også kan fjerne en vesentlig andel av det gamle rustbelegget. Dette vil imidlertid sikkert være avhengig av f.eks. det opprinnelige beleggets sammensetning, vannkvaliteten og driftsforholdene.

Belegget av korrosjonsprodukter som dannes på støpejern vil i varierende grad gi beskyttelse mot videre korrosjon, avhengig av både hvilke produkter som dannes og hvordan de er blitt dannet. Jern kan innta to oksidasjonstilstander (Fe(II) og Fe(III)), og danne en rekke forskjellige to- og treverdige hydroksyder, oksyder og karbonater, samt forskjellige blandingsforbindelser (Benjamin et al. 1996). Enkelte av disse forbindelsene gir relativt god korrosjonsbeskyttelse, mens andre gir dårlig beskyttelse. Videre kan en generelt si at når en forbindelse felles ut rask, vil den gi dårligere beskyttelse enn når den dannes over lengre tid, fordi en rask utfelling gir et mere amorft og voluminøse produkt. Det betyr at forbindelser som normalt regnes for å gi god beskyttelse, kan gi dårlig beskyttelse hvis de danne for hurtig. I tillegg er mange av forbindelsene som dannes metastabile, dvs at de ikke er stabile, men omdannes til andre produkter over tid. En vil imidlertid ikke komme nærmere inn på hvilke forbindelser som kan dannes, men kort nevne noen få av de viktigste forbindelsene og hvilken grad av beskyttelse de gir. Generelt gir de fleste jernoksyder/hydroksyder relativt dårlig korrosjonsbeskyttelse. Hurtig utfelt voluminøs treverdig jernhydroksyd (FeOOH), spesielt lepidocrocite, gir svært dårlig beskyttelse. Både magnetite (Fe₃O₄) og eldre krystallin FeOOH kan derimot gi en viss grad av beskyttelse. Jernkarbonat (FeCO₃) er kjent for å gi god korrosjonsbeskyttelse. Kalsiumkarbonat (CaCO₃) regnes også for å gi god beskyttelse. Det er imidlertid noe uenighet om hvor god beskyttelse jernsilikat gir, men som oftest antas det at de fleste jernsilikater gir god korrosjonsbeskyttelse.

Analyser av beleggets og korrosjonsproduktene sammensetning vil derfor gi informasjon om hvor godt jernet er beskyttet mot videre korrosjon. Belegg og korrosjonsprodukter fra vekttingskupper av duktilt støpejern fra hver rørsløyfe ved 0.25 m/s i vannhastighet ble derfor analysert ved hjelp av SEM (BSE) og "X-ray mapping" (se kort analysebeskrivelse i kapittel 4.3). All dokumentasjon fra disse foreligger som farge foto. Denne dokumentasjonen er ikke inkludert i

denne rapporten, fordi den ville gjort rapporten svært dyr og lite "publikumsvennlig". Nedenfor har en derfor kun presentert konklusjonene fra analysene uten å inkludere noen av fargefotoene. For spesielt interesserte er det imidlertid laget et eget vedlegg til rapporten som inneholder den viktigste dokumentasjonen i form av en rekke fargefoto (Østerhus 1998). Analyseresultatene kan oppsummeres som følger:

- Rørsøyfe I (råvann), 0.25 m/s i vannhastighet
 - ⇒ Svært tykt og voluminøst belegg som i hovedsak består av voluminøs jernhydroksyd med ispedd ulike jernoksyder og litt jernkarbonat.
 - ⇒ Et tykt og voluminøst belegg som vil gi dårlig korrosjonsbeskyttelse.
- Rørsøyfe II (karbonatisert vann), 0.25 m/s i vannhastighet.
 - ⇒ De tynneste delene av belegget består av kalsiumkarbonat.
 - ⇒ De litt tykkere delene av belegget har ulike jernoksydforbindelser nærmest metallet med noe jernkarbonat over og litt kalsiumkarbonat på toppen.
 - ⇒ Tuberklene består i hovedsak av jernoksyd/hydroksyd overdekt av en blanding av jernkarbonat og kalsiumkarbonat.
 - ⇒ Et tynt og krystallint belegg som forventes å gi god korrosjonsbeskyttelse.
- Rørsøyfe III (vannglassdosering), 0.25 m/s i vannhastighet.
 - ⇒ De tynneste delene av belegget var svært tynt. Denne delen av belegget bestod av jernoksyd/hydroksyd innerst med jernkarbonat på toppen, begge deler ispedd en del kalsium (men lite silikat).
 - ⇒ Der belegget var litt tykkere var sammensetningen stort sett den samme, men med betydelige mengder jernsilikatbelegg på toppen.
 - ⇒ De tykke delene av belegget (tuberklene) består innerst av relativt kompakt og krystallin jernoksyd/hydroksyd, jernkarbonat og jernsilikat i klart avgrensede områder ispedd litt kalsium. Deretter kommer et område med mer voluminøs blanding av jern-/hydroksyd, jernkarbonat og jernsilikater ispedd litt kalsium. Ytterst er det et mer kompakt/krystallint belegg av jernsilikater og jernkarbonat.
 - ⇒ Et tynt og krystallint belegg som forventes å gi god korrosjonsbeskyttelse.

Både ved karbonatisering og vannglassdosering viste belegganalysene at det dannes krystalline forbindelser av bl.a. henholdsvis $\text{CaCO}_3/\text{FeCO}_3$ og jernsilikat/ FeCO_3 , som en vil forvente gir relativt god korrosjonsbeskyttelse. Verdt å merke seg er også at på tross av at råvannet kun inneholder 1-2 mg Ca/l, så fører vannglassdosering til at det bakes en del kalsiumforbindelser i belegget.

5.4 Nedbrytning av sementmørtelforing

Analysene er utført av Inger Meland, SINTEF Bygg og miljøteknikk, Sement og betong (Meland 1998). Siden en stor del av dokumentasjonen fra analysene foreligger som fargefoto, har en valgt å også inkludere denne dokumentasjonen i det samme vedlegget til rapporten som er beskrevet i kapittel 5.3.2 (Østerhus 1998). Nedenfor har en derfor kun presentert konklusjonen fra analysene, uten å inkludere noe av dokumentasjonen.

Det ble kun utført analyser av slaggsement foringer på duktilt støpejern. De tre analyserte sementmørtelforingene hadde vært eksponert til henholdsvis råvann, karbonatisert vann og vann med vannglassdosering (alle ved en vannhastighet på 0.015 m/s) fra den 8. oktober 1996 til den 26. januar 1998, dvs totalt 475 dager.

Det kunne ikke påvises signifikant nedbryting/utlutning fra slaggsementfôringene, hverken i råvann, karbonatisert vann eller ved vannglassdosering. En medvirkende årsak til dette kan være at vannhastigheten var såpass lav, siden utvasking fra sementbaserte materialer i stor grad er begrenset av massetransportfenomener nær sementoverflaten (Østerhus og Fiksdal 1998). I tidligere forsøk med Jonsvatnet i Trondheim og karbonatisert vann (Østerhus 1992) er det blitt observert målbar utlutning i begge disse vannkvalitetene, fra både slaggsement og aluminatsement, i løpet av kortere eksponeringstid enn i dette tilfellet.

På prøven fra karbonatisert vann ble det imidlertid observert et ca 30-40 μm tykt sjikt med CaCO_3 på toppen av sementoverflaten (dvs over den opprinnelige sementoverflaten). Dette på tross av at det karbonatiserte vannet periodevis var relativt langt fra CaCO_3 -likevekt (med $[\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]/K_{sp} \sim 0.2-1.2$). CaCO_3 sjiktet hadde jevn tykkelse og dekket det meste av sementoverflaten med enkelte små områder med lite eller ingen CaCO_3 . En medvirkende årsak til at CaCO_3 sjiktet forblir intakt, selv om vannet periodevis er relativt langt fra CaCO_3 -likevekt, er antagelig at vannhastigheten er svært lav. Det er sannsynlig at CaCO_3 sjiktet vil beskytte sementen mot utlutning. Hvor god denne beskyttelsen vil være hvis vannhastigheten øker, er avhengig av hvor amorf og løstsittende CaCO_3 sjiktet er, samt vannkvaliteten etter karbonatisering.

På prøven fra rørslyfe III (vannglassdosering) ble det observert silikatanrikning i den ytterste delen (50-100 μm) av den Ca-rike sementpastaen. Til forskjell fra prøven fra karbonatisert vann hvor CaCO_3 sjiktet ble dannet på toppen av sementen, skjer silikatanrikningen ved vannglassdosering inne i selve sementen, dvs i den øverste Ca-rike delen av sementpastaen. Siden silikat er et av hovedelementene i sementpastaen, er det vanskelig å identifisere en evt silikatanrikning uten at denne er betydelig. Likevel kan en påvise silikatanrikningen. Det er sannsynlig at silikatanrikningen i det ytterste delen av sementpastaen vil beskytte sementen mot nedbryting og utlutning. Basert på resultatene er det selvsagt ikke mulig å rangere evt beskyttelse som oppnås ved silikatanrikning mot evt beskyttelse som oppnås ved dannelse av CaCO_3 belagg.

6. KONKLUSJONER

Nedenfor er konklusjonene fra pilotforsøkene oppsummert. Resultatene tyder på at vannglass kan være et interessant alternativ til karbonatisering. Vannglass sin virkemåte er imidlertid svært komplisert, og det er mange faktorer som påvirker resultatet. Det er derfor lite kunnskap om hvordan vannglass virker, hvilke andre parametere som påvirker effekten av vannglass, hva som er optimale betingelser (dose, pH, driftsbetingelser, osv). Etterhvert som vannglass nå tas mer og mer i bruk, er det viktig at det legges ned en del arbeid i å framskaffe mer kunnskap om effekten av vannglass som korrosjonsinhibitor, både for å optimalisere driften av disse anleggene, og for å bestemme potensialet til vannglass, både til korrosjonskontroll og for å løse vannkvalitetsproblemer.

Resultatene kan oppsummeres som følger:

- I pH området 7.5-8.5 gir vannglass og karbonatisering likeverdig beskyttelse av kobber forutsatt at vannet behandles til samme pH. Det betyr ikke at effekten av vannglass nødvendigvis er en ren pH-effekt, men at effekten er dominert av pH-effekten i dette pH-området.
- Det dannes beskyttende belegg på støpejern ved en vannhastighet på 0.25 m/s både når det karboniseres og doseres vannglass. Ved karbonatisering er CaCO_3 og FeCO_3 viktige bestanddel i dette belegget, og ved vannglassdosering dannes det ulike typer jernsilikater, FeCO_3 , samt noe kalsium forbindelser. Begge beleggene er tynne og krystalline.
- I råvann ble det ikke dannet typisk beskyttende belegg på støpejern ved noen av vannhastighetene. Belegget bestod i hovedsak av FeOOH og var svært voluminøst og amorf.
- Ved 0.015 m/s i vannhastighet ble korrosjonsproduktene på støpejernet ikke analysert, men belegget var svært voluminøst i alle tre vannkvalitetene.
- Verken karbonatisering eller vannglassdosering fører til signifikant reduksjon i jernkorrosjonen når vannhastigheten er lav.
- Ved høy vannhastighet reduserte karbonatisering jernkorrosjonen med ca 50 %, mens vannglassdoseringen førte til en reduksjon på 30 %. Korrosjonsverdiene, spesielt der det doseres vannglass, hadde fortsatt ikke stabilisert seg. De angitte reduksjonene i korrosjonshastighet kan derfor endres hvis måleperioden forlenges.
- Nøyaktigheten til resultatene på jern kunne med fordel bedres (f.eks. ved å forlenge måleperioden).
- Det var ikke målbar nedbrytning av sementmørtelføringene (slaggsement) i noen av vannkvalitetene ved 0.015 m/s i vannhastighet. Ved karbonatisering var det imidlertid dannet et CaCO_3 belegg på toppen av sementpastaen, og ved vannglassdosering var det tydelig anrikning av silikat i det øvre sjiktet av sementpastaen. En vil forvente at begge disse beleggtypene vil gi en beskyttelse av sementen.
- Resultatene fra forsøkene viser at bruk av vannglass er et interessant alternativ til f.eks. karbonatisering. Vannglass har også en del andre potensielle fordeler framfor mer tradisjonelle metoder, f.eks. enkelt utstyr/drift, kan løse vannkvalitetsproblemer, redusere belegg og avsetningsproblemer, osv.

- Det må imidlertid poengteres at resultatene fra forsøksperioden i Orkdal ikke var like bra ved vannglassdosering som ved karbonatisering, når en betrakter korrosjonshastigheten til støpejern. Om denne forskjellen vil jevnes ut over tid, eller om manglende optimalisering er en årsak, er umulig å si uten nærmere undersøkelser.
- Det bør imidlertid gjennomføres en del optimaliseringsarbeid (inklusive korrosjons målinger) for å kartlegge effekten av vannglass bedre og dermed også få bedre effekt av en evt vannglassdosering.

7. FORSLAG TIL VIDERE ARBEID

Selv om en i prosjektet er kommet til at bruk av vannglass kan være et interessant alternativ til karbonatisering for korrosjonskontroll, er det fortsatt svært mange ubesvarte spørsmål. Samtidig er interessen for bruk av vannglass svært stor. Prosjektet og pilotforsøkene bør derfor etter vår mening videreføres, i første rekke for å få sikrere data for korrosjonshastigheten på duktilt støpejern (ved lengre tids eksponering). Samtidig kan det gjennomføres flere typer målinger/analyser i pilotanlegget som vil øke kunnskapen om hvordan vannglass virker. Dette kan f.eks. inkludere:

- ⇒ Avanserte elektrokjemiske målinger på kobber for å undersøke korrosjonsmekanismer. Kunnskaper om korrosjonsmekanismene vil i større grad muliggjøre en effektiv optimalisering og vurdering av prosessene.
- ⇒ Analysere korrosjonsbeleggets sammensetning på kobber. Kunnskap om belegget på metall-overflaten er viktig for optimalisering av prosessen. Det er tross alt dette belegget som evt beskytter metallet mot videre korrosjon.
- ⇒ Analysere korrosjonsbeleggets sammensetning på jern for andre betingelser enn tidligere (fra kupper ved vannhastighet på 0.015 m/s og fra gamle støpejernsrør som er plassert i pilotanlegget).
- ⇒ Undersøke groptæring på støpejern.
- ⇒ Undersøke evt beleggdannelse/nedbryting av sementmørtelforinger ved lengre tids eksponering.
- ⇒ Undersøke evt stabilisering av gamle asbestsement rør.

I tillegg ville en kunne få mye informasjon ved å grave opp og analysere beleggets sammensetning på rørprøver fra forskjellige vannverk som har hatt vannglassdosering en tid. Det bør da tas rørprøver av ulike materialer som har vært eksponert for ulike vannhastigheter. En kan da analysere rørprøver fra vannverk med forskjellige råvannskvaliteter og vannglassdoser.

En grundig oppfølging av fullskala anlegg med vannglassdosering vil også kunne gi mye informasjon. En slik oppfølging måtte inkludere analyser av råvann og behandlet vann, vannkvalitetsanalyser en rekke steder ute på ledningsnettet, analyser av henstandsvann, analyser av endringer i beleggsammensetningen på ulike materialer, måling av korrosjonshastighet på kobber og jern, analyser av sementbaserte materialer, osv.

Før eller siden er en imidlertid nødt til også å gjennomføre optimaliseringsforsøk, der en ser på forholdet mellom råvannskvalitet, vannglassdose, samt parametere som pH, Ca, osv og korrosjonshastighet, dannelsen av belegg, samt vannkvalitetsendringer.

8. REFERANSER

- AKZO-PQ Silica (1991): *Waterglass – Sodium and Potassium Silicates*. AKZO-PQ Silica rapport.
- Arpadia, M : *Corrosion and Scale Inhibitors for Drinking-Water Pipes*. International Committee on Corrosion and Protection of Underground Pipelines.
- Benjamin, M M, Reiber, S H, Ferguson, J F, Vanderwerff, E A og Miller, M W (1990): *Chemistry of Corrosion Inhibitors in Potable Water*. Report from AWWA Research Foundation, Denver.
- Benjamin, M M, Sontheimer, H og Leroy, P(1996): Chapter 2: Corrosion of Iron and Steel. I *Internal Corrosion of Water Distribution Systems*. Cooperative Research Report, AWWA Research Foundation og DVGW-Technologiezentrum Wasser, 2. Utgave.
- Brezonik, P L (1994): *Chemical Kinetics and Process Dynamics in Aquatic Systems*. Lewis Publishers.
- Dietzel, M og Usdowski, F (1995): Depolymerization of Soluble Silicate in Dilute Aqueous Solutions. *Col. Poly. Sci.*, Vol. 273, No 6, side 590.
- Falcone, J S (1982): *Soluble Silicates*. ACS Symposium Series 194, American Chemical Society, Washington D.C.
- Haavik, A (1995): Erfaringer med bruk av vannglass i Norge. Data fra Inderøy kommune, AKZO PQ Silica Norge ANS.
- Haavik, A (1997): Manual for tilsetning av vannglass til drikkevann. AKZO PQ Silica.
- Haavik, A (1998a): Personlige meddelelser.
- Haavik, A (1998b): Hva er vannglass. *Vann*, nr 1, side 108-113.
- Hier, R K (1979): *The Chemistry of Silica – Solubility, Polymerization, Colloid and Surface Properties and Biochemistry*. John Wileys and Sons.
- LaRosa-Thompson, J og Scheetz, B (1994): *Use of Sodium Silicate to Inhibit Corrosion in Water Distribution Systems*. Report from Intercollege Materials Research Lab, The Pennsylvania State University.
- Meland, I (1998): Sementmørtelforing i duktilt støpejernsrør, Orkdal kommune. Notat SINTEF Bygg og miljøteknikk, Sement og betong, 1998-03-12.
- Mikaelsen, B (1998): Erfaringer fra vannverk som bruker vannglass. *Vann* nr 1, side 114.
- Montgomery, J M (1985): *Water Treatment Principles and Design*. John Wileys and Sons.
- Norby, L E og Mikaelsen, B (1997): Gimlevann Vannverk – Vannglass som korrosjonskontroll. *Kommunalteknikk* nr 9.
- Pettersen, H, Danneborg, R og Ljunggren, B (1997): Stamsund Vannverk – hevet ledningskapasitet og vannkvalitet med vannglassdosering og rensepluggkjøring. *Kommunalteknikk* nr 4.

- Schock, M R og Buclow, R W (1981): The Behavior of Asbestos-Cement Pipe under Various Water Quality Conditions: Part 2, Theoretical Considerations. JAWWA, vol. 73, side 636.
- Stericker, W (1945): Protection of Small Water Systems from Corrosion. Ind. Eng. Chem., vol. 37, side 716.
- The PQ Corporation: PQ[®] Soluble Silicates: for Protection of Water Systems from Corrosion. Bulletin 37-3.
- Vik, E A, Ryder, R A, Wagner, I og Ferguson, J F (1996): Chapter 8: Mitigation of Corrosion Effects. I Internal Corrosion of Water Distribution Systems. Cooperative Research Report, AWWA Research Foundation og DVGW-Technologiezentrum Wasser, 2. Utgave.
- Østerhus, S W (1992): Korrosjon og korrosjonskontroll i Trondheim kommune – Hovedrapport. SINTEF rapport STF60 A92080.
- Østerhus, S W (1997): Corrosion of Iron and Copper in Potable Water Distribution Systems – The Effect of Water Quality Assessed by Electrochemical Methods. Dr.ing. Avhandling, Institutt for vassbygging, NTNU, Trondheim.
- Østerhus, S W (1998): Vannglass som korrosjonsinhibitor - Resultater fra pilotforsøk i Orkdal kommune. Vedlegg til rapport STF22 A98319.
- Østerhus, S W og Fiksdal, L (1998): Vekselvirkning mellom ledningsmateriale og vannkvalitet. VAR-forskningsdagene, Trondheim 8. og 9. juni 1998.
- Åtland, Å, Haavik, A, Rosseland, B O, Salbu, B og Teien, H C (1998): Vannbehandling med silikat – hurtig avgiftning av aluminium. Norsk Fiskeoppdrett, Nr 7, side 40-41.

NORVAR-rapporter

- Rapport nr. 1: Aktuelle metoder for myk start/stopp av store motorer.
- Rapport nr. 2: Betongnedbrytning i kloakkbassenger.
- Rapport nr. 3: Register over industribedrifter tilknyttet offentlig avløpsnett. Forprosjekt for PC-basert registrerings- og rapporteringssystem.
- Rapport nr. 4: Bruk av PC i avløpsanlegg. Eksempel på system for registrering og bearbeidelse av driftsdata.
- Rapport nr. 5: Arbeidsmiljø i kloakkanlegg. Arbeid utført ved HIAS 1982–87.
- Rapport nr. 6: Organisasjons- og bemanningsplan for VAR-anlegg. Eksempel fra VAR-selskapet HIAS.
- Rapport nr. 7: Datasentral og EDB på avløpsrenseanlegg. Forprosjekt.
- Rapport nr. 8: EDB i VA-sektoren. Samordnet innsats.
- Rapport nr. 9: NORVAR's årsberetning 1988.
- Rapport nr. 10: NORVAR's årsberetning 1989.
- Rapport nr. 11: Fortellingens innflydelse på veksten i ol biofilmanlegg. Forsøk i laboratorieskala ved VEAS.
- Rapport nr. 12: NORVAR's årsberetning 1990.
- Rapport nr. 13: Prosess-styresystemer for VAR-anlegg. Forslag til kravspesifikasjon ut fra VAR-bransjens behov.
- Rapport nr. 13A: Prosess-styresystemer for VAR-anlegg. Funksjonsblokker for avløpsanlegg.
- Rapport nr. 13B: Funksjonsbeskrivelser for avløpsrenseanlegg.
- Rapport nr. 13C: Funksjonsbeskrivelser for ledningsnett.
- Rapport nr. 14: Drift av anlegg i VAR-sektoren. Behov for kompetanse og opplæring. Anbefaling fra anleggseierne.
- Rapport nr. 15: Driftsøverblikning av aktivert-karbonfilter
- Rapport nr. 16: EDB i VAR-teknikken. FDV – kravspesifikasjoner.
- Rapport nr. 17: EDB i VAR-teknikken. Driftskontrollanlegg for VA-transportssystemer. Innsamling og bearbeidning av data.
- Rapport nr. 18: EDB i VAR-teknikken. Sensorer og måleutstyr. Forprosjekt.
- Rapport nr. 19: EDB i VAR-teknikken. Økonomistyring i VAR-sektoren.
- Rapport nr. 20: Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Hovedrapport.
- Rapport nr. 20A: Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Aerob og anaerob behandling.
- Rapport nr. 20B: Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Kalking. Kompostering.
- Rapport nr. 20C: Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Slamavanning.
- Rapport nr. 20D: Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Termisk behandling av kloakkslam.
- Rapport nr. 21: NORVAR's årsberetning 1991.
- Rapport nr. 22: EDB i VAR-teknikken. Fase 1 – kravspesifikasjoner m.m. Statusbeskrivelse og forslag til videre arbeid.
- Rapport nr. 23A: Internkontroll for VA-anlegg. Mal for internkontrollhåndbok for VA-anlegg.
- Rapport nr. 23B: Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for avløpsanlegg. Eksempel fra Fredrikstad og Omega Avløpsanlegg.
- Rapport nr. 23C: Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for vannverk. Eksempel fra Vansjø vannverk.
- Rapport nr. 23D: Internkontroll for VA-anlegg. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg.
- Rapport nr. 23E: Internkontroll for VA-anlegg. Helse, miljø og sikkerhet ved vannbehandlingsanlegg.
- Rapport nr. 23F: Internkontroll for VA-anlegg. Helse, miljø og sikkerhet ved avløpsrenseanlegg.
- Rapport nr. 23G: Internkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks. Oltedalen kloakkrenseanlegg.
- Rapport nr. 23H: Internkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks. Smøla vannverk.
- Rapport nr. 23I: Internkontroll for VA-anlegg. Internkontroll for VA-transportsystemet. Eksempel på aktivitetsstyrende håndbok for avløpsvirksomheten, Nedre Eiker kommune.
- Rapport nr. 24: NRV-prosjekt. Korrosjonskontroll ved vannbehandling med mikronisert marmor.
- Rapport nr. 25: NORVAR's Slamgruppe. Mal for prosessoppfølging av anlegg for stabilisering og hygienisering av slam.
- Rapport nr. 26: NORVAR's Slamgruppe. Installering av gassmotor for strømproduksjon ved avløpsrenseanlegg.
- Rapport nr. 27: NORVAR's Slamgruppe. Mottak og behandling av avvannet råslam ved renseanlegg som hygieniserer og stabiliserer slam i væskeform.
- Rapport nr. 28: NORVAR's Slamgruppe. Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt.
- Rapport nr. 29: Rapport fra SFT-prosjekt. Regnvannsoverløp.
- Rapport nr. 30: Utvikling og testing av datasystem for informasjonsflyt i VA-sektoren. Erfaringer fra et pilotprosjekt.
- Rapport nr. 31: PRO-VA, Brukerklubb for prosess-styresystemer, drift- og fjernkontroll for VA-anlegg. Oversikt pr. 1993. Leverandører – produkter – konsulenter. Referanseanlegg, litteratur, terminologi.
- Rapport nr. 32: Bruk av statistiske metoder (kjemometri) til å finne sammenhenger i analyseresultater for avløpsvann.
- Rapport nr. 33: Rapport fra SFT-prosjekt. Evaluering av enkle rensemetoder. Slamavskilttere.
- Rapport nr. 34: Rapport fra SFT-prosjekt. Evaluering av enkle rensemetoder. Silor/finnister.
- Rapport nr. 35: Kravspesifikasjon og kontrollprogram for VA-kjemikalier.
- Rapport nr. 36: NORVAR's faggruppe for vannforsyning. Filter som hygienisk barriere.
- Rapport nr. 37: NORVAR's faggruppe for vannforsyning. EU/EØS, konsekvenser for Norges vannforsyning.
- Rapport nr. 38: NORVAR-prosjekter 1992/93.
- Rapport nr. 39: Implementering av EDB-basert vedlikeholdssystem. Erfaringer fra et referanseprosjekt knyttet til pilot-prosjekt ved Bekkeåget Renseanlegg. Sjekk-/momentliste for bruk ved implementering av EDB-basert vedlikehold.
- Rapport nr. 40: Driftsassistanser for avløp. Utredning om rolle og funksjon fremover.
- Rapport nr. 41: PRO-VA, Brukerklubb for prosess-styresystemer, drift- og fjernkontroll for VA-anlegg. METRI-TEI.. Kommunikasjonsmedium for VA-installasjoner. Erfaringer fra prøveprosjekt i Sandefjord kommune.
- Rapport nr. 42: Industriavløp til kommunalt nett. Evaluering av utførte industrikartleggingsprosjekter.
- Rapport nr. 43: NORVAR's faggruppe for vannforsyning. Korrosjonskontroll ved Hamar vannverk. Resultat fra fullskalaforøk.
- Rapport nr. 44: Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt. Vekstsesongen 1991.
- Rapport nr. 45: Forsøk med fordeling og feiling i 2 trinn med polyaluminiumklorid høsten 1993. Kartlegging av slam- og slammvannstrømmer med og uten forfelling 1993–94.
- Rapport nr. 46: Renovering av avløpsledninger. Retningslinjer for dokumentasjon og kvalitetskontroll.

NORVAR-rapporter forts.:

- Rapport nr. 47: Oslo kommune, Vann- og avløpsverket: Strategidokument for industrikontrollen.
Rapport nr. 48: NORVAR og miljøteknologi: Forprosjekt.
Rapport nr. 49: Grunnundersøkelser for infiltrasjon – små avløpsanlegg. Forundersøkelse, områdebefaring og detaljundersøkelse ved planlegging av separate avløpsrenseanlegg.
Rapport nr. 50: Rørinspeksjon i avløpsledninger. Rapporteringshåndbok. Standarddefinisjoner.
Rapport nr. 51: Slambehandling
Rapport nr. 52: Bruk av slam i jordbruket
Rapport nr. 53: Bruk av slam på grøntarealer
Rapport nr. 54: Rørinspeksjon av avløpsledninger. Veileder.
Rapport nr. 55: Vannbehandling og innvendig korrosjonskontroll i vannledninger
Rapport nr. 56: Vannforsyning til næringsmiddelindustrien. Krav til vannkvalitet. Vannverkets erstatningsansvar ved svikt i vannleveransen.
Rapport nr. 57: Trykkreduksjon. Håndbok og veileder.
Rapport nr. 58: Karbonatisering på alkaliske filter.
Rapport nr. 59: Veileder ved utarbeidelse av prosessgarantier.
Rapport nr. 60: Avløp fra bilvaskeanlegg til kommunalt renseanlegg.
Rapport nr. 61: Veileder i planlegging av fornyelse av vannledningsnett.
Rapport nr. 62: Veileder i planlegging av spyling og pluggkjøring av vannledningsnett.
Rapport nr. 63: Mål for søknad om godkjenning av vannverk.
Rapport nr. 64: Driftserfaringer fra anlegg for stabilisering og hygienisering av slam i Norge. Forprosjekt.
Rapport nr. 65: Forslag til veileder for fettavskillere til kommunalt avløpsnett.
Rapport nr. 66: EØS-regelverket brukt på anskaffelser i VA-sektoren.
Rapport nr. 67: NORVAR's faggruppe for vannforsyning. Filter som hygienisk barriere. Fase 3: Resultater for pilotforsøk og praktiske erfaringer fra vannverk.
Rapport nr. 68: NORVAR's faggruppe for vannforsyning. Korrosjonskontroll ved Stange Vannverk. Forsøk med tilsetning av mikronisert marmor og CO₂ ved Råvannspumpestasjonen.
Rapport nr. 69: Evaluering av enkle rensemetoder, fase 2: Siler/firister
Rapport nr. 70: Evaluering av enkle rensemetoder, fase 2: Store slamavskillere samt underlag for veileder.
Rapport nr. 71: Evaluering av enkle rensemetoder, fase 3: Veileder for valg av rensemetode ved utslipp til gode sjøresipienter.
Rapport nr. 72: Utviklingstrekk og utfordringer innen VA-teknikken. Sammenstilling av resultatet fra arbeidet i NORVARs gruppe for langtidsplanlegging (LTP) i VA-sektoren.
Rapport nr. 73: Etablering av NORVARs VA-INFOTORG. Bruk av Internett som kommunikasjonsverktøy.
Rapport nr. 74: Spesialrapport – 5. utgave. Beskrivelse av 34 EDB-programmer/moduler for bruk i VA-teknikken.
Rapport nr. 75: NORVARs faggruppe for EDB og IT: IT-strategi i VA-sektoren.
Rapport nr. 76: Dataflyt-Klassifisering av avløpsledninger.
Rapport nr. 77: Alternative områder for bruk av slam utenom jordbruket. Forprosjekt.
Rapport nr. 78: Alternative behandlingsmetoder for fettslam fra fettavskillere.
Rapport nr. 79: Informasjonssystem for drikkevann, forprosjekt
Rapport nr. 80: Sjekkliste/veiledning for prosjektering og utførelse av – VA-hoved og stikkledninger – sanitærinstallasjoner
Rapport nr. 81: Veileder. Kontahering av VA-tekniske prosessanlegg i totalentreprise
Rapport nr. 82: Veileder for prøvetaking av avløpsvann
Rapport nr. 83: Rørinspeksjon med videokamera: Veiledning/rapportering – hovedledninger, stikkledninger, avløpskummer
Rapport nr. 84: Forfall og fornyelse av ledningsnett. Sammendragsrapport fra perioden 1992-1997
Rapport nr. 85: Effektiv partikkelseparasjon innen avløpsteknikken. Strategisk forprosjekt
Rapport nr. 86: Behandling og disponering av vannverksslam. Forprosjekt
Rapport nr. 87: Kalsiumkarbonatfiltere for korrosjonskontroll. Utprøving av forskjellige marmormasser
Rapport nr. 88: Vannglass som korrosjonsinhibitor. Resultater fra pilotforsøk i Ørkdal kommune